



RAPPORT SUR L'ÉTAT DES RESSOURCES EN EAU ET DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES DU QUÉBEC 2025



AVERTISSEMENT

Téléchargez le document pour bénéficier de l'ensemble de ses fonctionnalités.

COORDINATION ET RÉDACTION

Cette publication a été réalisée par la Direction générale des politiques de l'eau du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP).

RENSEIGNEMENTS

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

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2025
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN : 978-2-555-01368-1 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.
© Gouvernement du Québec, 2025

Photo de la page couverture
© Patrick Émond, 2024



Mot du ministre de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs



Le Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec 2025 nous rappelle à quel point il est essentiel d'agir pour mieux préserver l'eau, cette richesse collective. Cette troisième édition nous éclaire sur des sujets prioritaires pour améliorer encore la situation dans les prochaines années.

Certains indicateurs sont encourageants, notamment l'état de la population de bar rayé du fleuve Saint-Laurent et la concentration de métaux dans les cours d'eau. Toutefois, des efforts importants doivent se poursuivre. La présence de pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole et celle des espèces exotiques envahissantes aquatiques animales au Québec, entre autres, sont des exemples concrets de problématiques sur lesquelles il faudra continuer de se concentrer.

Des avancées ont été réalisées ces dernières années dans la foulée de la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030 et de son premier plan d'action. Cependant, des enjeux demeurent, tels que ceux des micropolluants et des pressions exercées par les changements climatiques.

Les savoirs acquis depuis la parution de la première édition de ce rapport nous permettent aujourd'hui d'avoir un portrait plus complet de la situation.

Par exemple, notre niveau de connaissance de certains sujets, comme la quantité d'eau et les milieux humides, s'améliore constamment.

Je souhaite vivement que ce portrait serve à appuyer la prise de décisions et les interventions des différents acteurs de l'eau. Entre autres, il appuiera certainement la poursuite des travaux découlant du Plan national de l'eau. D'ailleurs, la précédente édition du Rapport a grandement contribué à l'identification des actions à mener dans les prochaines années par l'entremise de cet ambitieux plan, ce qui témoigne de la pertinence et de l'importance de cette publication unique.

Utilisons ces nouvelles connaissances pour agir plus efficacement dans ce domaine vital!

Benoit Charette

Ministre de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs



Mot de l'adjointe parlementaire du ministre de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs



À titre de présidente du Forum d'action sur l'eau, j'accueille avec beaucoup d'intérêt les résultats présentés dans cette nouvelle édition du Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec. Sa réalisation est le fruit du travail rigoureux de plus d'une centaine de spécialistes du Ministère, qui ont mis à profit leurs expertises complémentaires afin de produire un portrait fiable, détaillé et à jour de la situation dans ce domaine essentiel.

Ce rapport présente une synthèse des connaissances acquises au cours des dernières années sur des thèmes aussi variés que la qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent et le degré de précarité des espèces vivant en milieux humides ou hydriques. Il remplit sa mission en rendant accessible au public de l'information sur la qualité de l'eau, la quantité d'eau, la biodiversité et les écosystèmes aquatiques, donnant ainsi une vue d'ensemble de leur état actuel et de leur évolution. Tout cela, à partir des données recueillies par le biais des différents programmes de suivi gouvernementaux.

En mettant en lumière les tendances et les enjeux prioritaires, ce rapport pourra également servir de guide pour orienter la gouvernance et la gestion intégrée des ressources en eau au Québec dans les années à venir. À cet égard, je veillerai à ce que les

membres du Forum d'action sur l'eau et moi-même portions une attention particulière au Rapport, puisque les résultats qui y sont exposés pourront alimenter nos réflexions et nos travaux, notamment ceux en lien avec la réalisation des mesures annoncées dans le Plan national de l'eau.

J'en profite pour remercier toutes les personnes qui ont contribué à l'élaboration de ce rapport, dont les membres du Bureau des connaissances sur l'eau, qui en sont les maîtres d'œuvre. C'est en améliorant nos savoirs grâce à des outils comme celui-ci et en collaborant comme nous le faisons au sein du forum que j'ai le plaisir de présider que nous pouvons mieux préserver l'eau.

Sur la base de ce portrait actualisé, poursuivons nos efforts pour protéger cette richesse collective!

Agnès Grondin

Adjointe parlementaire à la protection de l'eau et à la biodiversité



© Patrick Émond (MELCCFP)

Avant-propos

Équipe de production

La production de l'édition 2025 du Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec (ci-après le Rapport), coordonnée par le Bureau des connaissances sur l'eau, est le résultat d'une importante collaboration intraministérielle entre différentes directions porteuses d'expertises essentielles à l'analyse de l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec.

Plus d'une centaine de professionnelles, professionnels et gestionnaires ont participé à la rédaction et à la révision du Rapport au sein du Ministère. Les principales personnes qui ont contribué à cette édition sont nommées à l'[annexe 1](#).



AVANT-PROPOS

Objectif et portée du Rapport

Indispensable à la vie, vulnérable et épuisable, l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation québécoise, comme l'affirme la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés* (c. C-6.2) de 2009 (communément appelée la *Loi sur l'eau*). Il importe de préserver cette ressource et d'en améliorer la gestion pour répondre aux besoins des générations actuelles et futures. À titre de gardien des intérêts de la nation, l'État veille à la protection, à la restauration, à la mise en valeur et à la gestion des ressources en eau au nom des citoyennes et citoyens. En vertu de l'article 17 de la Loi sur l'eau, et dans le but de fournir à la population une information qui soit la plus fiable, complète et à jour possible, le Ministère doit produire un rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec tous les cinq ans.

L'objectif du Rapport est de faciliter l'accès à une vue d'ensemble sur les conditions actuelles des ressources en eau (eau de surface et eau souterraine dans leur état naturel) et des écosystèmes aquatiques ainsi que de suivre leur évolution au fil du temps. Ainsi, il permet d'identifier les principaux enjeux qui entourent cette ressource à partir de l'information recueillie par le biais des différents programmes de suivi gouvernementaux.

Ultimement, le Rapport peut aider à la prise de décisions concernant différents enjeux à l'échelle de la province. Il contribue entre autres au suivi de la mise en œuvre de certaines mesures gouvernementales. En soulignant les principaux enjeux liés à l'eau au Québec, le Rapport peut également guider les orientations de la gestion intégrée des ressources en eau, orchestrée par les organismes de bassins versants à l'échelle des bassins versants et par les tables de concertation régionales à l'échelle du fleuve Saint-Laurent.

Les versions antérieures du Rapport (2014 et 2020) [sont disponibles en ligne](#).

ENCART

Gestion intégrée de l'eau par bassin versant et problématiques prioritaires

En vertu de la Loi sur l'eau, le Québec s'est engagé à mettre en œuvre la [gestion intégrée des ressources en eau](#) (GIRE). En s'appuyant sur la participation volontaire et la concertation des acteurs de l'eau, ce modèle de gestion intégrée et concertée vise à concilier les intérêts, usages et préoccupations à l'égard des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques sur les territoires concernés. Au Québec, la GIRE inclut la gestion intégrée de l'eau par bassin versant par les organismes de bassins versants (OBV).

Dans cette optique, chaque OBV doit réaliser un plan directeur de l'eau (PDE) en concertation avec les acteurs du milieu et voit à le mettre à jour. Pour la mise à jour des PDE (2024-2034), les OBV devaient prioriser entre trois et six catégories de problématiques rencontrées sur leur territoire d'action. Parmi les priorisations effectuées dans le cadre de cet exercice, 84 % sont associées aux huit catégories de problématiques suivantes (en ordre de priorisation) :

- Destruction de milieux humides et hydriques ou dégradation de leur qualité;
- Mauvaise qualité de l'eau;
- Présence d'une espèce exotique envahissante;
- Problème d'approvisionnement en eau;
- Érosion des berges ou érosion côtière;
- Inondation de zones avec enjeux;
- Dégradation ou perte d'habitat faunique;
- Conflit d'usages.



AVANT-PROPOS

Le Plan national de l'eau : une richesse collective à préserver

Le Rapport s'inscrit dans les grandes orientations et actions dans le domaine de l'eau au Québec. Sa publication est soutenue par les plans d'action découlant de la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030 (SQE), notamment par le biais de l'orientation 6 de la SQE, soit « Acquérir et partager les meilleures connaissances sur l'eau ».

La Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030

En 2018, le gouvernement du Québec a lancé la [Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030](#) afin de répondre aux enjeux émergents entourant les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques et de tenir compte de l'évolution du contexte en matière de gestion de l'eau.

Vision de la SQE

En 2030, l'eau du Québec est plus que jamais une richesse et une fierté collectives. Informés et engagés, le gouvernement, ses partenaires et la population protègent, utilisent et gèrent l'eau et les milieux aquatiques de façon responsable, intégrée et durable.

S'appuyant sur les principes de la *Loi sur le développement durable* et de la *Loi sur l'eau*, la SQE comporte sept grandes orientations qui visent à favoriser une gestion intégrée, durable et équitable des ressources en eau. De plus, les orientations de la SQE comprennent un total de 23 objectifs et neuf cibles pour l'horizon 2030. En ce qui concerne les résultats associés aux cibles, l'Institut de la statistique du Québec met à jour annuellement la [Vitrine des indicateurs de la Stratégie québécoise de l'eau](#).

Les sept orientations de la SQE

- 1 Assurer une eau de qualité pour la population
- 2 Protéger et restaurer les milieux aquatiques
- 3 Mieux prévenir et gérer les risques liés à l'eau
- 4 Miser sur le potentiel économique de l'eau
- 5 Promouvoir une utilisation durable de l'eau
- 6 Acquérir et partager les meilleures connaissances sur l'eau
- 7 Assurer et renforcer la gestion intégrée des ressources en eau



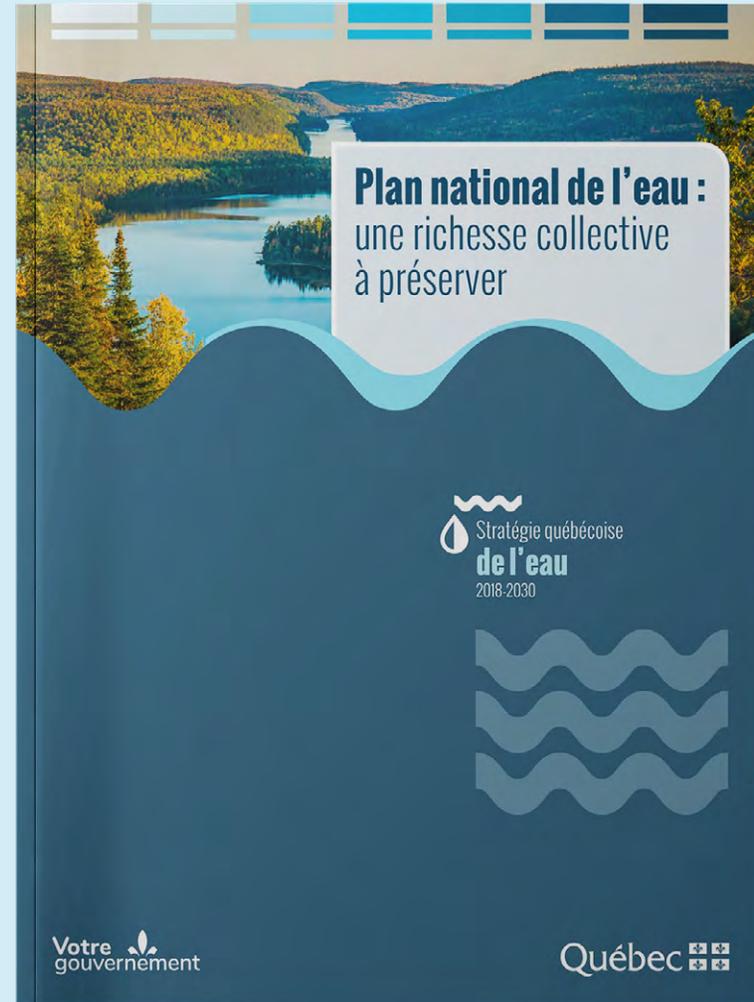
Les plans d'action

La SQE se déploie en plusieurs plans d'action successifs qui établissent les mesures à mettre en œuvre afin d'atteindre les objectifs et cibles.

Le premier plan d'action de la SQE, soit le [Plan d'action 2018-2023](#), comprenait 63 mesures. Il a permis la mise en place de plusieurs programmes, tels que le Programme de soutien régional aux enjeux de l'eau, et a favorisé la réalisation de nombreuses initiatives, telles que la mise en place d'une approche de gestion intégrée de l'eau pour la rivière des Outaouais. Ce plan d'action est venu à échéance le 31 mars 2023. Les bilans annuels de la mise en œuvre du Plan d'action 2018-2023 peuvent être consultés sur la [page Web de la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030](#).

Afin de poursuivre les efforts qui permettront d'atteindre les objectifs et cibles de la SQE, le gouvernement du Québec a diffusé en septembre 2024 un deuxième plan d'action, soit le [Plan national de l'eau : une richesse collective à préserver](#), qui tient compte des nouvelles préoccupations des acteurs de l'eau.

Il est à noter que le Forum d'action sur l'eau a contribué activement à la réflexion entourant l'élaboration du Plan national de l'eau. Cette réflexion portait sur trois principaux blocs thématiques, soit la protection de la qualité de l'eau, l'usage durable de l'eau et des écosystèmes, ainsi que la planification du territoire et le suivi de l'état des ressources en eau.





© Caroline Anderson (MELCCFP)

ENCART

Le Forum d'action sur l'eau

Constitué d'une vingtaine d'organisations membres issues des secteurs municipal, environnemental, économique et scientifique, le [Forum d'action sur l'eau](#) a été créé en 2021. Il a pour mission de favoriser l'engagement, la mobilisation, la cohérence et la complémentarité des actions des principaux intervenants dans le domaine de l'eau au Québec. Il s'agit d'un lieu de concertation qui vise à soutenir le gouvernement dans ses choix d'interventions prioritaires et dans l'identification des instances les plus appropriées en fonction de l'évolution du contexte de gouvernance de l'eau au Québec et des changements climatiques et environnementaux.



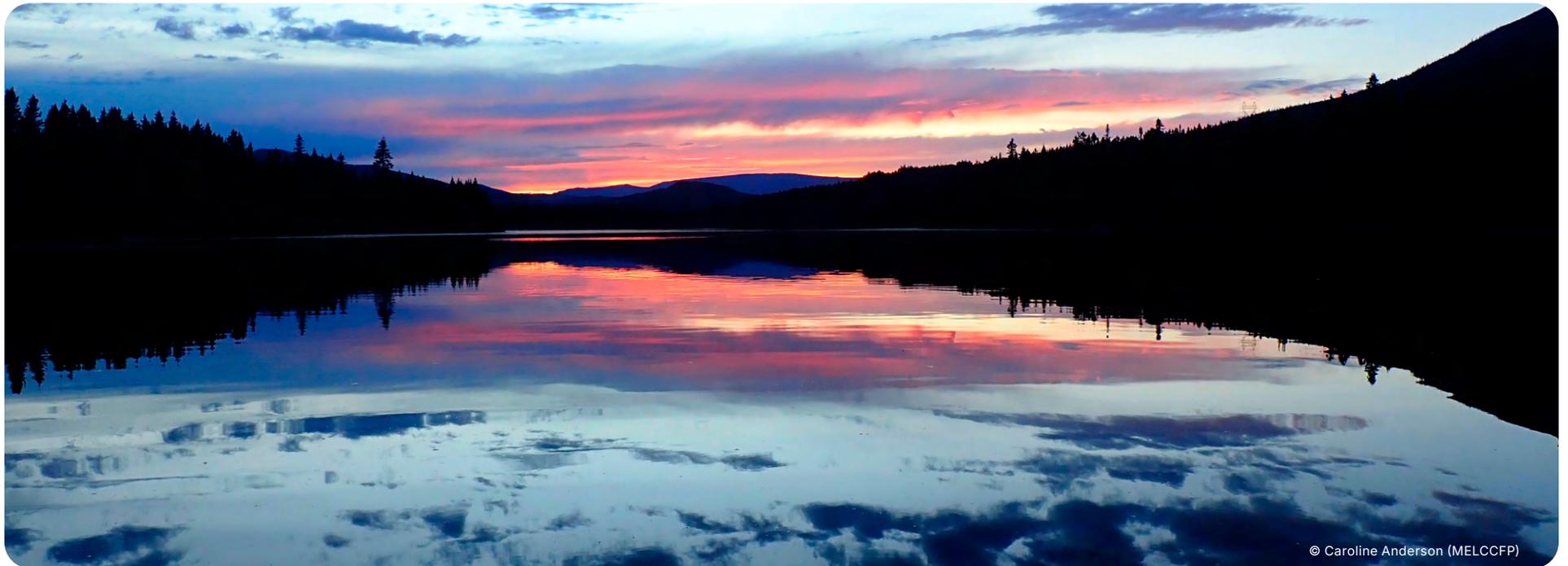
Le Plan national de l'eau, financé par le Fonds bleu, comprend 38 mesures ainsi qu'un ensemble d'actions dédiées aux Premières Nations et Inuit. Ce plan d'action propose notamment des activités, des projets et des programmes visant entre autres à soutenir l'innovation technologique et sociale, la recherche et le développement, l'acquisition de connaissances, l'amélioration des performances ainsi que la sensibilisation, l'éducation et la mobilisation de la population.

ENCART

Le Fonds bleu

Le Fonds bleu a été créé en 2023 par le biais de la *Loi instituant le Fonds bleu et modifiant d'autres dispositions*. Ce fonds permet le financement adéquat, prévisible et suffisant de toute mesure que le ministre peut réaliser pour

assurer la protection, la restauration, la mise en valeur et la gestion de l'eau. Ce fonds étant exclusivement consacré à l'eau, son financement provient en partie des redevances exigibles pour l'utilisation de l'eau.



© Caroline Anderson (MELCCFP)



Table des matières

Mot du ministre de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs	I
---	----------

Mot de l'adjointe parlementaire du ministre de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs	II
---	-----------

Avant-propos	III
---------------------	------------

Équipe de production	III
----------------------	-----

Objectif et portée du Rapport	IV
-------------------------------	----

Le Plan national de l'eau : une richesse collective à préserver	V
---	---

Introduction	1
---------------------	----------

Faits saillants	3
------------------------	----------

Synthèse des résultats	7
-------------------------------	----------

Qualité de l'eau	9
------------------	---

Biodiversité et écosystèmes	13
-----------------------------	----

État des connaissances par thématique	18
--	-----------

Mode d'emploi des fiches	19
--------------------------	----

Qualité de l'eau	20
------------------	----

• Fiches qualité de l'eau (<i>voir à la page X pour plus de détails</i>)	30
--	----

Biodiversité et écosystèmes	114
-----------------------------	-----

• Fiches biodiversité et écosystèmes (<i>voir à la page X pour plus de détails</i>)	120
---	-----

Quantité d'eau	187
----------------	-----

• Eaux de surface	188
-------------------	-----

• Eaux souterraines	190
---------------------	-----

• Facteurs influençant la quantité d'eau	194
--	-----

• Actions en cours et à venir au Ministère	198
--	-----

Conclusion	199
-------------------	------------

Bibliographie	201
----------------------	------------

Annexe 1	205
-----------------	------------

Équipe de production détaillée	206
--------------------------------	-----



Fiches

Qualité de l'eau	30	Biodiversité et écosystèmes	120
Communautés de diatomées benthiques dans les petits cours d'eau en milieu agricole	31	Atteinte des seuils de conservation pour le saumon atlantique	121
Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat grossier	38	Biovolume de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent	126
Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat meuble	47	Degré de naturalité des écosystèmes aquatiques	132
Contamination des poissons par les toxiques en eau douce	54	Écologie et biodiversité floristique en milieux humides	136
État trophique des lacs	60	Espèces floristiques en situation précaire	142
Métaux en cours d'eau	68	État des populations exploitées en lac (doré, touladi, omble de fontaine)	149
Pesticides dans le lac Saint-Pierre	74	État des principales espèces exploitées du fleuve Saint-Laurent	154
Pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole	78	Indice d'introduction des espèces exotiques envahissantes aquatiques animales	159
Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole	85	Plantes aquatiques exotiques envahissantes	164
Physicochimie et bactériologie des masses d'eau du fleuve	93	Population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent	169
Physicochimie et bactériologie des tributaires du fleuve	100	Tendance des rangs de précarité des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques	174
Qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent	108	Tendance des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs	181



Liste des encarts

Gestion intégrée de l'eau par bassin versant et problématiques prioritisées	IV	Communautés de macroinvertébrés benthiques dans le Nord québécois	43
Le Forum d'action sur l'eau	VII	Cations majeurs dans les lacs	62
Le Fonds bleu	VIII	Suivi du périphyton	64
Portrait global de l'état du Saint-Laurent	17	Suivi de l'oxygène dissous	65
Alcalinité des milieux aquatiques dans le Nord québécois	21	Pesticides dans les eaux souterraines en milieu agricole	81
Résidus miniers amiantés en milieux aquatiques	22	Taux de mortalité et reproduction de populations d'omble chevalier anadrome dans le Nord québécois	114
Sels dissous (chlorures et sodium) dans les eaux de surface	23	État des écosystèmes riverains	117
Débordements d'eaux usées	26	Indice de qualité morphologique des cours d'eau	118
Contaminants émergents : le cas des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées	28	Évolution spatiotemporelle des milieux humides	119
Communautés de diatomées dans le Nord québécois	35	Atlas hydroclimatique du Québec méridional	189



© David Boutin



Le Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec (ci-après le Rapport) permet d'établir une base commune de connaissances sur les conditions actuelles des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques et de suivre leur évolution au fil du temps.

L'édition 2025 du Rapport s'inscrit dans la continuité des éditions précédentes.

D'abord, depuis la première édition du Rapport (2014), l'approche utilisée s'inspire du modèle pression-état-réponse mis au point par l'Organisation de coopération et de développement économiques dans les années 1990¹. Cette approche se base sur le principe selon lequel les diverses pressions causées par les activités humaines agissent sur les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques, influençant leur état. Les changements climatiques exacerbent certaines de ces pressions. Cet état influence à son tour les usages des ressources et contribue à orienter l'identification de priorités d'action à mettre de l'avant par le gouvernement et les acteurs de l'eau pour répondre aux problèmes soulevés. Ces réponses viennent conséquemment moduler les pressions qui agissent sur les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques.

De plus, depuis la deuxième édition du Rapport (2020), des indicateurs sont utilisés afin de décrire l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques. Les indicateurs choisis sont reconnus par la communauté scientifique, documentés et conçus pour rendre compte de l'état des ressources. Ils peuvent résulter de l'assemblage de plusieurs paramètres ou être constitués d'un seul paramètre clé.

Ainsi, dans le cadre de l'édition 2025 du Rapport, 24 indicateurs ont été sélectionnés. Chaque indicateur est présenté à l'aide d'une fiche autoportante qui décrit l'état de l'indicateur, sa tendance, les pressions exercées et les effets anticipés des changements climatiques. Ces fiches ont été construites à partir des données les plus fiables et à jour disponibles au moment de leur rédaction.

Il est à noter que, comparativement à l'édition précédente, l'édition 2025 du Rapport contient un nombre réduit de fiches. L'intention est que le Rapport se concentre sur l'information qui permet d'identifier les principaux enjeux liés à l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques, et qu'il constitue à la fois un document de référence et un outil d'aide à la prise de décisions. En effet, cette édition du Rapport présente uniquement des fiches d'indicateur. Il ne comprend donc pas de fiches d'information, de fiches de référence ou de fiches portant sur des indicateurs en développement. De plus, une sélection plus fine des indicateurs a été effectuée afin que ceux-ci fournissent un portrait clair de l'état de l'eau au Québec. Cette sélection repose entre autres sur la disponibilité et la représentativité des données ainsi que sur la pérennité des suivis, cette dernière étant assurée notamment en optant pour des indicateurs qui relèvent de la compétence provinciale.

L'édition 2025 du Rapport présente d'abord les faits saillants ainsi qu'une synthèse des principaux résultats. Trois thématiques sont ensuite abordées, soit la qualité de l'eau (12 fiches d'indicateur), la biodiversité et les écosystèmes (12 fiches d'indicateur), ainsi que la quantité d'eau.

En plus du Rapport, les connaissances produites par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) dans le domaine de l'eau sont diffusées de différentes façons, notamment par le biais des outils suivants :

- L'[Atlas de l'eau](#) est une carte interactive qui permet de consulter de façon simultanée différents jeux de données dans le domaine de l'eau. Il est mis à jour périodiquement pour permettre l'ajout de nouvelles informations et pour actualiser les connaissances disponibles. Les informations présentées concernent plusieurs thématiques, telles que le suivi de la qualité de l'eau et des écosystèmes, les sources de pollution du milieu aquatique, la quantité d'eau, les usages de l'eau, l'utilisation du territoire ainsi que les problématiques prioritaires identifiées pour chaque zone de gestion intégrée de l'eau par bassin versant.
- Le [Portail des connaissances sur l'eau](#) (PCE) est une plateforme collaborative qui s'adresse aux acteurs de l'eau. L'objectif principal du PCE est de soutenir ceux-ci dans la réalisation de leurs mandats en offrant un accès intégré, rapide et transparent aux connaissances sur l'eau. Des services de partage et des outils de travail collaboratifs, tels que des sites de collaboration, favorisent la circulation de ces connaissances.
- Le [Répertoire d'information sur l'eau](#) (RIE) permet à la population d'accéder à des contenus de nature publique référencés dans le PCE. On peut y repérer des dizaines de milliers de documents, des données et des sites Web en lien avec l'eau. Un moteur de recherche permet de s'informer des connaissances disponibles à partir de mots-clés ou selon différents filtres, entre autres en fonction de l'échelle territoriale.



Faits saillants

© David Boutin



Le portrait des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques révèle que

25 % des indicateurs présentent un état bon ou intermédiaire-bon.



Parmi les tendances décelées,

l'état de 18 % des indicateurs présente une tendance à l'amélioration.



La population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent est en bon état,

tant au niveau de la répartition des individus, de l'abondance des jeunes de l'année et de la structure de la population. Les efforts de réintroduction et de conservation de l'espèce, consentis de 2002 à 2019 par le gouvernement du Québec et ses partenaires, ont permis de reconstituer une population autosuffisante. La poursuite du suivi de cette population permettra de s'assurer de son caractère rétabli et d'intervenir si son état se détériore.

● Population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent



Le risque que posent les pesticides pour les organismes aquatiques a diminué dans le lac Saint-Pierre comparativement à 2015.

Effectivement, l'indicateur à cet effet présente une tendance à l'amélioration. Cela est en partie attribuable à de nouvelles exigences réglementaires et au travail des acteurs du milieu agricole, qui ont contribué à la diminution des ventes des cinq pesticides les plus à risque. Le suivi des pesticides au lac Saint-Pierre réalisé par le Ministère s'inscrit dans un contexte de mobilisation du gouvernement et du milieu de la recherche.

● Pesticides dans le lac Saint-Pierre

LÉGENDE ● Bon ● Intermédiaire bon ● Intermédiaire ● Intermédiaire mauvais ● Mauvais



Le portrait des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques révèle que

38 % des indicateurs présentent un état mauvais ou intermédiaire-mauvais.



La qualité de l'eau des cours d'eau en milieu agricole est préoccupante.

Effectivement, les trois indicateurs qui présentent un état mauvais sont tous liés à ces milieux et cet état se maintient. Les pressions agricoles proviennent en bonne partie des grandes cultures intensives, comme le maïs et le soya, pour lesquelles l'utilisation d'engrais (déjections animales, engrais minéraux et biosolides) et de pesticides est importante. Les activités liées à l'élevage intensif contribuent également à cette situation, de même que l'absence d'entreposage étanche des déjections animales dans plusieurs exploitations agricoles. Certaines pratiques culturales, comme celles laissant le sol à nu et l'épandage d'automne, contribuent aussi à cette problématique.

- Communautés de diatomées benthiques dans les petits cours d'eau en milieu agricole
- Pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole
- Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole



Parmi les tendances décelées,

l'état de 27 % des indicateurs présente une tendance à la détérioration.



Une tendance à la détérioration est observée pour cinq des sept indicateurs spécifiquement liés au fleuve Saint-Laurent.

De plus, les indicateurs concernant la qualité bactériologique de l'eau en rives ainsi que les principales espèces de poissons exploitées présentent un état intermédiaire-mauvais. Les pressions agissant sur le fleuve sont nombreuses, notamment l'afflux de contaminants de diverses sources (urbaines, industrielles et agricoles) et d'autres activités humaines comme la navigation et la pêche.

- Biovolume de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent
- Contamination des poissons par les toxiques en eau douce
- État des principales espèces exploitées du fleuve Saint-Laurent
- Physicochimie et bactériologie des masses d'eau du fleuve
- Qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent

LÉGENDE

● Bon

● Intermédiaire bon

● Intermédiaire

● Intermédiaire mauvais

● Mauvais



Près de la moitié des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques sont en situation précaire au Québec.

De plus, plusieurs espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs sont également en situation précaire au Québec. Cela s'explique principalement par la destruction, la dégradation et la fragmentation des habitats de ces espèces.

- Tendence des rangs de précarité des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques
- Tendence des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs

L'introduction d'espèces exotiques envahissantes aquatiques animales demeure un enjeu au Québec.

L'indicateur évoque un taux d'introduction modérément élevé qui tend à se maintenir. Au cours des dernières années, certaines espèces introduites et établies dans les Grands Lacs ont continué à se propager vers le Québec par le biais du fleuve Saint-Laurent alors que d'autres, déjà établies au Québec, ont progressé sur le territoire. Ces espèces sont actuellement considérées comme l'une des plus importantes menaces pour la biodiversité.

- Indice d'introduction des espèces exotiques envahissantes aquatiques animales



Bien qu'à ce jour la situation ne soit pas généralisée en ce qui concerne la quantité d'eau au Québec, des problèmes sporadiques d'approvisionnement en eau ont été rapportés par des citoyennes et citoyens, des municipalités et des entreprises, particulièrement lors d'étés secs et dans des régions qui connaissent une croissance démographique et qui sont en développement dans le sud du Québec. Dans un contexte de changements climatiques, les périodes de faible disponibilité de l'eau augmenteront en fréquence et en sévérité dans le Québec méridional.



Synthèse des résultats

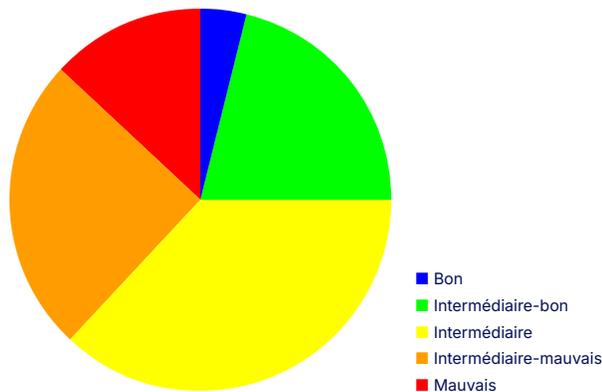
© Caroline Anderson (MELCCFP)



Cette section présente une synthèse des résultats pour l'ensemble des indicateurs selon les deux thématiques qui présentent des fiches, soit la qualité de l'eau ainsi que la biodiversité et les écosystèmes. Tel que mentionné précédemment, la thématique de la quantité d'eau n'est associée à aucune fiche d'indicateur.

Sur les 24 fiches d'indicateur, 4 % des indicateurs présentent un état bon, 21 % un état intermédiaire-bon, 37 % un état intermédiaire, 25 % un état intermédiaire-mauvais et 13 % un état mauvais (figure 1). Sur les 22 fiches d'indicateur qui reflètent une tendance, 18 % des indicateurs présentent une tendance à l'amélioration, 55 % une tendance au maintien et 27 % une tendance à la détérioration. Il n'a pas été possible d'établir une tendance à partir des analyses réalisées pour deux des 24 fiches.

FIGURE 1 – Synthèse de l'état des indicateurs



Bien qu'assez équilibrés, ces résultats révèlent un bilan davantage négatif que positif. Effectivement, plus d'indicateurs présentent un état préoccupant (intermédiaire-mauvais et mauvais) qu'un état encourageant (bon et intermédiaire-bon). De plus, davantage d'indicateurs présentent une tendance à la détérioration qu'à l'amélioration. Aucun des indicateurs qui présentent un état préoccupant n'affiche une tendance à l'amélioration. Ces constats s'appliquent également aux deux thématiques associées à des fiches d'indicateur.

En effet, la thématique de la qualité de l'eau au Québec est associée à 12 fiches d'indicateurs : 33 % de ceux-ci présentent un état bon ou intermédiaire-bon, 25 % un état intermédiaire et 42 % un état intermédiaire-mauvais ou mauvais (figure 2). Lorsqu'une tendance a été décelée, elle est à l'amélioration pour 18 % des indicateurs, au maintien pour 55 % et à la détérioration pour 27 %.

Quant à la thématique de la biodiversité et des écosystèmes au Québec, elle est associée à 12 autres fiches d'indicateurs : 17 % de ceux-ci présentent un état bon ou intermédiaire-bon, 50 % un état intermédiaire et 33 % un état intermédiaire-mauvais ou mauvais (figure 3). Lorsqu'une tendance a été décelée, elle est à l'amélioration pour 18 % des indicateurs, au maintien pour 55 % et à la détérioration pour 27 %.

FIGURE 2 – Synthèse de l'état de la qualité de l'eau

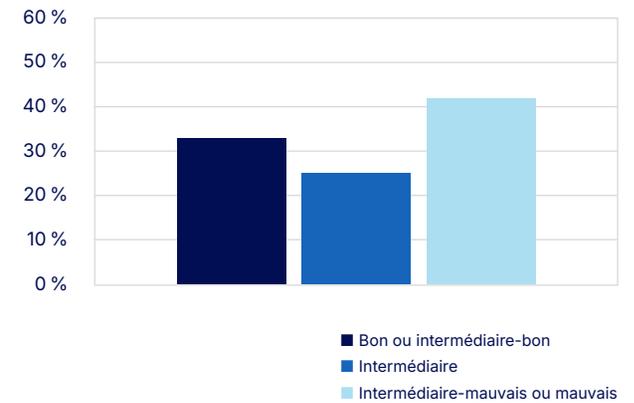
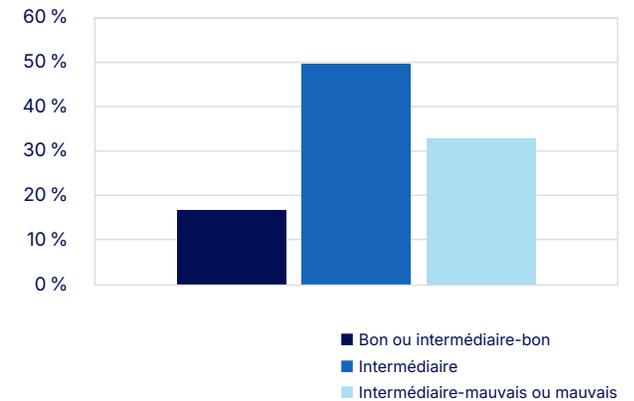


FIGURE 3 – Synthèse de l'état de la biodiversité et des écosystèmes

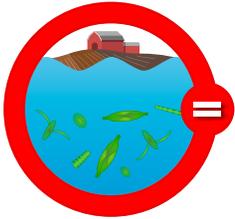




SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Synthèse par indicateurs

Qualité de l'eau

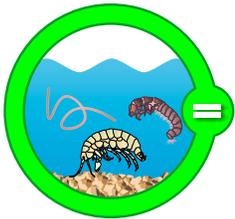


COMMUNAUTÉS DE DIATOMÉES BENTHIQUES DANS LES PETITS COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE

État : Mauvais

Tendance : Maintien

Pour la période 2020-2022, l'état global des communautés de diatomées benthiques dans les petits des cours d'eau en milieu agricole à l'étude est mauvais. En effet, seulement 9 % des 58 cours d'eau analysés sont en bon état biologique, alors 79 % sont en mauvais ou en très mauvais état. Les activités agricoles affectent de façon importante les communautés de diatomées benthiques. En effet, plus les superficies cultivées sont élevées dans les bassins versants des cours d'eau à l'étude, plus l'intégrité biologique diminue significativement. L'état global de cet indicateur était également mauvais pour la période 2015-2017. La tendance est donc au maintien.



COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES EN SUBSTRAT GROSSIER

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Maintien

Pour la période 2018-2022, l'état global des communautés de macroinvertébrés benthiques en cours d'eau à substrat grossier est intermédiaire-bon. En effet, 53 % des stations présentent un indice de santé du benthos (ISB₉) de très bonne ou bonne intégrité, alors que 47 % se situent sous le seuil de bonne intégrité. La tendance de cet indicateur entre la période 2012-2016 et la période 2018-2022 est au maintien.

Légende

État

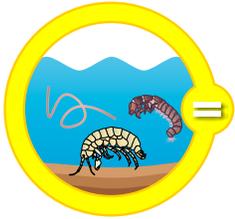
- Bon
- Intermédiaire bon
- Intermédiaire
- Intermédiaire mauvais
- Mauvais

Tendance

- ⤴ Amélioration
- = Maintien
- ⤵ Détérioration
- ⊘ Ne s'applique pas

Autres symboles

- ◆ Toxiques
- ⊘ Exotique



COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES EN SUBSTRAT MEUBLE

État : Intermédiaire

Tendance : Maintien

Pour la période 2018-2022, l'état global des communautés de macroinvertébrés benthiques en cours d'eau à substrat meuble est intermédiaire. En effet, 38 % des stations présentent un indice de santé du benthos (ISB_m) de bonne intégrité, alors que 62 % se situent sous le seuil de bonne intégrité. La tendance de cet indicateur entre la période 2012-2016 et la période 2018-2022 est au maintien.



CONTAMINATION DES POISSONS PAR LES TOXIQUES EN EAU DOUCE

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Détérioration

L'état global de la contamination des poissons par le mercure, les biphényles polychlorés et les polybromodiphényléthers est intermédiaire-bon. En effet, les teneurs moyennes mesurées sont majoritairement inférieures aux valeurs de référence. L'indicateur porte sur trois des principales espèces de poissons pêchées au Québec (le doré jaune, le grand brochet et la perchaude) et une espèce de poisson dont se nourrit la faune terrestre piscivore (le meunier noir) dans trois secteurs du fleuve Saint-Laurent. La tendance de cet indicateur est toutefois à la détérioration. En effet, des augmentations significatives des teneurs moyennes en mercure ont été décelées entre la période 2014-2016 et la période 2019-2022, ce qui démontre une dégradation importante du niveau de contamination des poissons par le mercure.

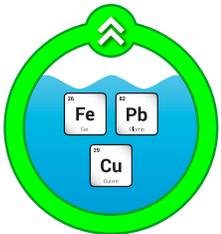


ÉTAT TROPHIQUE DES LACS

État : Intermédiaire-bon

Tendance :
Ne s'applique pas

L'état global de l'indicateur d'état trophique des lacs est jugé comme intermédiaire-bon, puisque 74 % des 774 lacs du Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) montrent, au plus, de légers signes d'eutrophisation (lacs oligotrophes à oligo-mésotrophes). En revanche, 26 % des lacs présentent un niveau d'eutrophisation allant d'intermédiaire à très avancé (lacs mésotrophes à hyper-eutrophes). Pour l'instant, il n'est pas possible d'établir la tendance de cet indicateur.



MÉTAUX EN COURS D'EAU

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Amélioration

Pour la période 2020-2022, l'état global de l'indicateur des métaux traces en rivières est considéré comme intermédiaire-bon, puisque seulement quatre des métaux analysés présentent des dépassements de critères de vie aquatique chronique (CVAC) aux neuf stations suivies. Il s'agit du cuivre pour sa fraction dissoute, et de l'aluminium, du cobalt et du fer pour leur fraction extractible totale. Une diminution de la fréquence des dépassements des CVAC est constatée pour ces quatre métaux depuis la période 2010-2012. La tendance de cet indicateur est donc à l'amélioration.

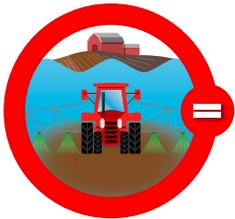


PESTICIDES DANS LE LAC SAINT-PIERRE

État : Intermédiaire

Tendance : Amélioration

L'état global de l'indicateur des pesticides dans le lac Saint-Pierre est intermédiaire, compte tenu de la présence simultanée de plusieurs pesticides et des dépassements de critères de vie aquatique chronique (CVAC). En effet, de 2017 à 2022, un total de 27 pesticides a été détecté aux trois stations suivies. Les pesticides détectés le plus souvent durant l'été sont généralement ceux utilisés dans les cultures de maïs et de soya. De plus, des dépassements de CVAC ont été décelés dans 1 % à 20 % des échantillons, l'amplitude des dépassements pouvant atteindre jusqu'à deux fois la valeur des CVAC. La tendance à l'amélioration de cet indicateur est en partie attribuable au fait que, depuis 2018, la vente et l'utilisation des cinq pesticides les plus à risque doivent être prescrites et justifiées par un agronome. Ces exigences réglementaires, combinées au travail des acteurs du milieu agricole, ont contribué à la diminution des ventes de la plupart de ces pesticides.

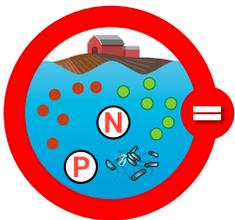


PESTICIDES DANS LES COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE

État : Mauvais

Tendance : Maintien

L'état global de l'indicateur des pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole est mauvais, compte tenu de la présence simultanée de plusieurs pesticides et des dépassements de critères de vie aquatique chronique (CVAC). En effet, de 2017 à 2022, de 4 à 53 pesticides ont été détectés dans les cours d'eau échantillonnés. De plus, des 40 cours d'eau échantillonnés, 22 montrent des dépassements de CVAC dans plus de 50 % des échantillons. L'amplitude des dépassements varie entre 2 et plus de 1000 fois la valeur du CVAC. La tendance de cet indicateur est au maintien.



PHYSICOCHIMIE ET BACTÉRIOLOGIE DES COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE

État : Mauvais

Tendance : Maintien

Pour la période 2021-2023, l'état global de la physicochimie et de la bactériologie des cours d'eau en milieu agricole est mauvais. En effet, selon les résultats d'IQBP₆, aucun des 22 cours d'eau analysés n'a une bonne qualité de l'eau. De plus, la qualité de l'eau est mauvaise ou très mauvaise dans 17 cours d'eau. Comparativement à l'état global observé six ans plus tôt, la tendance de cet indicateur est au maintien.

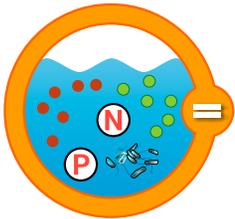


PHYSICOCHIMIE ET BACTÉRIOLOGIE DES MASSES D'EAU DU FLEUVE

État : Intermédiaire

Tendance : Détérioration

Pour la période 2021-2023, l'état global de la physicochimie et de la bactériologie de l'eau du secteur fluvial du Saint-Laurent est intermédiaire. En effet, selon les résultats d'IQBP₅, seulement un tiers des 27 stations échantillonnées présentent une bonne qualité de l'eau. De plus, 15 % des stations présentent une qualité de l'eau douteuse, mauvaise ou très mauvaise, majoritairement causée par des concentrations élevées en coliformes fécaux. Bien que la tendance soit à la détérioration, la qualité physicochimique et bactériologique globale du fleuve a très peu changé depuis 2000. En effet, la transition d'un état intermédiaire-bon à un état intermédiaire depuis la précédente édition du Rapport est principalement attribuable aux résultats de quelques stations qui se situent près de la limite des classes « bonne » et « satisfaisante ».



PHYSICOCHIMIE ET BACTÉRIOLOGIE DES TRIBUTAIRES DU FLEUVE

État :
Intermédiaire-mauvais

Tendance : Maintien

Pour la période 2021-2023, l'état global de la physicochimie et de la bactériologie des tributaires du fleuve est intermédiaire-mauvais. En effet, selon les résultats d'IQBP₆, seulement 5 des 22 tributaires analysés présentent une bonne qualité d'eau. De plus, 5 présentent une qualité d'eau mauvaise ou très mauvaise. Comparativement à l'état global observé six ans plus tôt, la tendance de cet indicateur est au maintien.



QUALITÉ BACTÉRIOLOGIQUE DE L'EAU EN RIVE DU FLEUVE SAINT-LAURENT

État :
Intermédiaire-mauvais

Tendance : Détérioration

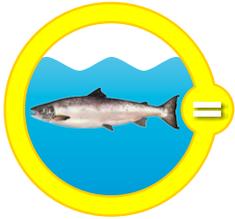
Pour la période 2021-2023, l'état global de la qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent est intermédiaire-mauvais. En effet, seulement 38 % des 16 sites échantillonnés ont un bon potentiel d'usage récréatif. Aucun site ne présente une cote de qualité bactériologique « excellente » et seulement un quart des sites présente une cote de qualité « bonne ». L'état de la qualité bactériologique en rive du fleuve s'est dégradé au cours des dernières années. Toutefois, depuis 2003, l'état annuel s'est montré très variable, avec un pourcentage de sites à bon potentiel d'usage récréatif oscillant entre 20 % et 60 %.



SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Synthèse par indicateurs

Biodiversité et écosystèmes



ATTEINTE DES SEUILS DE CONSERVATION POUR LE SAUMON ATLANTIQUE

État : Intermédiaire

Tendance : Maintien

Pour la période 2019-2023, l'état des rivières à saumon du Québec basé sur l'atteinte des seuils de conservation est intermédiaire. 29 des 32 rivières à saumon à l'étude présentent un état intermédiaire ou bon alors que seulement 3 rivières à saumon présentent un état mauvais. Malgré des fluctuations annuelles, l'état des montaisons de saumon enregistrées au Québec est relativement stable depuis le début des années 2000. La tendance de cet indicateur est donc au maintien. Cette tendance est confirmée par le niveau moyen d'atteinte du seuil de conservation démographique de 21 rivières pour lesquelles un suivi de l'abondance est effectué depuis 1984. Cependant, il importe de souligner que des montaisons particulièrement faibles ont été observées en 2024 et que ces observations ne sont pas reflétées dans le présent rapport. Le portrait de la saison 2024 diffère donc négativement de celui présenté dans cette fiche.



BIOVOLUME DE LA VÉGÉTATION AQUATIQUE SUBMERGÉE DANS LE FLEUVE SAINT-LAURENT

État : Intermédiaire

Tendance :
À la détérioration

Pour la période 2019-2023, l'état global du biovolume de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent est intermédiaire, bien qu'une importante variabilité soit observée entre les secteurs à l'étude et à l'intérieur de chacun d'entre eux. En effet, en considérant les pertes ou gains de biovolume dans un secteur donné et les communautés végétales en place, le secteur du lac Saint-Pierre présente un état intermédiaire-mauvais ou mauvais alors que les secteurs du lac Saint-François et de Contrecoeur présentent un état bon ou intermédiaire-bon. Toutes les informations acquises dans les dernières décennies démontrent un déclin de la végétation aquatique submergée dans le fleuve. La tendance de cet indicateur est donc à la détérioration, confirmant la tendance mondiale.

Légende

État

- Bon
- Intermédiaire bon
- Intermédiaire
- Intermédiaire mauvais
- Mauvais

Tendance

- ⤴ Amélioration
- ▬ Maintien
- ⤵ Détérioration
- ⊘ Ne s'applique pas

Autres symboles

- ◆ Toxiques
- ⊘ Exotique

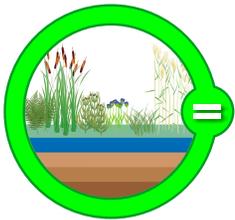


DEGRÉ DE NATURALITÉ DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

État : Intermédiaire

Tendance : Détérioration

L'état de l'indicateur de degré de naturalité des écosystèmes aquatiques est intermédiaire. Effectivement, la proportion des écosystèmes aquatiques du sud du Québec dont la naturalité est classée en bon état est plutôt élevée (85 %), mais ces pourcentages varient toutefois fortement dans l'espace. À titre d'exemple, 53 % des écosystèmes aquatiques des basses-terres du Saint-Laurent affichent un état de naturalité intermédiaire-mauvais ou mauvais. L'intégrité écologique de plus de la moitié des cours d'eau de cette province naturelle est donc fortement altérée. Globalement, près du tiers des bassins versants sont significativement en déclin de naturalité. L'indicateur est donc à la détérioration.

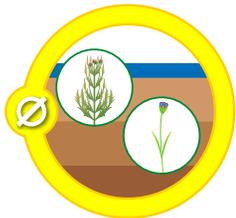


ÉCOLOGIE ET BIODIVERSITÉ FLORISTIQUE EN MILIEUX HUMIDES

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Maintien

Ce groupe d'indicateurs, évalué avec des données du Réseau de suivi de la biodiversité du Québec, présente un état global intermédiaire-bon et une tendance au maintien pour des tourbières d'une zone d'étude des basses-terres du Saint-Laurent. Les indicateurs sont les communautés végétales, la phénologie des végétaux par caméra et l'évolution de la végétation par l'indice de vert par télédétection. L'état des communautés végétales est intermédiaire-bon et la tendance est au maintien entre 2021 et 2024. Pour la phénologie des végétaux, l'analyse de plusieurs sites à travers le Québec entre 2016 et 2022 indique que la date de verdissement et la longueur de la saison de croissance seraient influencées par la latitude et la régionalité. Un décalage de trois jours dans le verdissement a été observé entre chaque degré de latitude, du sud du Québec au Nunavik. En ce qui concerne l'indice de vert, une augmentation du couvert végétal ou de sa productivité a été constatée entre 1984 et 2024 pour les sites analysés de la zone d'étude.



ESPÈCES FLORISTIQUES EN SITUATION PRÉCAIRE

État : Intermédiaire

Tendance :
Ne s'applique pas

L'état global des habitats des espèces floristiques en situation précaire des milieux humides et aquatiques est intermédiaire. Effectivement, entre 2018 à 2022, 14 campagnes de terrain ont permis de retrouver 263 occurrences historiques sur les 432 qui ont été visitées, ce qui représente un taux d'occurrences historiques retrouvées de 60,9 %. Les raisons expliquant cette situation sont multiples. La dégradation de la qualité de l'habitat résultant de diverses pressions et le changement d'usage du site ayant provoqué la destruction de l'habitat en sont des exemples. Pour l'instant, il n'est pas possible d'établir la tendance de cet indicateur à partir des analyses réalisées.



ÉTAT DES POPULATIONS EXPLOITÉES EN LAC (DORÉ, TOULADI, OMBLE DE FONTAINE)

État : Intermédiaire

Tendance : Amélioration

L'état global des populations des trois principales espèces exploitées en lac est intermédiaire, avec une tendance à l'amélioration. En effet, l'état des populations de doré jaune est intermédiaire-bon et se maintient depuis 1988. L'état des populations de touladi demeure intermédiaire-mauvais, bien que la proportion de populations en bon état a légèrement augmenté depuis 1988. L'état des populations d'omble de fontaine demeure mauvais, bien que la proportion de populations dont l'abondance est jugée adéquate a augmenté depuis 1990.



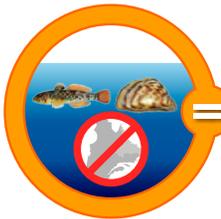
ÉTAT DES PRINCIPALES ESPÈCES EXPLOITÉES DU FLEUVE SAINT-LAURENT

État :

Intermédiaire-mauvais

Tendance : Détérioration

L'état global des principales espèces de poisson exploitées par la pêche récréative et commerciale du fleuve Saint-Laurent est intermédiaire-mauvais. On observe toutefois une importante variabilité entre les espèces (esturgeon jaune, perchaude, doré jaune, grand brochet, anguille d'Amérique, achigan à petite bouche) et les secteurs à l'étude. Plusieurs changements rapides survenus au cours des deux dernières décennies dans la structure des communautés de poissons témoignent d'un écosystème en évolution qui tend à se dégrader dans plusieurs secteurs. La tendance de cet indicateur est donc à la détérioration.



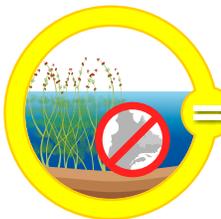
INDICE D'INTRODUCTION DES ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES AQUATIQUES ANIMALES

État :

Intermédiaire-mauvais

Tendance : Maintien

L'état de l'indice d'introduction des espèces exotiques envahissantes (EEE) aquatiques animales est intermédiaire-mauvais compte tenu de l'évolution du taux d'introduction et d'établissement de ces espèces dans les habitats aquatiques du Québec depuis 1985. En effet, à ce jour, 33 EEE aquatiques animales sont considérées comme établies au Québec. Elles se répartissent principalement le long du fleuve Saint-Laurent et dans le sud de la province. Malgré une diminution du nombre de nouvelles introductions pour certaines années, la tendance de cet indicateur est au maintien. De manière générale, une augmentation du nombre d'EEE aquatiques animales établies au Québec est constatée, à raison de près de trois nouvelles EEE aquatiques animales tous les cinq ans.



PLANTES AQUATIQUES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

État : Intermédiaire

Tendance : Maintien

L'état de l'indicateur des plantes aquatiques exotiques envahissantes (PAEE) est intermédiaire. En effet, selon les données disponibles, un total de huit PAEE sont établies en milieu naturel au Québec, dont une largement répandue (myriophylle à épis) et deux assez répandues (hydrocharide grenouillette et potamot crépu). Bien que le myriophylle à épis soit la PAEE ayant la plus vaste répartition (présente dans 187 lacs et 23 cours d'eau en 2023), la châtaigne d'eau est probablement celle qui représente le plus grand risque pour la biodiversité et la santé des plans d'eau peu profonds du sud du Québec, en raison de sa capacité à produire rapidement une énorme biomasse. La tendance de cet indicateur est au maintien.



POPULATION DU BAR RAYÉ DU FLEUVE SAINT-LAURENT

État : Bon

Tendance : Amélioration

La population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent est en bon état compte tenu de la répartition des individus, de l'abondance des jeunes de l'année et de la structure de la population. L'état de cette population est en amélioration par rapport à la dernière évaluation faite en 2020. Des mesures de conservation vigoureuses et soutenues sur plus de 20 ans auront été nécessaires pour rétablir le bar rayé du fleuve Saint-Laurent. La poursuite du suivi de cette population permettra de s'assurer de son caractère rétabli et d'intervenir si son état se détériore.



TENDANCE DES RANGS DE PRÉCARITÉ DES ESPÈCES D'AMPHIBIENS ET DE REPTILES DÉPENDANTES DES MILIEUX HUMIDES ET HYDRIQUES

État :

Intermédiaire-mauvais

Tendance : Maintien

L'état de l'indicateur des rangs de précarité des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques est intermédiaire-mauvais. En effet, près de la moitié des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques sont en situation précaire au Québec. La situation est particulièrement alarmante pour sept d'entre elles qui se trouvent en mauvaise situation, soit la rainette faux-grillon boréale, la rainette faux-grillon de l'Ouest, la salamandre sombre des montagnes, la tortue-molle à épines, la tortue musquée, la tortue mouchetée et la tortue géographique. Globalement, depuis les premières évaluations des rangs de précarité en 1999, la situation des espèces de l'herpétofaune dépendantes des milieux humides et hydriques est relativement stable.



TENDANCE DES RANGS DE PRÉCARITÉ DES ESPÈCES DE MOULES D'EAU DOUCE INDIGÈNES ET DE POISSONS D'EAU DOUCE ET MIGRATEURS

État :

Intermédiaire-mauvais

Tendance : Maintien

L'état de l'indicateur des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs est intermédiaire-mauvais. En effet, plusieurs espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs sont en situation précaire au Québec. La situation est très préoccupante pour 19 d'entre elles qui se trouvent en mauvaise situation, soit 8 espèces de moules d'eau douce et 11 espèces de poissons. Globalement, depuis les premières évaluations des rangs de précarité en 1999, la situation de la faune aquatique est relativement stable.



ENCART

Portrait global de l'état du Saint-Laurent

Contexte

Dans le cadre de l'Entente Canada-Québec sur le Saint-Laurent (aussi appelée [Plan d'action Saint-Laurent](#)), les gouvernements du Canada et du Québec se sont engagés dès 1988 à mettre en place des actions concertées pour la santé et la protection du fleuve Saint-Laurent.

En 2003, le programme Suivi de l'état du Saint-Laurent est mis sur pied et piloté par le groupe de travail du même nom pour fournir un outil d'aide à la prise de décision. Ce programme réunit quatre partenaires gouvernementaux, soit le MELCCFP, *Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)*, *Pêches et Océans Canada*, *Parcs Canada*, ainsi que *Stratégies Saint-Laurent*, un organisme non gouvernemental actif auprès des collectivités riveraines. Ces partenaires sont responsables d'une vingtaine d'indicateurs environnementaux qui touchent divers aspects du fleuve Saint-Laurent comme la qualité de l'eau, les ressources biologiques et les usages.

Constats émanant du Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2024

Les partenaires du programme Suivi de l'état du Saint-Laurent ont récemment mis leur expertise en commun pour rendre compte de l'état et l'évolution du fleuve, dévoilant en 2024 la cinquième [édition du Portrait global de l'état du Saint-Laurent](#) (PGSL). Ce portrait, publié tous les cinq ans, présente près

d'une vingtaine d'indicateurs, dont certains se retrouvent également dans l'édition 2025 du Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec. Cependant, les états et tendances des indicateurs communs aux deux documents peuvent diverger, car certaines plages de données utilisées sont différentes.

La synthèse des résultats des 18 indicateurs évalués dans le PGSL 2024 fait ressortir un état global « intermédiaire », représentant l'état médian des indicateurs. Parmi ces indicateurs, plus du tiers affichent un état « intermédiaire-bon » ou « bon ». De plus, ces mêmes indicateurs présentent un état s'étant soit maintenu, soit amélioré depuis la production du PGSL 2019. Néanmoins, plusieurs indicateurs stagnent dans leur progression et maintiennent un état jugé « intermédiaire ». Quelques indicateurs montrent des signes de détérioration préoccupante, affichant des états « intermédiaire-mauvais » et « mauvais ». La santé globale du Saint-Laurent demeure donc fragile.



© David Boutin



État des connaissances par thématique

© Caroline Anderson (MELCCFP)



Mode d'emploi des fiches

Le Rapport présente l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques par le biais de fiches d'indicateur autoportantes. Chaque fiche est spécifique à l'indicateur documenté et contient toute l'information nécessaire à sa compréhension. Les différentes sections abordées dans les fiches sont identifiées et décrites ci-dessous.

Thématique : Chaque fiche d'indicateur est classée soit dans la thématique de la qualité de l'eau, soit dans celle de la biodiversité et des écosystèmes.

Description de l'indicateur : Cette section présente une brève description de l'indicateur. Les indicateurs choisis sont reconnus par la communauté scientifique, documentés et conçus pour rendre compte de l'état des ressources. Ils peuvent résulter de l'assemblage de plusieurs paramètres ou être constitués d'un seul paramètre clé.

État et tendance : Cette section décrit l'état de l'indicateur et sa tendance. L'état est évalué selon les cinq classes suivantes : bon, intermédiaire-bon, intermédiaire, intermédiaire-mauvais ou mauvais. La tendance est quant à elle évaluée selon les trois classes suivantes : amélioration, maintien ou détérioration. Lorsqu'un indicateur ne présente pas de tendance, il est alors indiqué que la tendance ne s'applique pas.

FIGURE 1 – Couleurs illustrant l'état de l'indicateur et symboles illustrant la tendance de l'indicateur



Pressions et changements climatiques : Cette section décrit les pressions exercées sur les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques qui influencent l'état de l'indicateur. Elle décrit également les effets anticipés des changements climatiques sur l'état de l'indicateur et sur les pressions exercées.

Pour en savoir plus : Cette section présente des liens vers des publications fournissant un complément d'information pour approfondir la compréhension du thème abordé.

Bibliographie : Chaque fiche d'indicateur possède sa propre bibliographie.

Rédaction et collaboration : Cette section présente la direction responsable de la rédaction de la fiche d'indicateur.



ÉTAT DES CONNAISSANCES PAR THÉMATIQUE

Qualité de l'eau

Une eau de qualité est essentielle au maintien de l'intégrité des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques et au bien-être de la population. En effet, la qualité inadéquate de l'eau peut affecter l'état des écosystèmes aquatiques et la santé humaine, compromettant notamment l'alimentation en eau potable et les activités récréatives aquatiques.

L'approvisionnement en eau potable de plus de 75 % de la population québécoise provient de sources d'eau de surface, telles que le fleuve, les rivières et les lacs². L'approvisionnement provient également de sources d'eau souterraine, notamment par le biais de puits individuels. Il est donc essentiel de veiller à la qualité de l'eau de la province, qui est consommée par l'ensemble de la population. Étant de qualité variable, l'eau de surface doit systématiquement être traitée avant sa distribution (p. ex. : filtration, désinfection). Toutefois, l'eau souterraine n'est pas forcément traitée avant d'être distribuée, car la structure du sol constitue un filtre naturel efficace contre les microorganismes nuisibles à la santé. Un encadrement existe afin que la source d'où l'eau provient soit de la meilleure qualité possible et que cette eau reste propre à la consommation, de son traitement jusqu'au robinet. Il est à noter qu'en plus de l'alimentation en eau potable, la baignade et les autres usages récréatifs requièrent également une eau de qualité suffisante afin d'éviter d'exposer la population à des problèmes de santé.

Le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (Q-2, r. 40) vise à protéger la santé de la population en lui assurant une eau potable de qualité. Ce Règlement prévoit plus de 80 normes de qualité, notamment bactériologiques et physicochimiques. Le [Bilan de mise en œuvre du Règlement sur la qualité de l'eau potable 2013-2018](#) démontre que le pourcentage de conformité des échantillons d'eau potable prélevés est très élevé, atteignant par exemple 99,8 % pour *Escherichia coli*.

Des critères de qualité de l'eau de surface sont également utilisés pour évaluer la qualité du milieu aquatique. Ces critères sont déterminés pour chaque contaminant et chaque usage de l'eau. Par exemple, les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique visent à protéger la vie aquatique des effets directs et indirects des substances toxiques, tandis que les critères de qualité pour la protection des activités récréatives visent principalement à prévenir les dangers pour la santé liés au contact direct ou indirect avec l'eau.



© Caroline Anderson (MELCCFP)



Le gouvernement assure de nombreux suivis afin de recueillir de l'information sur la qualité des cours d'eau au Québec, notamment par le biais du Réseau-rivières, du Réseau de suivi du benthos et du Réseau de suivi volontaire des lacs. Des suivis sont également effectués pour divers contaminants émergents, métaux et résidus miniers, ainsi que pour les chlorures et cations associés et les pesticides, pour acquérir une meilleure connaissance des concentrations de ces produits dans les cours d'eau ainsi que des tendances au fil du temps. Des suivis sporadiques portant sur différentes composantes, telles que l'alcalinité des milieux aquatiques dans le Nord québécois, sont également effectués.

Une multitude de facteurs peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau, notamment les nombreuses sources de pollution. Par exemple, l'agriculture intensive peut entraîner la pollution des cours d'eau par le transport d'engrais et de pesticides. Dans plusieurs bassins versants en milieu agricole, les éléments nutritifs et les matières en suspension issus de cultures annuelles – qui occupent une grande proportion du territoire – représentent une source majeure de pollution. La fertilisation des sols à l'aide d'engrais minéraux et de déjections animales contribue à cette pollution, en particulier dans les bassins versants à forte densité animale^{3, 4}. Certaines pratiques culturales entraînent un plus grand risque d'érosion des sols, donc d'une plus grande perte de nutriments et de matières en suspension dans les cours d'eau.



ENCART

Alcalinité des milieux aquatiques dans le Nord québécois

La caractérisation de l'alcalinité des écosystèmes aquatiques nordiques a été possible grâce aux investissements et aux travaux d'acquisition des connaissances découlant du Plan Nord. L'objectif principal de ces travaux était de produire un portrait général de l'état actuel des écosystèmes aquatiques. Les milieux visités sont tous considérés comme naturels. Les valeurs d'alcalinité correspondent donc à l'état de référence inaltéré de ces milieux.

Globalement, l'alcalinité naturelle des plans d'eau caractérisés dans le Nord québécois est très faible, ce qui rend ces milieux aquatiques vulnérables aux apports acides provenant notamment de l'exploitation de certains minéraux.

Pour plus d'information, consultez la fiche « Alcalinité des milieux aquatiques dans le Nord québécois » dans le [Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques 2020](#).



ENCART

Résidus miniers amiantés en milieux aquatiques

L'amiante constitue un ensemble de minéraux fibreux longtemps utilisé comme matériau de construction et pour la conception de différents produits. Ces minéraux étaient notamment prisés pour leurs propriétés ignifuges et isolantes. Au cours des dernières décennies, la conscientisation face aux risques pour la santé humaine associés à l'inhalation de fibres d'amiante a mené au déclin de cette industrie. Au Québec, l'extraction de ce type de minerai a cessé en 2011 après l'arrêt des activités d'exploitation aux mines Jeffrey et Lac d'amiante. Malgré tout, d'importants amoncellements (haldes) de résidus miniers amiantés (RMA) demeurent entassés à quelques endroits sur le territoire de la province (figure 1A). Ces résidus proviennent des minerais qui ont été concassés ou broyés afin d'en extraire des fibres. Par conséquent, ils contiennent d'importantes concentrations d'amiante et de métaux comme le magnésium, le chrome et le nickel¹.

Un rapport du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) publié en 2020 a fait état notamment du manque de données concernant les effets des haldes de RMA sur la qualité des eaux de surface et sur les composantes biologiques des écosystèmes aquatiques². En réponse à ces constats, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a élaboré un

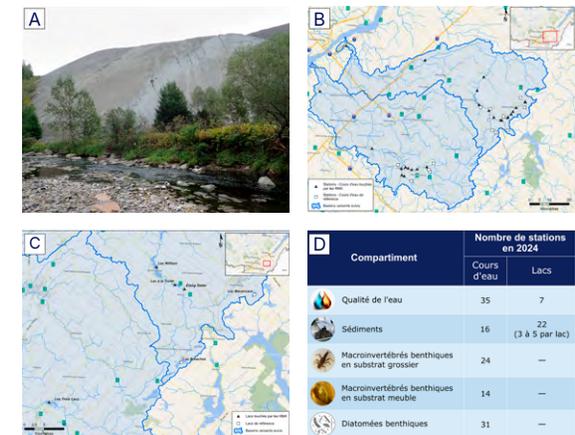
plan de suivi afin de mieux évaluer les effets des haldes sur les milieux aquatiques des bassins versants des rivières Bécancour et Nicolet Sud-Ouest, où se situent plusieurs anciens sites d'exploitation de l'amiante de Thetford Mines et de Val-des-Sources. Plus d'une trentaine de stations d'échantillonnage en cours d'eau ont été établies en amont et en aval de haldes minières, ainsi que dans des sous-bassins versants de référence (figure 1B). Six lacs font aussi partie du suivi (figure 1C).

Plusieurs paramètres de la qualité de l'eau ont été analysés mensuellement depuis avril 2023, notamment le pH, la conductivité, la concentration en fibres d'amiante et la teneur en métaux (fractions dissoute et extractible totale). La qualité des sédiments a aussi été analysée annuellement en 2023 et 2024, de même que l'état des communautés de macroinvertébrés benthiques (en substrat meuble et grossier) et de diatomées (microalgues) benthiques (figure 1D). Les données et informations recueillies offriront une meilleure connaissance des effets des RMA sur les écosystèmes aquatiques, en particulier en ce qui concerne leur amplitude, leur étendue spatiale et leur persistance temporelle.

Bibliographie

1. **Villeneuve, M.** (2013). *Rapport de caractérisation des résidus miniers – Région de Thetford Mines*, 87 p.
2. **BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT** (2020). *L'état des lieux et la gestion de l'amiante et des résidus miniers amiantés*, 341 p.

FIGURE 1 – A) Photographie d'une halde de résidus miniers amiantés en bordure de la rivière Bécancour; B) Localisation des stations en cours d'eau; C) Localisation des lacs suivis; D) Nombre de stations pour chaque compartiment analysé.



Le support visuel correspond à une figure composite fournissant plusieurs informations complémentaires au texte. Celle-ci présente une photographie d'une halde de résidus miniers amiantés, des cartes de localisation des sites d'échantillonnage et un tableau du nombre précis de stations pour chaque compartiment analysé en 2024. Les cartes indiquent aussi les stations en cours d'eau et les lacs qui sont affectés par les RMA et ceux qui sont utilisés comme références.



ENCART

Sels dissous (chlorures et sodium) dans les eaux de surface

La salinisation des eaux douces s'explique surtout par l'utilisation et l'entreposage des sels de voirie employés comme agents de déglacage des routes en hiver, ainsi que par l'utilisation de sels comme abat-poussières en été. Près de 1,5 million de tonnes de sels de voirie sont épandues au Québec chaque année^{1, 2}. Le chlorure de sodium (NaCl) est le produit le plus couramment utilisé au Canada en raison de son efficacité et de son faible coût³. Les autres sources anthropiques de sels dissous incluent les eaux usées (municipales et industrielles), les sources agricoles (les fertilisants chimiques, les déjections animales, l'irrigation et l'aquaculture), ainsi que les lieux d'élimination de matières résiduelles et de neige⁴.

Les sels se dissolvent dans l'eau sous forme de chlorures et de cations associés, soit les cations majeurs suivants : sodium, calcium, magnésium et potassium. Une fois dissous, les cations sont principalement fixés par le sol. En revanche, les chlorures, qui sont très mobiles, s'infiltrent dans les eaux souterraines (55 %) ou ruissellent dans les eaux de surface (45 %)³. Les chlorures peuvent se retrouver dans l'eau en concentrations suffisantes pour causer une augmentation de la salinité et de la conductivité spécifique naturelle de l'eau, et donc représenter un risque pour la faune et la flore aquatiques^{3, 5}. Ils peuvent également engendrer des coûts importants pour le traitement de l'eau potable et l'entretien des infrastructures^{3, 6}.

Gestion des sels de voirie

Afin de réduire les effets négatifs des sels de voirie sur l'environnement tout en maintenant la sécurité routière et la circulation des personnes et des biens, le ministère des Transports et de la Mobilité durable (MTMD), en collaboration avec quatre autres partenaires, a lancé la Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie (SQGESV) en 2010. La Stratégie

invite les administrations publiques et privées à adopter une gestion plus efficiente de leurs sels de voirie en se dotant d'un plan de gestion environnementale des sels de voirie (PGESV)². De plus, le [Règlement sur la gestion de la neige, des sels de voirie et des abrasifs](#) est entré en vigueur le 31 décembre 2020. Il vise à clarifier les normes réglementaires applicables à l'enlèvement et à l'élimination de la neige, ainsi qu'à encadrer les centres d'entreposage et de manutention de sels de voirie admissibles à une déclaration de conformité⁷. Finalement, le MTMD a élaboré un mode d'entretien alternatif, soit celui des [écoroutes d'hiver](#) (sans épandage de sels), afin de protéger les zones particulièrement vulnérables aux sels de voirie, sans toutefois compromettre la sécurité des usagers⁸.

Suivi dans les cours d'eau

Les concentrations de chlorures et des cations associés sont mesurées par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) depuis 2008 à l'embouchure de neuf rivières se déversant dans le fleuve Saint-Laurent. Une meilleure couverture spatiale et temporelle était toutefois nécessaire pour décrire la problématique des sels dissous dans les cours d'eau du Québec méridional. Ainsi, dans le cadre du premier plan d'action de la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030, un suivi de ces paramètres a été effectué d'avril 2019 à juin 2022 à 224 des 261 stations du [Réseau-rivières](#), ce qui représente un total de 167 cours d'eau.

L'analyse des résultats de ce suivi montre que la salinisation des eaux douces semble affecter un nombre restreint de cours d'eau, soit 21 des 167 cours d'eau (12,6 %). Il s'agit surtout des plus petits d'entre eux, et ils se situent principalement en milieu urbain ou agricole. Les cours d'eau sont surtout affectés en hiver (5,8 %) et en été (1,4 %), possiblement en raison des apports d'eau concentrée en sels dissous provenant des eaux de ruissellement (lors des opérations de déglacage et lors de redoux hivernaux) et des eaux souterraines (figure 1)⁹. En effet, peu d'échantillons prélevés dans les 224 stations suivies dépassent les [critères de qualité de l'eau de surface du MELCCFP](#), soit 1,35 % pour les chlorures et 0,25 % pour le sodium. Toutefois,



pour les chlorures, des dépassements du critère de protection de la vie aquatique ayant des effets chroniques (CVAC) sont fréquents dans 21 cours d'eau (12,6 % ; équivalent à 9,4 % des stations), où ces dépassements peuvent se produire dans près de 40 % des échantillons. Six cours d'eau enregistrent même des dépassements du critère de vie aquatique aigu (CVAA), où ces dépassements peuvent représenter jusqu'à 22 % des échantillons, soit la Petite rivière Yamachiche et les rivières Saint-Jacques, de la Tortue, Madeleine, Saint-Régis et Saint-Charles. Leurs concentrations de chlorures peuvent donc potentiellement avoir des effets graves, comme la mortalité des espèces aquatiques les plus sensibles.

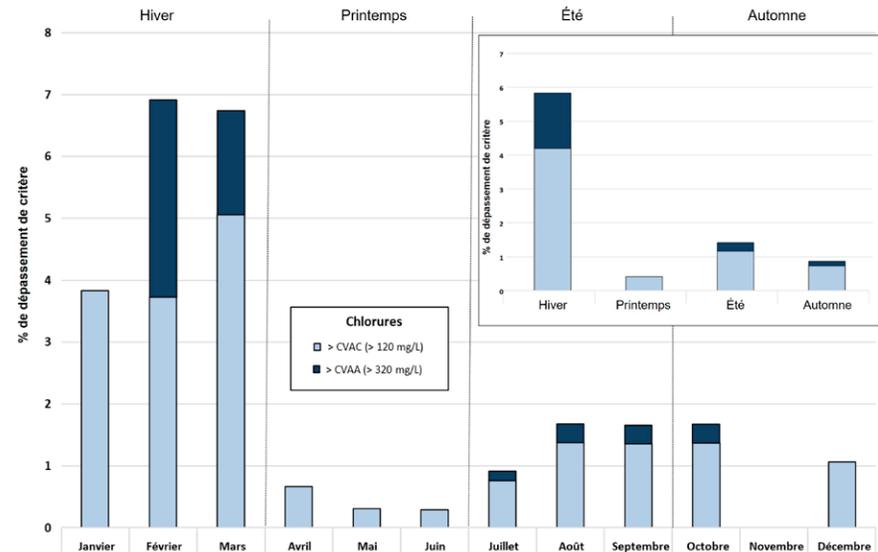
Un second suivi est réalisé aux 224 mêmes stations du Réseau-rivières depuis janvier 2024 dans le cadre du [Plan national de l'eau](#).

Suivi dans le fleuve

Le MELCCFP assure le suivi de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent depuis les années 1990. Par contre, les concentrations de chlorures et de cations associés étaient alors mesurées sporadiquement. Toutefois, depuis 2020, les concentrations de chlorures sont mesurées systématiquement pour l'ensemble des 27 stations du réseau de suivi des grandes masses d'eau du fleuve Saint-Laurent ([Réseau-fleuve](#)). De plus, depuis 2021, les concentrations des cations associés sont également mesurées dans le cadre de ce suivi.

Il a été démontré qu'entre avril 2020 et octobre 2022, aucun des 562 échantillons prélevés dans les 27 stations du fleuve n'a dépassé les critères de qualité de l'eau du MELCCFP pour les chlorures et le sodium⁹.

FIGURE 1 – Fréquences de dépassements des critères de protection de la vie aquatique pour les chlorures en fonction des saisons et des mois



Cette figure se compose de deux graphiques en barres : un graphique principal et un encart. Le graphique principal présente les mois de l'année à l'axe horizontal et le pourcentage des échantillons dépassant les critères de protection de la vie aquatique à l'axe vertical. Il y a une barre par mois, dont la longueur totale indique le pourcentage d'échantillons dépassant les critères de protection de la vie aquatique. La portion bleu pâle d'une barre désigne les échantillons qui présentent des concentrations susceptibles d'avoir des effets indésirables en cas d'exposition chronique (CVAC), par exemple sur le développement, la reproduction ou la croissance d'espèces sensibles. La portion bleu foncé de la barre désigne le pourcentage d'échantillons dépassant le critère de vie aquatique aigu (CVAA), donc indicateur d'un problème potentiel d'effets graves, tels que la mortalité d'espèces sensibles. Le graphique en encart donne la même information, mais distribuée par saison. Les graphiques montrent que les dépassements totaux ont lieu surtout l'hiver, soit en février et en mars pour environ 7 % des échantillons. Les dépassements du CVAA se produisent plus rarement, mais surtout en hiver.



Suivi dans les lacs

Dans le cadre d'activités complémentaires aux suivis de base du [Réseau de surveillance volontaire des lacs](#) (RSVL), le MELCCFP effectue différents suivis portant sur les chlorures et les cations associés. De 2019 à 2022, les concentrations de chlorures ont été mesurées dans 722 lacs répartis sur l'ensemble du Québec méridional. De 2016 à 2022, les concentrations des cations associés ont quant à elles été mesurées dans 696 lacs.

Il a été démontré que les concentrations de chlorures dans les lacs étaient généralement stables et plus faibles que dans les cours d'eau et dans le fleuve. Un seul lac, soit le lac Noranda, présentait une concentration moyenne excédant le CVAC. En ce qui concerne le sodium, aucun dépassement des [critères de qualité de l'eau de surface du MELCCFP](#) n'a été observé⁹.

Les concentrations de chlorures et de cations associés des lacs du RSVL continueront à faire l'objet d'analyses au cours des prochaines années.

Bibliographie

1. **ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA** (2023). *Aperçu des sels de voirie*, [En ligne]. [<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/polluants/sels-voirie/aperçu.html>] (Consulté le 10 juillet 2024).
2. **MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC** (2019). *Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie*, [Fichier PDF], Ministère des Transports du Québec, 16 p. [https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/transports/ministere-des-transport/publications-amd/Politiques_ministerielles/strategie-gestion-env-sels-voirie-mai-2019.pdf].
3. **ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA** (2001). *Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation pour les sels de voirie*, [En ligne]. [<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/loi-canadienne-protection-environnement-1999-liste-substances-interet-prioritaire-rapport-evaluation-sels-voirie.html>].
4. **GRANATO, G.E., DeSIMONE, L.A., BARBARO, J.R., et JEZNACH, L.C.** (2015). *Methods for Evaluating Potential Sources of Chloride in Surface Waters and Groundwaters of the Conterminous United States*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2015-1080, 89 p., <http://dx.doi.org/10.3133/ofr20151080> L'USGS (2015-1080), <https://pubs.usgs.gov/of/2015/1080/ofr20151080.pdf>
5. **CHARBONNEAU, Patrick** (2006). « Sels de voirie : une utilisation nécessaire, mais lourde de conséquences », *Le Naturaliste canadien*, vol. 130, n° 1, janvier 2006, p. 75-81. Également disponible en ligne : https://www.researchgate.net/publication/237511579_Sels_de_voirie_une_utilisation_necessaire_mais_lourde_de_consequences.
6. **ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA** (2023). *Examen des progrès : Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie 2014 à 2019*, [En ligne]. [<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/polluants/sels-voirie/sels-voirie-dernier-examen-progres-quinquennal.html>].
7. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2022). *Guide de référence : Règlement sur la gestion de la neige, des sels de voirie et des abrasifs*, [Fichier PDF], Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 25 p. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/neiges_usees/guide-reference-neiges-sels-abrasifs.pdf].
8. **MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC** (2013). *Cadre de référence sur l'implantation d'une écoroute d'hiver*, [Fichier PDF], Ministère des Transports du Québec, 11 p. [https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/transports/transports/circulation_securite_routiere/conduire_en_hiver/deneigement-deglacage/ecoroutes-hiver/cadre-reference_ecoroute.pdf].
9. **GRENIER, Martine, Olivier JACQUES et Dominic VACHON** (2024). *Avis et constats préliminaires sur les chlorures dans les eaux de surface et ses effets potentiels sur la vie aquatique*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, [En ligne], 16 pages. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/avis-constats-chlorures-eaux-milieux-aquatiques.pdf>



Les rejets d'eaux usées et la présence d'installations septiques défectueuses à proximité des cours d'eau⁵ constituent également des sources de pression. Malgré le traitement par des stations d'épuration, les eaux usées des habitations, industries, commerces et institutions contiennent de nombreuses substances susceptibles de causer des risques pour la santé et l'environnement⁶. En ce qui a trait aux eaux traitées, l'efficacité des systèmes de traitement varie d'une municipalité à l'autre, mais les micropolluants, tels que les contaminants d'intérêt émergent, ne sont que partiellement éliminés aux stations d'épuration^{7, 8}.

Le gouvernement et les municipalités mettent en place des politiques visant à réduire les sources de pollution et à améliorer la gestion de l'eau. Des règlements concernant la gestion des eaux usées (p. ex., le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* [Q-2, r. 34.1]) et les pratiques agricoles (p. ex., le *Règlement sur les exploitations agricoles* [Q-2, r. 26] et le *Règlement sur les permis et certificats pour la vente et l'utilisation des pesticides* [P-9.3, r. 2]) ont notamment été instaurés.

Les changements climatiques peuvent également constituer une menace pour la qualité de l'eau au Québec. Ils engendrent notamment une modification du régime des précipitations et une augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques extrêmes (p. ex. : inondations, sécheresse). À titre d'exemple, une hausse de l'intensité et du nombre d'événements extrêmes de pluie^{9, 10} pourrait favoriser un plus grand ruissellement sur les surfaces imperméables et sur les sols agricoles, entraînant des particules, comme les pesticides, vers les cours d'eau^{11, 12, 13, 14}. Cette modification du régime de précipitations pourrait également conduire à des débordements plus fréquents des eaux usées municipales, entraînant divers polluants vers les milieux aquatiques^{15, 16}. De plus, des périodes de crues plus sévères pourraient accroître l'érosion des rives, qui favorise notamment la remise en circulation des nutriments et des microorganismes qui s'y trouvent^{12, 17} et le lessivage des contaminants agricoles. Une hausse des températures pourrait quant à elle augmenter la prolifération d'algues nuisibles dans les lacs et les rivières.

Les différentes pressions exercées sur la qualité de l'eau seront davantage abordées dans les 12 fiches d'indicateur qui portent sur cette thématique.

ENCART

Débordements d'eaux usées

Les débordements d'eaux usées non traitées représentent une source de contamination majeure affectant négativement les milieux aquatiques récepteurs et les usages de l'eau. Il est primordial de les minimiser. C'est pourquoi le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a pris des mesures pour mieux les encadrer.

Historique et situation actuelle

La plupart des systèmes d'égout au Québec ont été construits dans les années 1950 et 1960. Conformément aux normes de construction de l'époque, une grande partie des systèmes d'égout municipaux drainent à la fois les eaux usées et les eaux de pluie. Ces systèmes doivent donc être en mesure d'évacuer les quantités d'eau excédentaires qu'ils ne peuvent véhiculer, par exemple en raison de la fonte de la neige ou après de fortes pluies. C'est pourquoi ces systèmes d'égout sont dotés d'ouvrages de surverse permettant les débordements d'eaux usées, c'est-à-dire le rejet d'eaux usées dans l'environnement vers un cours d'eau récepteur avant qu'elles ne soient acheminées à la station d'épuration.

Plus de 4 600 ouvrages de surverse, répartis dans près de 830 municipalités, sont dénombrés au Québec. Depuis 2017, entre 34 000 et 60 000 événements de débordement d'eaux usées non traitées sont déclarés annuellement par les municipalités.



Impacts constatés

Le rejet d'eaux usées dans l'environnement dégrade la qualité des eaux des cours d'eau, affecte les écosystèmes et compromet les usages de l'eau.

Les débordements et les dérivations ont des effets négatifs importants sur la santé publique et l'environnement en raison de rejets de contaminants tels que le phosphore, l'azote, les matières en suspension et les coliformes fécaux.

La présence de ces contaminants dans l'eau peut notamment entraîner les conséquences suivantes :

- Rendre les cours d'eau insalubres et impropres à la baignade et compromettre d'autres activités nautiques (p. ex. : planche à pagaie, canot, kayak, motomarine, pêche);
- Détériorer la qualité de l'eau brute des prises d'eau potable et affecter le traitement de cette eau à l'usine de production d'eau potable;
- Provoquer des effets néfastes pour la faune aquatique (p. ex. : baisse d'oxygène, toxicité).

Encadrement appliqué

Le Ministère encadre les débordements et les dérivations d'eaux usées grâce à deux outils principaux : le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* (Q-2, r. 34,1) (ROMAEU) et les *attestations d'assainissement municipales* (AAM).

En matière de débordement, le ROMAEU interdit, sauf exceptions indiquées, les débordements en temps sec. De plus, il exige que tous les débordements soient répertoriés et communiqués au Ministère et qu'un avis au ministre soit transmis dans les meilleurs délais lorsqu'un des cas de débordement prévus au règlement survient. Quant aux AAM, elles encadrent les débordements en imposant des normes de débordement en contexte de pluie ou de fonte et en imposant des fréquences de visites aux ouvrages de surverse.

Diffusion des données

Les données sur les débordements qui sont rapportés par les exploitants municipaux permettent au Ministère de produire chaque année un bilan de la performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées présentant, entre autres, un sommaire des débordements. Ces bilans annuels sont disponibles sur le [site Web du Ministère](#).

De plus, la majorité des ouvrages de surverse répertoriés sont localisés dans l'[Atlas de l'eau](#) et une fiche d'information, où sont présentées les données de débordement disponibles depuis 2017, est associée à chaque ouvrage.

Finalement, les données brutes sur les débordements compilées par le Ministère dans le système de suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (SOMAEU) sont disponibles dans le [Portail des connaissances sur l'eau](#). Ce portail est accessible exclusivement aux acteurs de l'eau.

Plus de détails sur les débordements sont disponibles dans le [Guide de gestion des débordements et des dérivations d'eaux usées](#).



© Caroline Anderson (MELCCFP)



Contaminants émergents : le cas des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées

Les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA, anciennement appelées « composés perfluorés » et souvent désignées par l'acronyme anglais PFAS) forment une famille de plusieurs milliers de composés chimiques. Leur stabilité chimique et thermique les rend résistantes à la dégradation et certaines de leurs propriétés, dont la solubilité dans l'eau ou les graisses, les rendent très utiles pour de nombreuses applications industrielles ou commerciales. Ces substances d'origine humaine sont utilisées dans de nombreux biens de consommation comme enduits imperméabilisants et antitaches, dans plusieurs procédés industriels (moulage, galvanisation des métaux, synthèse de divers polymères, etc.) ainsi que dans les mousses extinctrices pour la lutte contre les feux d'hydrocarbures. Ce sont des substances persistantes dans l'environnement, c'est-à-dire qu'elles ne se dégradent pas rapidement et s'accumulent dans les organismes (bioaccumulation).

Au Québec, aucune industrie ne synthétise les SPFA pour la fabrication de produits de consommation comme c'est le cas en Europe ou aux États-Unis. Les SPFA que l'on retrouve dans l'environnement sont donc issues de différentes activités humaines. Elles sont notamment libérées par l'usure des biens de consommation et l'emploi des mousses extinctrices, particulièrement près de certains aéroports civils et militaires où des exercices de combat contre les incendies sont réalisés. Bien que les SPFA fassent l'objet de nombreuses campagnes de caractérisation à travers le monde (au Canada, en Europe et aux États-Unis essentiellement), il n'existe pas de portrait global des concentrations présentes dans l'environnement, tant au Québec qu'au Canada.

Il est important de souligner que les SPFA sont des contaminants d'intérêt émergent pour lesquels peu de normes ou de suivis réglementaires existent. Les SPFA les plus toxiques sont identifiées dans la Convention de Stockholm, un accord international visant à protéger la santé humaine et l'environnement des polluants organiques persistants. Une récente mise à jour de cette convention a été effectuée en juin 2022 pour y intégrer d'autres SPFA. Ainsi, la fabrication, l'utilisation, la vente et l'importation du sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et des produits manufacturés qui en contiennent sont interdites au Canada depuis 2008. Il en est de même pour l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) et les acides perfluorocarboxyliques à longues chaînes depuis décembre 2016. À la suite de consultations publiques, le Canada a publié une [Mise à jour de l'ébauche du rapport sur l'état des substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques \(SPFA\)](#). Une deuxième consultation publique est en cours sur la [Révision du cadre de gestion des risques pour les substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques \(SPFA\)](#) proposée par le Canada.

Depuis 2007, des suivis sont menés de façon régulière par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) afin de vérifier la présence de SPFA dans les sources d'approvisionnement en eau potable et dans les cours d'eau¹⁻⁶. Les résultats de ces suivis démontrent que les concentrations mesurées restent faibles et que l'eau potable consommée continue d'être de bonne qualité, de sorte que très peu de cas ont nécessité des interventions. De plus, d'après les données à notre disposition, les concentrations de SPFA mesurées jusqu'à maintenant par le MELCCFP dans les cours d'eau du Québec ont toujours été inférieures aux critères de qualité de l'eau relatifs aux eaux de surface pour la protection de la vie aquatique¹⁻⁵.



Il apparaît que les données actuellement disponibles sont insuffisantes pour établir un portrait de l'évolution des SPFA dans l'environnement et de leurs effets. Plusieurs incertitudes persistent et les connaissances sur les liens possibles entre les SPFA et la santé humaine continuent d'évoluer. Dans les prochaines années, la mesure 6.1 du [Plan national de l'eau : une richesse collective à préserver](#) permettra de poursuivre l'acquisition de connaissance sur la présence des SPFA dans les écosystèmes aquatiques (eau de surface, sédiments et poissons). Pour sa part, la mesure 6.7 du Plan national de l'eau permettra d'améliorer les connaissances sur le risque associé aux SPFA pour les écosystèmes aquatiques. Pour ce faire, la veille scientifique sur les SPFA sera bonifiée pour mieux identifier leur devenir dans l'environnement et leurs effets sur les écosystèmes aquatiques. Les capacités analytiques du MELCCFP seront améliorées en vue de caractériser le milieu et d'établir un portrait des sources potentielles de contamination de l'environnement par les SPFA et de leur présence au Québec. Des projets d'acquisition de connaissances sont en cours avec des partenaires universitaires et gouvernementaux pour mieux rendre compte des enjeux associés à ces substances.

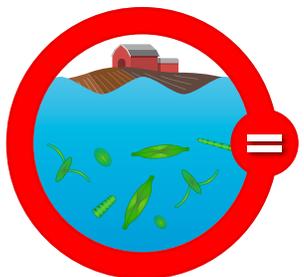
Bibliographie

1. **BERRYMAN, David, Chaker SALHI, Anouka BOLDUC, Christian DEBLOIS et Hélène TREMBLAY** (2012). Les composés perfluorés dans les cours d'eau et l'eau potable du Québec méridional, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 35 p. et 2 ann.
2. **MDDELCC** (2017). Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau de la Montérégie et de l'Estrie, 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, 62 p.
3. **MELCC** (2018). Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau des Laurentides et de Lanaudière, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 50 p. + 4 ann.
4. **MELCC** (2020a). Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau du Québec méridional, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 79 p.
5. **MELCC** (2020b). Contaminants émergents : le cas des composés perfluorés, 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, p. 294-297.
6. **MELCC** (2022) Composés perfluorés dans l'eau potable au Québec – Suivis réalisés de 2016 à 2021. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale des politiques de l'eau. 21 p. [Composés perfluorés dans l'eau potable au Québec : Suivis réalisés de 2016 à 2021 \(gouv.qc.ca\)](#)



Qualité de l'eau

<u>Communautés de diatomées benthiques dans les petits cours d'eau en milieu agricole</u>	<u>31</u>	<u>Pesticides dans le lac Saint-Pierre</u>	<u>74</u>
<u>Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat grossier</u>	<u>38</u>	<u>Pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole</u>	<u>78</u>
<u>Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat meuble</u>	<u>47</u>	<u>Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole</u>	<u>85</u>
<u>Contamination des poissons par les toxiques en eau douce</u>	<u>54</u>	<u>Physicochimie et bactériologie des masses d'eau du fleuve</u>	<u>93</u>
<u>État trophique des lacs</u>	<u>60</u>	<u>Physicochimie et bactériologie des tributaires du fleuve</u>	<u>100</u>
<u>Métaux en cours d'eau</u>	<u>68</u>	<u>Qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent</u>	<u>108</u>



Communautés de diatomées benthiques dans les petits cours d'eau en milieu agricole

État : Mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Les diatomées benthiques sont des algues microscopiques sensibles aux concentrations en nutriments (phosphore et azote), en sels dissous et en matière organique présentes dans le cours d'eau. Elles permettent de mesurer les effets combinés de ces paramètres, durant le mois précédant l'échantillonnage. Elles sont donc un bon indicateur du niveau d'eutrophisation des cours d'eau, puisque ses différents taxons ont une sensibilité variable face à l'enrichissement du milieu. L'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC v.3) évalue ainsi le niveau d'intégrité biologique de la base de la chaîne alimentaire à partir de l'abondance relative (%) des taxons présents durant l'étiage estival (période critique). Les valeurs varient de 0 à 100 et se divisent en quatre classes d'intégrité biologique¹.

L'état biologique de chaque cours d'eau est déterminé à partir de la valeur moyenne et de la classe de l'IDEC pour la période 2020-2022. L'état global de l'indicateur est déterminé par la proportion des cours d'eau présentant un bon état biologique (classe A). La tendance de l'indicateur est établie par comparaison des valeurs et de la classe de l'IDEC de la période 2020-2022 avec celles de 2015-2017. Pour les années 2021 et 2022, le taux de déformations des frustules (coques) de diatomées est présenté en complément pour évaluer le niveau de stress causé par leur exposition chronique à des substances toxiques, dont les pesticides et les métaux^{2, 3}.

FIGURE 1 – Classe de l'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) de 58 petits cours d'eau en milieu agricole pour la période 2020-2022

Les 58 stations pour lesquelles une valeur et une classe d'IDEC (v.3) ont été calculées sont représentées par un point de couleur. La couleur varie en fonction de la classe de l'IDEC de la station.

État et tendance

Depuis 2008, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) assure le suivi des diatomées benthiques, une fois par année durant l'étiage estival, à un nombre de stations variant entre 10 et 72 selon les années. Pour la période 2020-2022, 58 cours d'eau pour lesquels des activités agricoles sont réalisées sur 23 % à 97 % (médiane 64 %) de la superficie de leur bassin versant ont été sélectionnés, en assurant une représentativité des régions agricoles du Québec. Parmi ceux-ci, 51 (86 %) avaient également fait l'objet de suivi en 2015-2017. Une description complète des diatomées benthiques, de l'IDEC et de son interprétation est disponible dans un [guide d'utilisation](#) ainsi que dans plusieurs autres publications^{1, 4 à 10}.

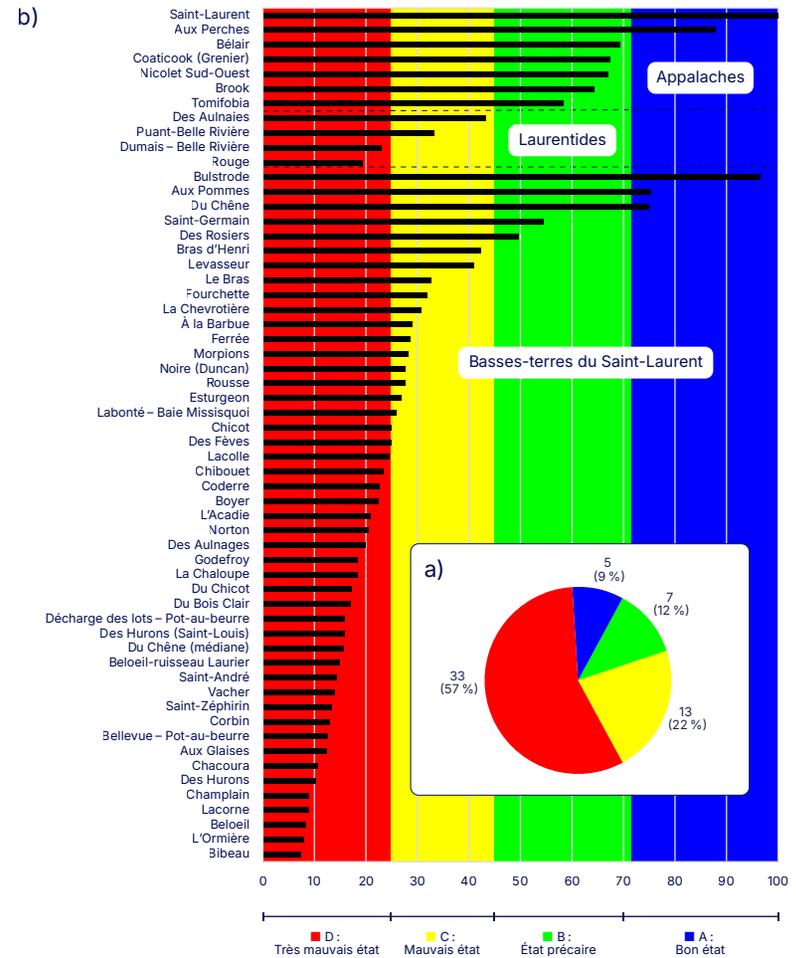


État

L'état global des 58 petits cours d'eau en milieu agricole à l'étude est considéré comme étant mauvais pour la période 2020-2022 (figures 1 et 2a). En effet, seulement cinq cours d'eau (9 %) sont dans un bon état biologique (classe A), qui représente le niveau d'intégrité à atteindre (biocritère). Il s'agit du ruisseau Saint-Laurent et des rivières Bulstrode, aux Perches, aux Pommes et du Chêne (figures 1 et 2b). Les communautés de diatomées présentes dans ces cours d'eau suggèrent qu'ils sont peu ou pas enrichis en nutriments durant l'été estival. Sept cours d'eau (12 %) sont dans un état précaire (classe B) représentatif d'un enrichissement moyen à moyen-élevé en éléments nutritifs. Ils présentent donc des signes de dégradation. Fait à noter, les sept cours d'eau des Appalaches sont en bon état ou en état précaire. Finalement, 79 % des cours d'eau sont en mauvais état (22 % ; classe C) ou en très mauvais état biologique (57 % ; classe D). La très grande majorité de ceux-ci se trouvent dans les basses-terres du Saint-Laurent et la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean. Les plus faibles valeurs d'IDEC (<10) ont été observées dans les cours d'eau Bibeau (rivière Bayonne), L'Ormière (rivière Maskinongé), Belœil (rivière Richelieu), La Corne (rivière Mascouche) et Champlain, tous situés dans les basses-terres du Saint-Laurent. Leurs communautés de diatomées, composées d'espèces tolérantes à la pollution, se sont développées dans un milieu subissant un enrichissement excessif en éléments nutritifs durant l'été estival et leur état se compare à celui des cours d'eau les plus dégradés de l'est du Canada^{1, 10}. L'excès d'éléments nutritifs contribue à l'eutrophisation des cours d'eau et des plans d'eau et peut ultimement mener au développement de cyanobactéries, pouvant être toxiques.

Des déformations des frustules de diatomées ont été constatées au-dessus du seuil de 0,5 % (suggérant la présence d'un stress) dans plus du tiers des cours d'eau, soit 22 d'entre eux. Ce seuil a été dépassé en 2021 et 2022 dans les cours d'eau des Hurons (rivière Richelieu), du Chicot et Labonté (rivière Richelieu). Les déformations les plus fréquentes, allant de 1 % jusqu'à près de 2,2 %, ont été observées dans les cours d'eau Labonté, des Fèves (rivière Châteauguay), aux Glaises, aux Perches (fleuve Saint-Jean) et Bélair (rivière Chaudière). Ces taux de déformations suggèrent que, durant l'été estival, les communautés de diatomées benthiques ont subi un stress possiblement causé par leur exposition chronique aux pesticides ou aux métaux biodisponibles.

FIGURE 2 – Valeur et classe moyenne de l'IDEC pour la période 2020-2022



La figure se compose de deux graphiques, un graphique principal et un encart. Le graphique principal (b) est un graphique en barres. Il montre la valeur moyenne et la classe de l'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC; v.3), pour la période 2020-2022, pour 58 petits cours d'eau en milieu agricole. Le nom de chaque cours d'eau est indiqué à la verticale et les cours d'eau sont groupés en fonction de leur région physiographique. L'échelle des valeurs de l'IDEC apparaît à l'horizontale (0 à 100) et les classes sont représentées par leur couleur respective. La longueur de la barre de chaque cours d'eau atteint sa valeur de l'IDEC, donc les valeurs les plus élevées ont les barres les plus longues. L'encart (a) montre un graphique circulaire indiquant le nombre et la proportion de cours d'eau en fonction des classes de l'IDEC. Globalement, ces deux graphiques montrent que la majorité des cours d'eau sont en mauvais (57 %) et très mauvais (22 %) état biologique, dont la grande majorité sont situés dans les basses-terres sur Saint-Laurent.

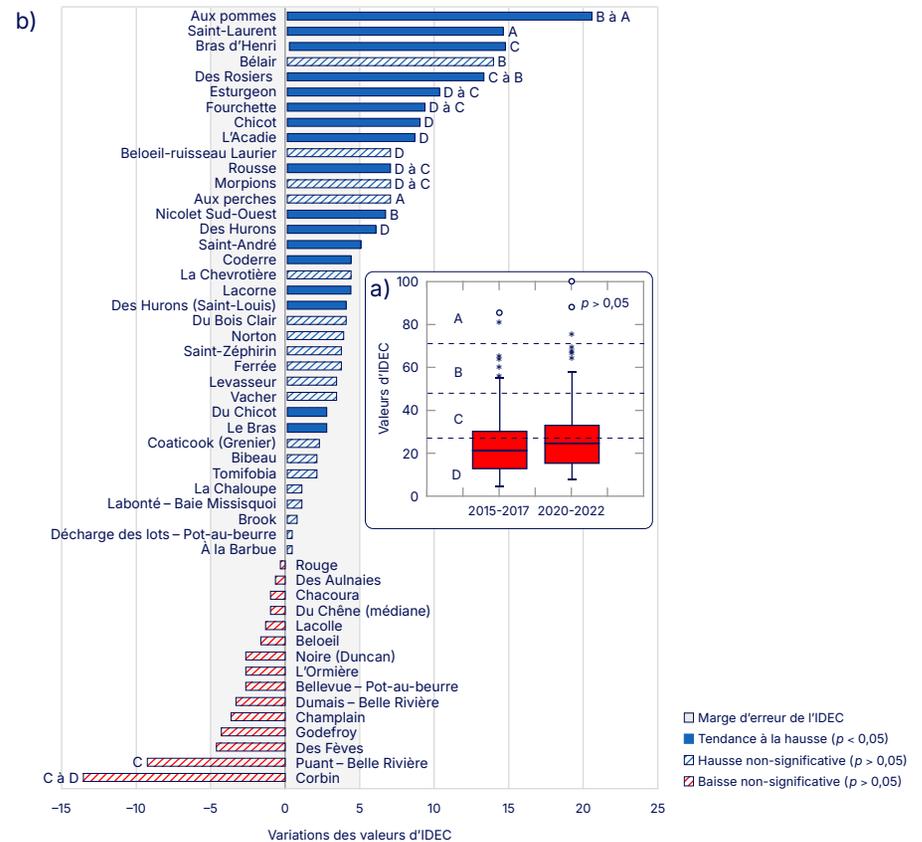


Tendance

L'état global était généralement mauvais en 2015-2017 et s'est maintenu en 2020-2022 (figure 3a). En effet, les valeurs d'IDEC en 2020-2022 ont augmenté significativement, en moyenne de trois valeurs (test de Wilcoxon apparié $p < 0,01$) comparativement à la période de 2015-2017, mais cette augmentation est considérée comme faisant partie de la variabilité naturelle et intrinsèque de l'indice, puisqu'il est inférieur à cinq valeurs d'IDEC. Certains cours d'eau montrent cependant des signes de rétablissement, car 15 d'entre eux (26 %) ont connu une amélioration moyenne de plus de cinq valeurs d'IDEC et seulement deux ont connu une détérioration de cet ordre (3,5 % ; figure 3b). Parmi ces 15 cours d'eau, cinq montrent un rétablissement notable, car leurs valeurs d'IDEC ont augmenté significativement, de 7 à 20 valeurs (test de Mann-Kendall ; $p < 0,05$), en plus d'augmenter d'une classe d'intégrité biologique, soit les cours d'eau aux Pommes (B à A ; rivière Jacques-Cartier), des Rosiers (C à B ; rivière Nicolet), de l'Esturgeon (D à C ; rivière Châteauguay), Rousse (D à C) et Fourchette (D à C ; rivière Etchemin) (figure 3b). Les cours d'eau Saint-Laurent (A ; rivière Matapédia), Bras d'Henri (C ; rivière Chaudière), Chicot (D), L'Acadie (D ; rivière Richelieu), Nicolet Sud-Ouest (B ; rivière Nicolet) et des Hurons (D ; rivière Richelieu) ont également une tendance significative à la hausse de leurs valeurs d'IDEC, variant entre 6 et 15 valeurs, mais cette hausse n'a pas occasionné d'augmentation de classe d'intégrité biologique.

Par ailleurs, aucun cours d'eau n'a connu de tendance significative à la baisse de ses valeurs d'IDEC. Seul le ruisseau Corbin s'est détérioré de plus de 5 valeurs d'IDEC et d'une classe (C à D).

FIGURE 3 – Variation et tendance des valeurs de l'IDEC de chaque cours d'eau entre les périodes 2020-2022 et 2015-2017



La figure se compose de deux graphiques, un graphique principal et un encart. Le graphique principal (b) est un graphique en barres. Il montre la variation et la tendance des valeurs de l'IDEC pour chaque cours d'eau entre les périodes 2020-2022 et 2015-2017. Les noms des cours d'eau sont indiqués à la verticale et ils sont groupés en fonction d'une hausse des valeurs (bleu) ou une baisse des valeurs de l'IDEC (rouge). L'échelle des valeurs de variation de l'IDEC apparaît à l'horizontale (-15 à 25). La longueur de la barre de chaque cours d'eau atteint sa valeur de variation de l'IDEC, donc les valeurs les plus élevées ont les barres les plus longues (négatives et positives). Les tendances à la hausse ou à la baisse qui ne sont pas significatives au niveau statistique sont représentées par une trame hachurée. L'encart (a) montre deux boîtes à moustaches, une montrant la gamme de valeurs d'IDEC pour la période 2015-2017 et l'autre pour 2020-2022 et en fonction des classes. Globalement, ces deux graphiques montrent que les valeurs de l'IDEC étaient légèrement plus élevées en 2020-2022 qu'en 2015-2017, mais étaient toujours généralement en très mauvais état biologique. Davantage de cours d'eau se sont améliorés, de façon statistiquement significative pour la plupart, depuis 2015-2017. Peu de cours d'eau se sont détériorés et aucune baisse n'est significative du point de vue statistique.



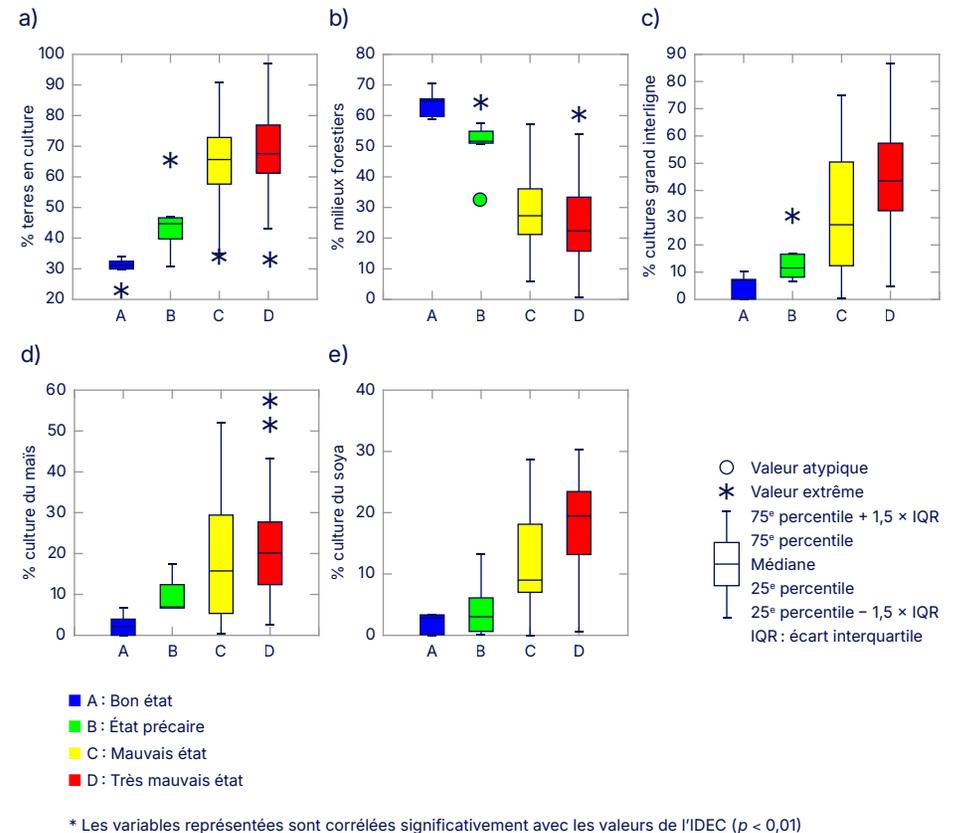
Pressions et changements climatiques

Les activités agricoles menées dans les bassins versants des cours d'eau à l'étude affectent de façon importante les communautés de diatomées, donc l'intégrité biologique de la base de la chaîne alimentaire, principalement en raison de leurs apports excessifs en nutriments. En effet, plus les superficies cultivées sont élevées dans les bassins versants des cours d'eau, plus l'intégrité biologique diminue significativement ($R^2 = 0,29$; $p < 0,01$; figure 4a). Les superficies en cultures annuelles intensives (grands interlignes) sont particulièrement dommageables ($R^2 = 0,43$; $p < 0,01$; figure 4c), principalement celles du soja ($R^2 = 0,46$; $p < 0,01$; figure 3e) et du maïs ($R^2 = 0,34$; $p < 0,01$; figure 3d). Pourtant, ces cultures combinées n'occupent que près du tiers des bassins versants en mauvais et très mauvais état biologique (valeur médiane). À l'inverse, plus le couvert forestier (incluant les friches) est important, plus l'intégrité biologique augmente ($R^2 = 0,38$; $p < 0,01$; figure 4b). Il en résulte que la proportion de couvert forestier explique 27 % de la variabilité des valeurs de l'IDEC, alors que les cultures à grands interlignes et les plantes fourragères y contribuent respectivement pour 23 % et 20 %. Ces occupations du sol expliquent donc près de 70 % de la variabilité des valeurs de l'IDEC pour un territoire donné (modèle *RandomForest*), ce qui permet de les estimer simplement à partir de ces types d'occupations.

Ces résultats nous indiquent que, pour être en bon état biologique (classe A; incluant l'absence de déformation du frustule), le bassin versant du cours d'eau devrait :

- avoir une proportion de terres en culture inférieure à 30 %;
- avoir plus de 60 % de milieux forestiers (incluant les friches);
- avoir moins de 5 % de cultures annuelles à grands interlignes (surtout maïs et soja). Ce seuil correspond à celui qui a été établi par Gangbazo et ses collaborateurs (2005)¹¹ pour atteindre des concentrations en phosphore total assurant la protection de la vie aquatique contre des effets chroniques (CVAC; 0,03 mg/L), pour les cultures à grands interlignes et les cultures à interlignes étroits combinées.

FIGURE 4 – Classes de l'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) en fonction de l'occupation du territoire



La figure se compose de cinq graphiques de boîtes à moustaches. Ils montrent la gamme de valeurs d'IDEC et la classe en fonction de l'occupation du territoire, soit la proportion de terres en culture (a), de milieux forestiers (b), de cultures à grands interlignes (c), de culture du maïs (d) et de culture du soja (e). Ces variables sont celles qui ont une relation significative ($p \leq 0,01$) avec les valeurs de l'IDEC, donc exerçant une influence sur la santé biologique des cours d'eau. Les proportions (0 à 100 %) des différentes occupations du territoire apparaissent à l'axe vertical des cinq graphiques et la classe (A à D) de l'IDEC à l'axe horizontal. Globalement, ces cinq graphiques montrent que les valeurs de l'IDEC, groupées en classes, diminuent lorsque la proportion de terres en cultures augmente, principalement les cultures à grands interlignes, soit celles du maïs et du soja. À l'inverse, les valeurs de l'IDEC augmentent lorsque la proportion de milieux forestiers, incluant les friches, augmente.



ENCART

Communautés de diatomées dans le Nord québécois

La composition des communautés de diatomées dans le Nord québécois nous permet d'établir un état de référence sur la productivité des écosystèmes aquatiques dans un milieu naturel ayant eu très peu de perturbations. Les communautés de diatomées intègrent l'ensemble des variations physicochimiques que subit un milieu aquatique et leurs préférences écologiques nous permettent également d'interpréter les niveaux trophiques des milieux aquatiques. Dans le cadre de travaux d'acquisition des connaissances découlant du Plan Nord (Nunavik) réalisés entre 2011 et 2014, 122 lacs et 148 cours d'eau ont fait l'objet d'études, ce qui a permis d'évaluer les niveaux trophiques des milieux aquatiques de cette région.

L'état de référence montre un faible taux de productivité des écosystèmes aquatiques dans le Nord québécois puisque près de 75 % des communautés de diatomées sont liées à des lacs et cours d'eau oligotrophes ayant subi très peu de perturbations.

Pour plus d'information, consultez la fiche « Communautés de diatomées dans le Nord québécois » dans le [Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques 2020](#).

Ce lien étroit entre l'utilisation du territoire, les concentrations en nutriments et les communautés de diatomées a été établi dans plusieurs autres publications, notamment au Québec^{4, 5, 7 à 10, 12, 13}, aux États-Unis¹⁴ et en Europe¹⁵. Au cours des 30 dernières années, plusieurs publications du MELCCFP et de ses partenaires ont également mis en évidence le lien entre les concentrations et les charges en azote et en phosphore total et les superficies agricoles dans les bassins versants, notamment en grandes cultures annuelles^{11, 16 à 22}. En effet, l'exportation de contaminants des parcelles cultivées vers les cours d'eau augmente avec la quantité de fertilisants épanchée²³. Cette quantité est généralement plus élevée dans les bassins versants aux prises avec des surplus de déjections animales et dont les superficies en cultures intensives sont importantes. Cela s'explique généralement par l'application de fertilisants azotés et phosphatés dont les quantités peuvent dépasser le besoin réel des plantes (surfertilisation)²⁴. De plus, le travail effectué sur les sols agricoles à l'automne (souvent à nu) favorise le ruissellement de surface et leur érosion, particulièrement lors de la fonte printanière. Ainsi, les nutriments adsorbés aux particules de sol des champs et des berges, surtout le phosphore particulaire, sont transportés vers les cours d'eau et peuvent être remobilisés à partir des sédiments du lit du cours d'eau²⁵. La grande mobilité des nitrates, qui sont peu retenus par le sol, fait en sorte que cette forme soluble d'azote est transportée à la fois par le ruissellement de surface et les eaux de drainage souterrain, dont les drains agricoles, vers les cours d'eau²⁶ et peut atteindre les eaux souterraines.

Les modifications du régime de la température et des précipitations occasionnées par les changements climatiques entraînent des modifications au régime hydrique. Les étiages estivaux sont plus sévères et la fréquence, l'intensité ou la durée des précipitations entraînent une augmentation des crues, principalement dans les petits cours d'eau^{27, 28}. Pour les cours d'eau où les apports de sources diffuses sont importants, comme dans les bassins versants en milieu agricole, ces modifications accroissent la variabilité de la qualité de l'eau estivale, ainsi que les apports liés à l'érosion des sols et des berges. Ainsi, sans mesure de restauration visant à réduire les apports en nutriments et en minéraux dissous dans les cours d'eau, le niveau d'intégrité biologique pourrait diminuer à l'étiage estival, une période critique de l'année pour la faune et la flore. Comme les communautés de diatomées intègrent les variations de la physicochimie de l'eau, l'utilisation de l'IDEC comme outil de suivi est particulièrement appropriée dans le contexte des changements climatiques, surtout pour les petits cours d'eau en milieu agricole, dont le débit et la qualité de l'eau fluctuent beaucoup.

Les autres impacts des pressions induites par le milieu agricole sur la qualité de l'eau et les communautés biologiques peuvent être consultés dans les fiches [Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole](#), [Pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole](#) et [Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat meuble](#).



Pour en savoir plus

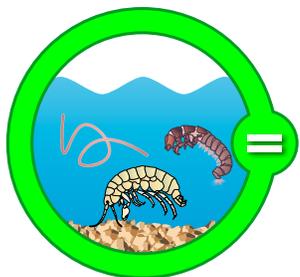
[Indice de santé du cours d'eau – Diatomées \(Atlas de l'eau\)](#)

Bibliographie

1. **CAMPEAU, S., I. LAVOIE et M. GRENIER** (2013). *Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC : Guide d'utilisation de l'indice diatomées de l'est du Canada (version 3)*, Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 25 p., [En ligne], https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/portail/docs/GSC1902/F1076843089_Guide_IDEC_2013.pdf.
2. **MORIN, S., A., CORDONIER, I., LAVOIE, A., ARINI, S., BLANCO, T. T., DUONG, E., TORNÉS, B., BONET, N., CORCOLL, L., FAGGIANO, M., LAVIALE, F., PÉRÈS, E., BECARES, M., COSTE, A., FEURTET-MAZEL, C., FORTIN, H., GUASCH, S., et S. SABATER** (2012). « Consistency in diatom response to metal-contaminated environments », dans H. Guasch, A. Ginebreda et A. Geiszinger (ed.). *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 19. Springer, Heidelberg, p. 117-146.
3. **LAVOIE, I., HAMILTON, P. B., MORIN, S., KIM TIAM, S., KAHLERT, M., GONÇALVES, S., FALASCO, E., FORTIN, C., GONTERO, B., HEUDRE, D., KOJADINOVIC SIRINELLI, M., MANOYLOV, K., PANDEY, L. K., et TAYLOR, J. C.** (2017). « Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? », *Ecological Indicators*, vol. 82, novembre 2017, p. 539-550, [En ligne], [Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? \(archive.org\)](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016763691733005263).
4. **GRENIER, M.** (2010). *Évaluation du niveau d'intégrité biologique des rivières du Québec à partir de l'Approche par conditions de référence et du système GIBSI (Gestion intégrée des bassins versants à l'aide d'un système informatisé)*. Thèse de doctorat déposée à l'Institut national de la recherche scientifique, Centre eau, terre et environnement (INRS-ETE), 269 p. + 6 annexes, [En ligne], <https://espace.inrs.ca/id/eprint/484/1/T000535.pdf>.
5. **GRENIER, M., I. LAVOIE, A. N. ROUSSEAU et S. CAMPEAU** (2010). « Defining ecological thresholds to determine class boundaries in a bioassessment tool: the case of the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) », *Ecological Indicators*, vol. 10, n° 5, p. 980-989.
6. **GRENIER, M., S. LEK, M. A. RODRIGUEZ, A. N. ROUSSEAU et S. CAMPEAU** (2010). « Algae-based Biomonitoring: Predicting Diatom Reference Communities in Unpolluted Streams using Classification Trees, Random Forests, and Artificial Neural Networks », *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 45, n° 4, p. 413-425.
7. **LAVOIE, I., S. CAMPEAU, M. GRENIER et P. J. DILLON** (2006). « A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 63, n° 8, p. 1793-1811.
8. **LAVOIE, I., F. DARCHAMBEAU, G. CABANA, P. J. DILLON et S. CAMPEAU** (2008). « Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality? », *Freshwater Biology*, vol. 53, p. 827-841, [En ligne], <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/62412/1/Lavoie%20et%20al.%20%282008%29.pdf>.
9. **LAVOIE, I., M. GRENIER, S. CAMPEAU et P. J. DILLON** (2010). « The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) version 2.0: Including meaningful ecological classes and an expanded coverage area that encompasses additional geological characteristics », *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 45, n° 4, p. 463-477, [En ligne], https://web.archive.org/web/20200322105247id_/https://www.cawq.ca/journal/temp/article/523.pdf.
10. **LAVOIE, I., S. CAMPEAU, N. ZUGIC-DRAKULIC, J. G. WINTER et C. FORTIN** (2014). « Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: an overview of 10 years of index development and ongoing challenges », *Science of The Total Environment*, vol. 475, p. 187-200, [En ligne], <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969713005263>.
11. **GANGBAZO, G., J. ROY, et A. LE PAGE** (2005). *Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre, [En ligne], <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/49300>.
12. **CAMPEAU, S., R. DUBUC, M. GRENIER et T. ROUSSEAU-BEAUMIER** (2011). *Suivi des cours d'eau des projets collectifs agricoles à l'aide de l'indice IDEC (2008-2010)*. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Université du Québec à Trois-Rivières, 17 p.
13. **DENAULT, J.-T., et S. BÉLANGER-COMEAU** (2014). *Suivi de la santé de l'écosystème aquatique des projets de gestion intégrée de l'eau par bassin versant en milieu agricole : bilan de 2008 à 2012*. Mise à jour 2014. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction des politiques agroenvironnementales, ISBN : 978-2-550-71641-9 (PDF), 16 p. + 5 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bilan-suivi-qualite-eau.pdf>.



14. **POTAPOVA, M. G. et D. F. CHARLES** (2002). « Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients », *Journal of Biogeography*, vol. 29, p. 167-187.
15. **Tison, J., M. Coste et F. Delmas** (2005). *Flores diatomiques des cours d'eau : proposition de valeurs limites du « Bon État » pour l'IPS et l'IBD*, ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Direction de l'Eau, 15 p. + 2 annexes, [En ligne], <https://hal.inrae.fr/hal-02587147/document>.
16. **GRENIER, M.** (2024). *Charges de six paramètres physicochimiques et bactériologique à l'embouchure des principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent, 2013-2017*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, 38 p. + 10 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/physicochimie-bacteriologie/rapport-charges-six-parametres-physicochimiques-bacteriologique.pdf>.
17. **HÉBERT, S., et D. BLAIS** (2017). *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement et Direction de l'expertise en biodiversité, ISBN 978-2-550-77770-0 (PDF), 30 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf.
18. **PATOINE, M.** (2017). *Charges de phosphore, d'azote et de matières en suspension à l'embouchure des rivières du Québec, 2009 à 2012*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-77490-7 (PDF), 25 p. et 11 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/charge-phosphore-azote-mes2009-2012.pdf.
19. **PATOINE, M., et M. SIMONEAU** (2002). *Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec*, *Vecteur environnement*, vol. 35(1), p. 61-66. [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/impact-agriculture-intensive-eau-janvier-2002.pdf.
20. **Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre** (2024). Rapport final, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval et Université McGill, 801 p. + 3 annexes, [En ligne], https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/portail/docs/GSC5765/O0006020883_RAPPORT_FINAL_2019_2024.pdf.
21. **SIMONEAU, M.** (2017). *Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre : évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-76229-4 (PDF), 54 p. + 13 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf>.
22. **SIMONEAU, M.** (2019). *Qualité de l'eau des tributaires de la baie Missisquoi : évolution temporelle 1999-2017 et portrait récent 2015-2017*. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-83942-2(PDF) 92 p. + 12 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/rapport.pdf>.
23. **LAROCQUE, M., M. PATOINE, O. BANTON, A. N. ROUSSEAU et P. LAFRANCE** (2002). « Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole – Outil LoPhos », *Vecteur environnement*, 35(5), p. 48-56.
24. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT** (2003). *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*, Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq n° ENV/2003/0025, 143 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf.
25. **MEYBECK, M., G. FRIEDRICH, R. THOMAS et D. CHAPMAN**, 1996. Chapitre 6 dans Deborah V. Chapman, World Health Organization, Unesco & United Nations Environment Programme (1996). « Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring », édité par Deborah Chapman, 2^e édition, Londres : E & FN Spon. 651 p., [En ligne], <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>.
26. **PATOINE, Michel** (2010). *Influence du drainage souterrain sur la qualité de l'eau de la rivière Boyer Nord*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-59876-3 (PDF), 24 p., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/boyer/influence-drainage-sout.pdf>.
27. **DIRECTION DE L'EXPERTISE HYDRIQUE** (2018). *Document d'accompagnement de l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 34 p., [En ligne], <http://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/doc-accompagnement.pdf>.
28. **Ouranos** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*, Montréal, Québec, Ouranos, 415 p., [En ligne], <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>.



Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat grossier

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

L'état biologique des rivières basé sur les macroinvertébrés benthiques (MIB) est établi à partir des données récoltées entre 2018 et 2022 (cinq années consécutives). Deux indices de santé du benthos (ISB), composés de six sous-indices chacun, servent à évaluer les petits cours d'eau : l'ISB_g^{1,2} pour les cours d'eau à [substrat grossier](#) et l'ISB_m^{3,4} pour les cours d'eau à [substrat meuble](#). La présente fiche porte sur l'ISB_g.

L'ISB_g varie de 0 à 100 et se divise en cinq classes d'intégrité (très bonne, bonne, précaire, mauvaise et très mauvaise)¹. Il est compilé dans le présent rapport pour 11 stations permanentes échantillonnées annuellement ainsi que 47 stations rotatives échantillonnées tous les cinq ans. L'état des cours d'eau à substrat grossier est déterminé par le pourcentage de stations dont la classe d'intégrité de l'ISB_g quinquennal moyen est bonne ou très bonne, suivant cette classification :

- 66 % et plus : bon
- 40 % à 65 % : intermédiaire-bon
- 30 % à 39 % : intermédiaire
- 20 % à 29 % : intermédiaire-mauvais
- Moins de 20 % : mauvais.

FIGURE 1 – Classes d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d'eau en substrat grossier pour la période 2018-2022

Localisation des stations de suivi et classes d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d'eau en substrat grossier (ISB_g) du RSBenthos pour la période 2018 à 2022.

État et tendance

État

L'état des 58 stations du Réseau de suivi du benthos (RSBenthos) situées dans des cours d'eau à substrat grossier et suivies pendant la période 2018 à 2022 est intermédiaire-bon, 31 (53 %) de ces stations affichant une très bonne ou une bonne intégrité. Pour cette période, 27 stations (47 %) sont sous le seuil de bonne intégrité¹, dont 21 (36 %) dans la classe d'intégrité précaire et 6 (10 %) dans la classe d'intégrité mauvaise. Aucune station n'affiche une intégrité très mauvaise.

La figure 1 présente la distribution spatiale des stations échantillonnées ainsi que leur classe d'intégrité respective, établie selon la valeur de leur ISB_g quinquennal moyen. Ces valeurs varient de 30,2 % à 94,8 %. Cette variabilité est influencée par plusieurs facteurs, comme ceux-ci :

OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT – L'ISB_g est significativement corrélé au pourcentage du bassin versant occupé par les milieux naturels (forêt, tourbières et milieux humides non perturbés) ($r^s = 0,72$, $p < 0,0001$; figure 2a). La répartition des classes de l'ISB_g en fonction des milieux naturels illustre l'effet

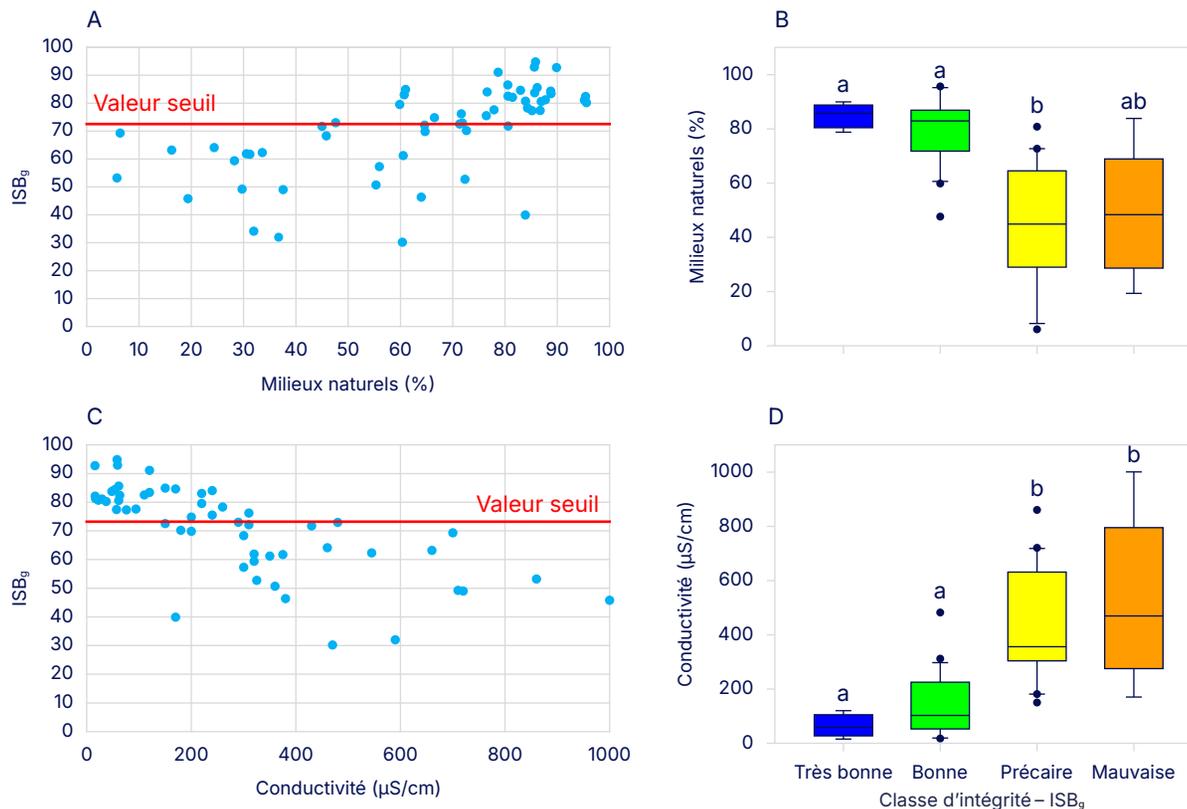


bénéfique de ces derniers sur la santé des communautés de MIB (figure 2b). En effet, les classes d'intégrité très bonne et bonne se démarquent significativement de la classe précaire. Ce n'est cependant pas le cas pour la classe mauvaise. Cela est dû à la présence d'une station (la rivière Chicot), dont le couvert naturel est élevé (83,9 %), mais dont

l'intégrité était précaire au moment du suivi (ISB_g : 39,9 %) en raison de rejets ponctuels provenant d'une industrie agroalimentaire. Cette situation dénote l'effet que peuvent avoir des rejets ponctuels, par exemple d'origine urbaine ou industrielle, sur les communautés benthiques^{5, 6, 7, 8, 9}.

QUALITÉ DE L'EAU – L'exemple de la rivière Chicot démontre l'importance de la qualité de l'eau sur les communautés de MIB. Cela explique pourquoi des paramètres de qualité de l'eau sont mesurés à chaque site. En effet, l'ISB_g est négativement influencé par des paramètres comme l'azote total, le phosphore total, la turbidité, les matières en suspension, le pH et la conductivité ($p < 0,05$). Tous ces paramètres sont significativement corrélés entre eux et témoignent de l'effet d'une dégradation de la qualité l'eau sur l'ISB_g. La conductivité est le paramètre qui explique le mieux la variation de l'ISB_g ($r^s = 0,79$, $p < 0,0001$; figure 2c) et est utilisée comme indicateur de l'effet des activités humaines sur le milieu aquatique. Aucune valeur d'ISB_g ne dépasse le seuil de bonne intégrité lorsque la conductivité est supérieure à 310 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (à l'exception d'une occurrence de 480 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ce qui est similaire aux constats de l'édition 2020 du Rapport (300 $\mu\text{S}/\text{cm}$)¹⁰. La conductivité permet aussi de distinguer les classes d'intégrité très bonne et bonne des classes d'intégrité précaire et mauvaise (figure 2d).

FIGURE 2 – Relations entre l'ISB_g, l'occupation du territoire et la qualité de l'eau



Relation entre A) l'ISB_g et l'occupation du territoire par les milieux naturels, B) les classes d'intégrité de l'ISB_g et l'occupation du territoire par les milieux naturels, C) l'ISB_g et la conductivité, utilisée comme indicateur de la qualité de l'eau, ainsi que D) les classes d'intégrité de l'ISB_g et la conductivité. La valeur seuil correspond au seuil de bonne intégrité. Les lettres a et b au-dessus des boîtes à moustaches servent à distinguer les classes significativement différentes.



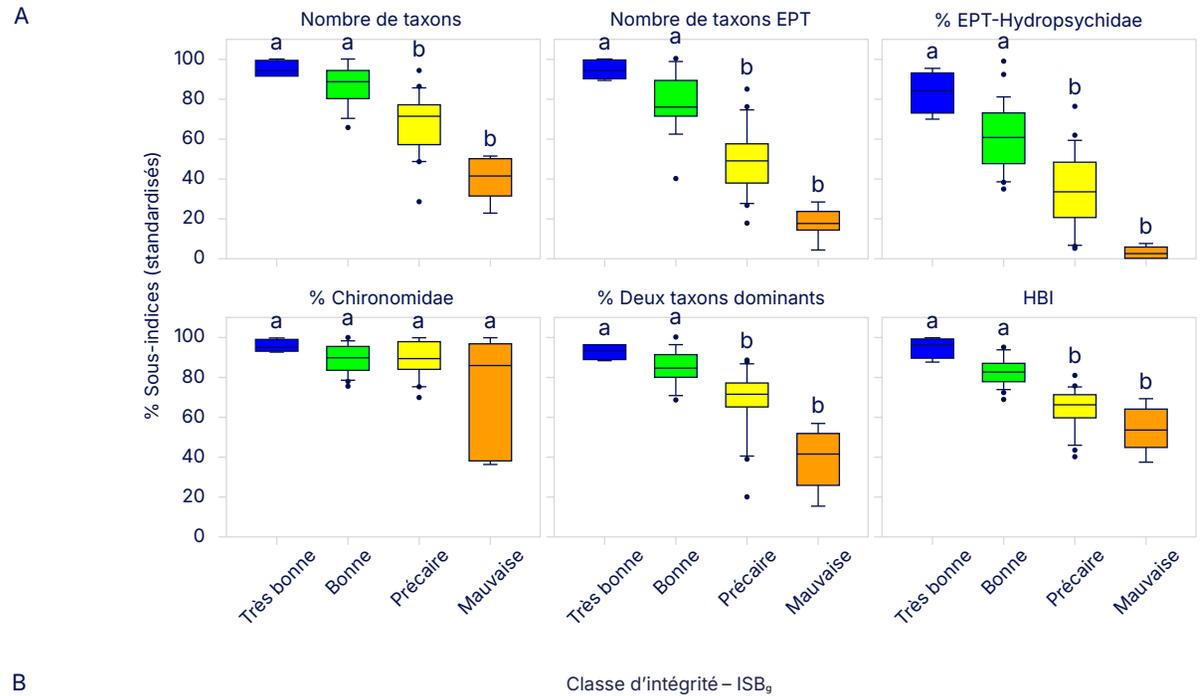
QUALITÉ DE L'HABITAT RIVERAIN ET AQUATIQUE –

Un indice de qualité de l'habitat^{1, 2} (IQH), qui évalue notamment le degré d'hospitalité du milieu pour les MIB, est calculé à chaque station lors de l'échantillonnage. Durant la période d'étude, l'IQH est significativement corrélé à l'ISB₉ quinquennal moyen des sites ($r^s = 0,57, p < 0,0001$), témoignant du fait que les communautés de MIB en substrat grossier sont en meilleure santé dans les sites où l'habitat est de meilleure qualité.

ÉTAT DE LA BANDE RIVERAINE – Un indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)^{2, 11} est également calculé à chaque station. En 2018-2022, l'ISB₉ est significativement corrélé à l'IQBR des sites ($r^s = 0,29, p < 0,05$), suggérant que des berges plus naturelles favorisent une meilleure intégrité des communautés benthiques.

La figure 3 affiche les valeurs des six sous-indices composant l'ISB₉ en fonction des différentes classes d'intégrité. Cinq des six sous-indices permettent de distinguer significativement les classes d'intégrité très bonne et bonne des classes précaire et mauvaise, démontrant une bonne séparation entre les stations situées au-dessus et en dessous du seuil de bonne intégrité.

FIGURE 3 – Valeurs des sous-indices de l'ISB₉ en fonction des différentes classes d'intégrité



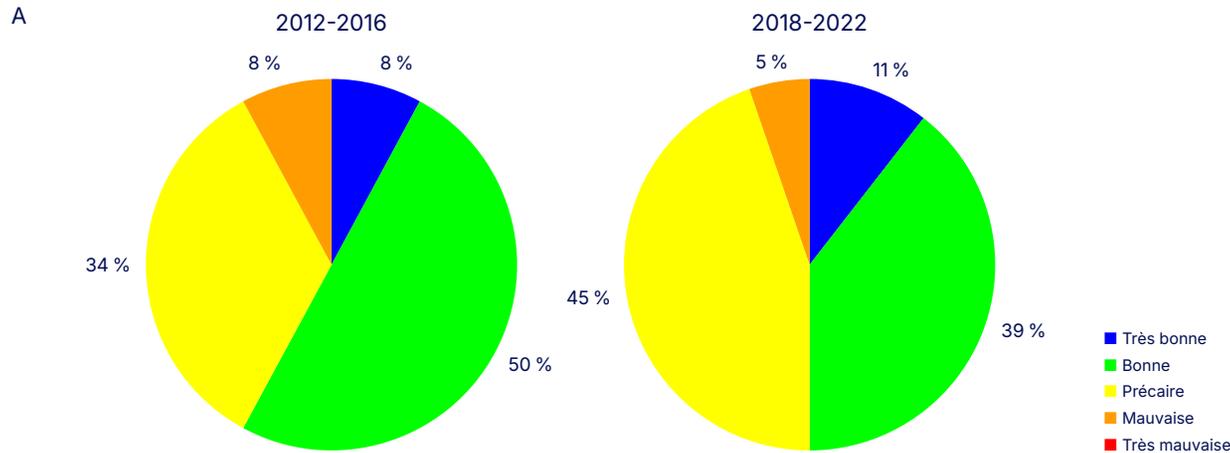
B

Classe	Nombre de stations	Nombre de taxons	Nombre de taxons EPT	% EPT-Hydropsychidae	% Chironomidae	% Deux taxons dominants	Indice Hilsenhoff	ISB ₉
Très bonne	4	94,3 (33)	95,5 (21)	84,5 (61,2)	95,0 (8,6)	93,2 (36,6)	96,2 (2,7)	92,8
Bonne	27	88,6 (31)	75,9 (17)	61,1 (44,3)	89,9 (13,6)	84,4 (42,6)	82,6 (3,8)	81,1
Précaire	21	71,4 (25)	49,1 (11)	33,8 (24,5)	89,4 (14,3)	71,3 (51,5)	66,4 (5)	62,3
Mauvaise	6	41,5 (15)	17,9 (4)	2,8 (2)	86,0 (17,6)	41,4 (71,9)	53,7 (6)	37
Très mauvaise	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

A) Boîtes à moustaches présentant les valeurs de chacun des six sous-indices (standardisés sur une échelle de 0 à 100) composant l'ISB₉ en fonction de leur classe d'intégrité. B) Valeurs médianes de ces sous-indices pour chaque classe d'intégrité. Les valeurs médianes non standardisées des variables sont affichées entre parenthèses. EPT = taxons des ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères. EPT-Hydropsychidae = taxons des ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères, excluant les trichoptères de la famille Hydropsychidae. HBI = indice de Hilsenhoff. Les lettres a et b au-dessus des boîtes à moustaches servent à distinguer les classes significativement différentes.



FIGURE 4 – Tendances temporelles de l'ISB_g et de ses sous-indices



B

Station (Numéro BQMA)	Pente 2010-2022 (indices standardisés sur 100)							Occupation du sol		
	ISB _g	Nombre de taxons	Nombre de taxons EPT	% EPT-Hydropsychidae	% Chironomidae	% Deux taxons dominants	Indice Hilsenhoff	% Naturel	% Agricole	% Anthropique
Rivière Boyer (02300001)	-0,28	0,79	1,83**	-1,28	-1,85*	-1,93	-0,45	28,25	66,94	4,10
Rivière des Perdrix (02310041)	-0,36	0,00	0	-2,65**	-1,08	0,33	-0,39*	95,20	0,02	0,29
Rivière du Chêne (02360011)	-0,12	0,76	0	0,12	-0,04	0,23	-0,44	64,73	30,94	1,58
Rivière Saint-Zéphirin (03010046)	0,68	0,00	0	2,13*	0,71	1,17	-0,31	33,57	63,42	1,41
Rivière Chibouet (03030437)	0,70	0,00	0	1,49	1,63	1,49	-0,15	16,26	79,99	3,36
Rivière à la Pêche (05010541)	0,55	0,00	0	1,71*	0,42	0,87	0,53	89,86	0,00	0,04
Rivière Noire (05080100)	0,11	0,47	1,04*	-0,91	0,20	-0,43	0,00	82,97	7,04	6,89
Rivière Saint-Charles (05090079)	0,44	0,00	0,19	0,18	1,87	0,10	1,14*	63,98	4,98	27,04
Rivière à l'Île (05100033)	0,16	-0,20	0,00	0,00	0,41	0,80	0,07	81,43	0,00	0,02
Rivière Blanche (05260034)	0,15	0,71*	-1,01	-0,97	0,61	0,69	0,64**	85,69	1,99	2,51
Rivière Yamachiche (05300013)	1,02**	0	1,11	1,6**	-0,10	1,41	0,81	86,18	1,82	3,12

* Significatif à $p < 0,1$
 ** Significatif à $p < 0,05$

■ Associé à une amélioration
 ■ Associé à une dégradation

A) Tendance temporelle de l'ISB_g à court terme, par blocs quinquennaux, pour les 38 stations communes entre la présente édition du Rapport et celle de 2020.
 B) Tendances temporelles de l'ISB_g et de ses 6 sous-indices à plus long terme entre 2010 et 2022, pour les 11 stations permanentes. Les pourcentages d'occupation du sol constituent des moyennes des valeurs obtenues de 2018 à 2020 et permettent de visualiser les occupations caractérisant chacun des sites. EPT = taxons des ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères. EPT-Hydropsychidae = taxons des ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères, excluant les trichoptères de la famille Hydropsychidae.

Tendance

Afin d'établir la tendance temporelle de l'état des communautés de MIB en substrat grossier entre la présente édition du Rapport et celle de 2020¹⁰, un sous-ensemble de 38 stations communes aux deux éditions a été comparé. Les méthodologies ont été harmonisées pour les deux périodes par l'utilisation de l'ISB_g quinquennal moyen par station. Ainsi, pour la période 2012-2016, l'état des 38 stations était intermédiaire-bon, 58 % des stations ayant un ISB_g de très bonne ou bonne intégrité (figure 4a). Pour la période 2018-2022, l'état de ce sous-ensemble de stations était également intermédiaire-bon, 50 % des stations affichant un ISB_g de très bonne ou bonne intégrité. La tendance globale entre les deux éditions du Rapport est donc au maintien. Cela est appuyé par la comparaison pairée des données des deux blocs d'années (absence de différence significative des ISB_g quinquennaux moyens ; $p > 0,05$).

Les tendances temporelles à plus long terme (pour la période 2010-2022) ont aussi été examinées pour les 11 stations permanentes en substrat grossier. La figure 4b illustre les tendances obtenues pour l'ISB_g et les six sous-indices qui le composent. Une seule station (rivière Yamachiche) présente une amélioration significative de l'ISB_g, alors que plusieurs stations affichent des améliorations significatives dans un ou plusieurs sous-indices. Deux stations montrent des diminutions significatives d'un (rivière Boyer) ou deux (rivière des Perdrix) sous-indices.



Pressions et changements climatiques

La structure des communautés de MIB est influencée par la qualité de l'eau dans laquelle ils vivent, qui varie en fonction de l'occupation du sol, ainsi que de la présence de rejets ponctuels^{1, 6, 12, 13, 14, 15, 16}. De plus, elle est modulée par la qualité de l'habitat immédiat, incluant l'habitat aquatique (submergé) et riverain (berges)^{2, 11, 15, 17}.

L'effet de l'agriculture et des milieux urbains sur les MIB est bien connu^{5, 18} et une étude américaine récente¹⁹ montre que ces occupations du sol ont également des effets à long terme sur la structure des communautés. Au cours des 27 années d'étude (1993-2019), elle a en effet démontré que les cours d'eau en milieu urbain ont continué de perdre des espèces sensibles au détriment d'espèces tolérantes, alors que les autres milieux en ont gagné, bien que l'augmentation fût moins prononcée pour le milieu agricole. Au Québec, l'évolution temporelle sur 13 années des cours d'eau en substrat grossier ne permet pas encore de dégager de telles tendances (figure 4b). La poursuite des suivis permettra, lors des prochaines années, de repérer des tendances encore non détectées.

Outre l'effet dominant de l'occupation du sol du bassin versant et de la qualité de l'eau sur l'ISB_g, l'indice est aussi influencé par la qualité de l'habitat riverain et aquatique ainsi que l'état de la bande riveraine. Par exemple, un site dont le bassin versant est fortement anthropique, mais dont l'habitat aquatique et les bandes riveraines sont favorables aux MIB, peut afficher un ISB_g plus élevé que ce qui avait été prédit²⁰. C'est le cas de la rivière le Renne, dont l'intégrité est bonne (ISB_g : 73 %) malgré un bassin versant naturel à 47,6 %. L'IQH et l'IQBR y sont d'ailleurs élevés^{1, 11}, avec des valeurs respectives de 88,5 % et 89,1 %. La Petite rivière du Chêne présente un cas similaire où la conductivité (480 µS/cm) concorde avec une classe d'intégrité d'ISB_g meilleure que ce qui avait été prédit (bonne). L'IQBR (91,5 %) et l'IQH (83,5 %) y sont élevés et concourent à une meilleure santé des communautés.

Les changements climatiques constituent un autre facteur susceptible de moduler les communautés de MIB en influençant la qualité de l'eau, sa quantité, de même que sa température^{21, 22, 23, 24, 25}.

Une hausse de l'intensité et du nombre d'événements extrêmes de pluie pourrait favoriser des débordements plus fréquents d'eaux usées municipales, ainsi qu'un plus grand ruissellement de surface en milieu agricole ou sur les surfaces imperméables des milieux urbains^{5, 21, 26}. La qualité de l'eau s'en trouverait détériorée par l'apport de polluants divers, altérant l'intégrité des communautés benthiques. Le fort marnage associé à des événements extrêmes constituerait également une perturbation nuisant à l'établissement de communautés de macroinvertébrés

intègres^{27, 28, 29}. L'impact de tels événements sur les MIB a été observé au Québec en 2011, lorsque l'ouragan Irène, transformé en tempête tropicale, a perturbé les valeurs d'ISB_g et de densités¹⁰.

Des étiages estivaux plus prononcés contribueraient quant à eux à la diminution de la qualité de l'eau par une plus faible dilution des polluants, mais aussi à une perte dans la qualité de l'habitat aquatique, laissant peu d'abris disponibles pour les MIB^{16, 21, 23, 24}.

Enfin, une température de l'air plus élevée augmentera celle de l'eau^{21, 22, 23, 24, 30}. L'effet de la température sur les MIB est connu et inclut des changements dans le métabolisme, la croissance et la distribution des organismes^{27, 30, 31, 32, 33}. De plus, l'augmentation de la température peut avoir des effets indirects, dont la diminution des concentrations en oxygène dissous, nécessaire à la survie de nombreuses espèces, ou encore l'altération des communautés de producteurs primaires (algues, plantes aquatiques) qui sont à la base des chaînes alimentaires^{21, 22, 23, 30, 32}.

Les MIB exhibent donc des tolérances variables à l'élévation des températures^{30, 31}. Ainsi, une hausse de température pourrait favoriser l'établissement d'espèces eurytolérantes, dont certaines sont envahissantes^{21, 29, 30}. Elle pourrait aussi modifier la structure des communautés en favorisant les taxons d'eaux plus chaudes. D'ailleurs, plusieurs études observent déjà de tels changements^{29, 31, 34, 35, 36, 37} et notent, entre autres, des diminutions dans la richesse et l'abondance de taxons d'eaux froides, dont des taxons appartenant aux ordres des éphéméroptères, des trichoptères et des plécoptères.

Au Québec, les affinités thermiques des taxons compris dans l'ISB_{SurVol}³³, une déclinaison simplifiée de l'ISB_g, ont été examinées³⁸. Plusieurs taxons appartenant aux ordres des éphéméroptères, trichoptères et plécoptères ont été associés à des températures d'été froides et ont été identifiés comme plus vulnérables au réchauffement climatique. Cela suggère que les ISB québécois pourraient être influencés par les changements climatiques. Similairement, il a été observé que de nombreux indices nord-américains sont sensibles à l'augmentation des températures, les espèces intolérantes à la pollution étant aussi souvent celles qui sont affectées par le réchauffement des températures³⁴. Dans ce contexte, il importera non seulement de maintenir les suivis temporels des ISB pour évaluer l'impact des changements climatiques et identifier les efforts de conservation adaptés, mais également de les raffiner en regard des avancées scientifiques sur le sujet.



ENCART

Communautés de macroinvertébrés benthiques dans le Nord québécois

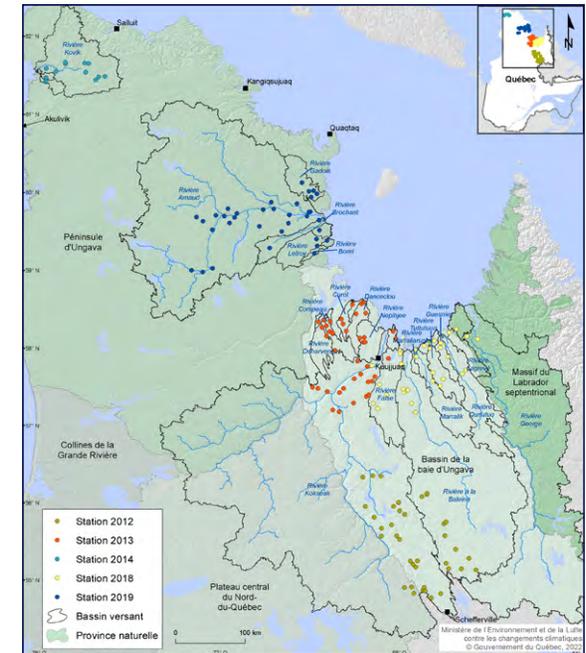
Dans le cadre du plan d'action 2015-2020 du Plan Nord, certaines activités visaient à bonifier les connaissances écologiques du territoire, dont la caractérisation des communautés de macroinvertébrés benthiques de certains secteurs du Nord québécois. Dans ce contexte, 161 stations situées dans les ruisseaux et les rivières de la fosse du Labrador, du secteur de la rivière Kovik, du sud de la baie d'Ungava et du secteur de la rivière Arnaud, ont fait l'objet d'inventaires entre 2012 et 2019 (Figure 1). Un rapport a été publié en 2022 à ce sujet¹, répondant aux objectifs suivants : 1) établir un état de référence avant le développement et l'accélération des changements climatiques; 2) caractériser la biodiversité; 3) explorer les relations entre les communautés et les variables relatives à l'habitat, au climat, au climat et aux caractéristiques physicochimiques de l'eau; et 4) explorer les variables permettant de décrire ces communautés. Les résultats obtenus en 2012 et 2013 ont aussi fait l'objet d'un rapport précédent² et d'une fiche dans le Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec 2020³.

Six taxons ont été retrouvés dans au moins 90 % des stations, soit les diptères Chironomidae (Orthoclaadiinae et Tanytarsini) et Simuliidae (*Simulium*), les éphéméroptères Baetidae (*Baetis*), les acariens ainsi que les oligochètes. Une analyse a permis de distinguer sept communautés et d'identifier les meilleurs taxons indicateurs de ces groupes. Spatialement, les groupes issus de l'analyse montrent une certaine répartition du sud au nord. On constate que ce sont principalement les diptères qui caractérisent les communautés au-delà de la limite des arbres.

La composition des berges, la largeur du cours d'eau, la latitude, les variables climatiques, l'occupation du sol, ainsi que le type de dépôt de surface sont des variables de l'habitat qui expliquent aussi la composition des communautés. Il a été observé, par exemple, que la survie des taxons intolérants à la pollution (tels que les éphéméroptères, les trichoptères et les plécoptères) devient de plus en plus difficile avec l'augmentation de la latitude.

Cet état de référence pourrait appuyer ou orienter les choix de territoire à protéger. Les communautés benthiques du nord du Québec sont peu soumises aux effets des activités anthropiques, cependant, l'accélération des changements climatiques et le développement industriel du Nord risquent de les affecter. La connaissance de ces écosystèmes est donc essentielle.

FIGURE 1 – Localisation des secteurs échantillonnés au cours des différentes campagnes dans le Nord québécois



Distribution des 161 stations échantillonnées dans les ruisseaux et les rivières de la fosse du Labrador (2012 et 2013), dans le secteur de la rivière Kovik (2014), au sud de la baie d'Ungava (2018) et dans le secteur de la rivière Arnaud (2019)¹.



Pour en savoir plus

[Indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier \(Atlas de l'eau\)](#)

[Macroinvertébrés benthiques \(gouv.qc.ca\)](#)

Bibliographie

1. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2012). *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole : cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 81 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/indice-integrite/rapport-agricole-substrat-grossier.pdf.
2. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, 2013, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 2^e édition, 88 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/surveillance/benthiques.pdf.
3. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2012). *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole : cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 62 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/indice-integrite/rapport-substrat-meuble.pdf.
4. **MOISAN, J., et L. PELLETIER** (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 39 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/protocole/protocole-echantill-macrobenthique.pdf.
5. **WALSH, C., ROY, A. H., FEMINELLA, J. W., COTTINGHAM, P. D., GROFFMAN, P. M. et R. P. MORGAN** (2005). « The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, n° 3, p. 706-723.
6. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2017). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic : évaluation de l'intégrité biotique des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière, automnes 2013, 2014 et 2015*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 37 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/lac-megantic/rapport_chaudiere/eval-integrite-bio-benthos2013-2014-2015.pdf.
7. **DEBRUYN, A. M. H., MARCOGLIESE, D. J., et J. B. RASMUSSEN** (2003). « The role of sewage in a large river food web », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 60, p. 1332-1344.
8. **ORTIZ, J. D., et M. A. PUIG** (2007). « Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a mediterranean stream », *River Research and Applications*, vol. 23, p. 155-170.
9. **MAYACK, D. T., et J. S. WATERHOUSE** (1983). « The effects of low concentrations of particulates from paper mill effluent on the macroinvertebrate community of a fast-flowing stream », *Hydrobiologia*, vol. 107, p. 271-282.
10. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec, 2020*, Gouvernement du Québec, 480 p., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf>.
11. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS**. *Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)*, [En ligne], [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/index.htm] (consulté le 30 août 2024).
12. **ANDERSON, C., et G. CABANA** (2009). « Anthropogenic alterations of lotic food web structure: evidence from the use of nitrogen isotopes », *Oikos*, vol. 118, n° 12, décembre p. 1929-1939.
13. **STRAYER, D. L.** (2006). « Challenges for freshwater invertebrate conservation », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 25, n° 2, p. 271-287.
14. **HARDING, J. S., BENFIELD, E. F., et P. V. BOLSTAD** (1998). « Stream biodiversity: the ghost of land use past », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 95, n° 25, p. 14843-14847.
15. « Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality », dans **HAUER, F. R., et G. A. Lamberti** (2007). *Methods in stream ecology*, Academic Press, p. 805-833.
16. « The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure », dans **LEVIN, S. A., HARWELL, M. A., KELLY, J. R., et K. D. KIMBALL** (1989). *Ecotoxicology : problems and approaches*, Springer, p. 99-144.

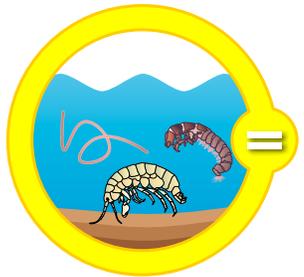


17. **BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D., et J. B. STRIBLING** (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition, U.S. Environmental Protection Agency, [En ligne], <https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1164.pdf>.
18. **ALLAN, J.D.** (2004) « Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems », *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 35, p. 257-284.
19. **RUMSCHLAG, S. L., MAHON, M. B., JONES, D. K., BATTAGLIN, W., BEHRENS, J., BERNHARDT, E. S., BRADLEY, P., BROWN, E., DE LAENDER, F., HILL, R., KUNZ, S., LEE, S., ROSI, E., SCHÄFER, R., SCHMIDT, T. S., SIMONIN, M., SMALLING, K., VOSS, K., et J. R. ROHR** (2023). « Density declines, richness increases, and composition shifts in stream macroinvertebrates », *Science Advances*, vol. 9, p. 1-9.
20. **MOORE, A. A., et M. A. PALMER** (2005). « Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management », *Ecological Applications*, vol. 15, n° 4, p. 1169-1177.
21. « Québec; Chapitre 2 » dans **WARREN, F. J., LULHAM, N., DUPUIS, D. L., et D. S. LEMMEN** (2022). *Le Canada dans un climat en changement : le rapport sur les perspectives régionales*, Gouvernement du Canada, [En ligne], https://changingclimate.ca/site/assets/uploads/sites/4/2020/11/QC_CHAPITRE_FR_v7.pdf.
22. **DELPLA, I., JUNG, A.-V., BAURES, E., CLEMENT, M., et O. THOMAS** (2009). « Impacts of climate change on surface water in relation to drinking water production », *Environment International*, vol. 35, p. 1225-1233.
23. **WHITEHEAD, P. G., WILBY, R. L., BATTARBEE, R. W., KERNAN, M., et A.J. WADE** (2009). « A review of the potential impacts of climate change on surface water quality », *Hydrological Sciences Journal*, vol. 54, n° 1, p. 101-123.
24. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*, Ouranos, 415 p., [En ligne], <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>.
25. **VAN VLIET, M. T. H., THORSLUND, J., STOKAL, M., HOFSTRA, N., FLÖRKE, M., MACEDO, H. E., NKWASA, A., TANG, T., KAUSHAL, S. S., KUMAR, R., VAN GRIENSVEN, A., BOUWMAN, L., et L. M. MOSLEY** (2023). « Global river water quality under climate change and hydrodynamic extremes », *Nature Reviews Earth & Environment*, vol. 4, octobre, p. 687-702.
26. **FORTIER, C.** (2013) *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*, mémoire présenté pour l'obtention du grade de maîtrise en sciences de l'eau, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre eau terre environnement, 125 p.
27. **BONACINA, L., EME, D., FORNAROLI, R., LAMOUREUX, N., et S. CAUVY-FRAUNIE** (2023). « Spatiotemporal patterns of macroinvertebrate assemblages across mountain streams with contrasting thermal regimes », *Freshwater Science*, vol. 42, n° 4, décembre, p. 392-408.
28. **TOWNSEND, C. R., THOMPSON, R. M., MCINTOSH, A. R., KILROY, C., EDWARDS, E., et M. R. SCARSBROOK** (1998). « Disturbance, resource supply, and food-web architecture in streams », *Ecology Letters*, vol. 1, p. 200-209.
29. **DAUFRESNE, M., BADI, P., et J.-F. FRUGET** (2007). « Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône river », *Oecologia*, vol. 151, p. 544-559.
30. **HEINO, J., VIRKKALA, R., et H. TOIVONEN** (2009). « Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions », *Biological Reviews*, vol. 84, no 1, p. 39-54.
31. **U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA)** (2012). *Implications of climate change for bioassessment programs and approaches to account for effects*, Global Change Research Program, National Center for Environmental Assessment, [En ligne], [Implications of Climate Change For State Bioassessment Programs and Approaches To Account For Effects \(Final Report\) | Climate Change Research | US EPA](https://www.epa.gov/global-change-research/implications-climate-change-state-bioassessment-programs-approaches-account-effects-final-report).
32. **STAMP, J. D., HAMILTON, A. T., ZHENG, L., et B. G. BIERWAGEN** (2010). « Use of thermal preference metrics to examine state biomonitoring data for climate change effects », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 29, n° 4, p. 1410-1423.
33. **GÉLINAS, A., JOFRE, P. et N. PIEDBŒUF** (2022). « Les macroinvertébrés benthiques : des organismes indicateurs des effets des changements climatiques », *Le Climatoscope*, n° 4, septembre, p. 48-53, [En ligne], [Le_Climatoscope_Num4_2022_Gelinas.pdf](https://www.leclimatoscope.com/numeros/le-climatoscope-num4-2022-gelinas.pdf).
34. **HAMILTON, A. T., STAMP, J. D., et B. G. BIERWAGEN** (2010). « Vulnerability of biological metrics and multimetric indices to effects of climate change », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 29, n° 4, p. 1379-1396.
35. **BECKER, E., VONK, J. A., VAN KOUWEN, L. A. H., VERDONSCHOT, P. F. M., et M. H. S. KRAAK** (2024). « Species specific responses to stressors hamper Trichoptera recovery », *Science of the Total Environment*, vol. 954, p. 1-10.
36. **DURANCE, I., et S. J. ORMEROD** (2007). « Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period », *Global Change Biology*, vol. 13, p. 942-957.
37. **CHESSMAN, B.C.** (2009). « Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. », *Global Change Biology*, volume 15, numéro 11, p. 2791-2802.
38. **ASTORG, L., CÔTÉ, P., et V. FUGÈRE** (2023). *Vulnérabilité climatique des communautés de macroinvertébrés benthiques du sud du Québec*, Groupe d'éducation et d'écovigilance de l'eau, 45 p., [En ligne], https://www.g3e-ewag.ca/wp-content/uploads/2023/10/Rapport_UQTR_G3E-2023_interactif.pdf.



Bibliographie de l'encart Communautés de macroinvertébrés benthiques dans le Nord québécois

1. **MOISAN, Julie.** *Caractérisation des communautés de macroinvertébrés benthiques du nord du Québec – Secteurs : fosse du Labrador, rivière Kovik, sud de la baie d'Ungava et rivière Arnaud*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2022, 30 p. Également disponible en ligne : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/benthos/fiches/caracterisation-communauts-benthiques-nord-2022.pdf.
2. **MOISAN, Julie.** *Caractérisation des communautés de macroinvertébrés benthiques du nord du Québec – Fosse du Labrador*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2017, 35 pages. Également disponible en ligne : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/benthos/fiches/caracterisation-communauts-benthiques-nord-2012-2013.pdf.
3. **Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.** *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, 2020, 480 pages. Également disponible en ligne : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf>.



Communautés de macroinvertébrés benthiques en substrat meuble

État : Intermédiaire

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

L'état biologique des rivières basé sur les macroinvertébrés benthiques (MIB) est établi à partir des données récoltées entre 2018 et 2022 (cinq années consécutives). Deux indices de santé du benthos (ISB), composés de six sous-indices chacun, servent à évaluer les petits cours d'eau : l'ISB_m^{1,2} pour les cours d'eau à [substrat meuble](#) et l'ISB_g pour les cours d'eau à [substrat grossier](#)^{3,4}. La présente fiche porte sur l'ISB_m.

L'ISB_m varie de 0 à 100 et se divise en quatre classes d'intégrité (bonne, précaire, mauvaise et très mauvaise)¹. Il est compilé dans le présent rapport pour 6 stations permanentes échantillonnées annuellement ainsi que 49 stations rotatives échantillonnées tous les 5 ans. L'état des cours d'eau à substrat meuble est déterminé par le pourcentage de stations dont la classe d'intégrité de l'ISB_m quinquennal moyen est bonne, suivant cette classification :

- 66 % et plus : bon
- 40 % à 65 % : intermédiaire-bon
- 30 % à 39 % : intermédiaire
- 20 % à 29 % : intermédiaire-mauvais
- Moins de 20 % : mauvais.

FIGURE 1 – Classes d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d'eau en substrat meuble pour la période 2018-2022

Localisation des stations de suivi et classes d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d'eau en substrat meuble (ISB_m) du RSBenthos pour la période 2018 à 2022.

État et tendance

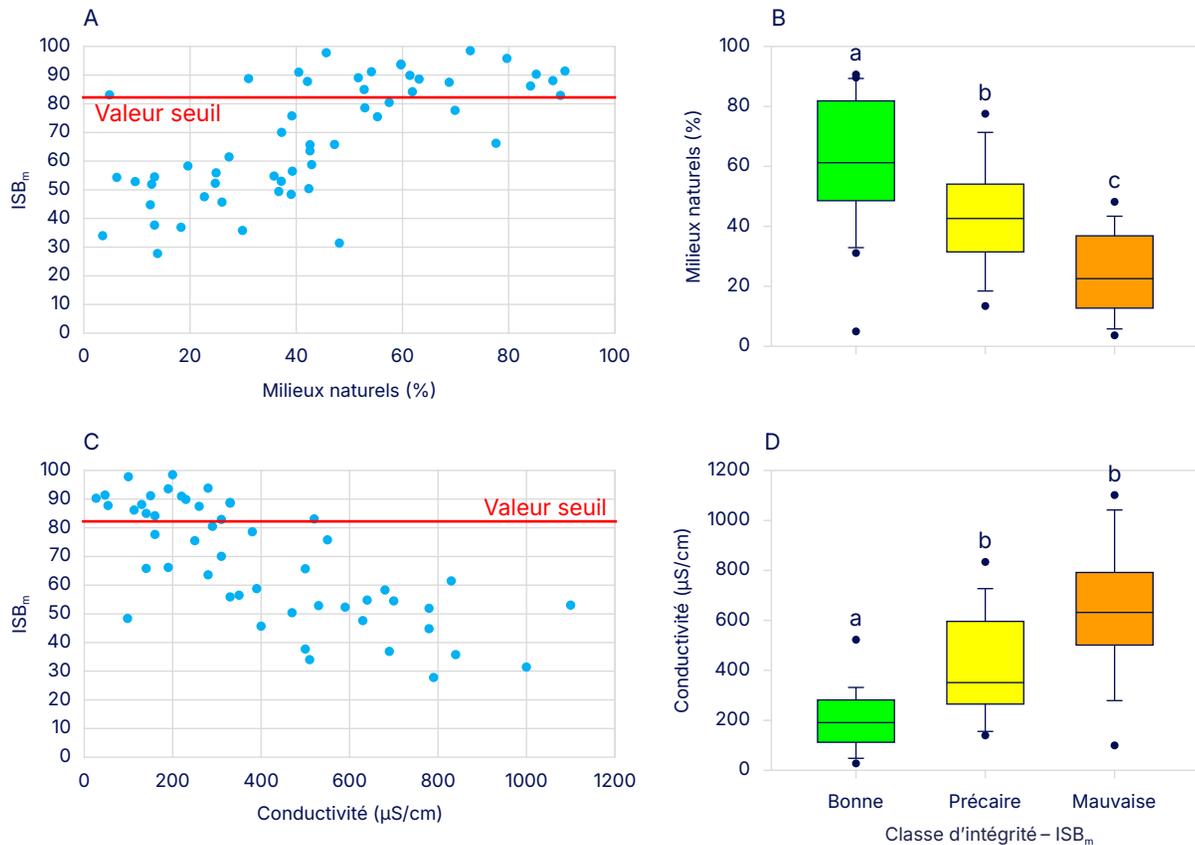
État

L'état des 55 stations du Réseau de suivi du benthos (RSBenthos) situées en cours d'eau à substrat meuble et suivies pendant la période 2018 à 2022 est intermédiaire, 21 (38 %) de ces stations affichant une bonne intégrité. Pour cette période, 34 stations (62 %) sont sous le seuil de bonne intégrité¹, dont 17 (31 %) dans la classe d'intégrité précaire et 17 (31 %) dans la classe d'intégrité mauvaise. Aucune station n'affiche une intégrité très mauvaise.

La figure 1 présente la distribution spatiale des stations échantillonnées ainsi que leur classe d'intégrité respective, établie selon la valeur de leur ISB_m quinquennal moyen. Ces valeurs varient de 27,8 % à 98,5 %. Cette variabilité est influencée par plusieurs facteurs, comme ceux-ci :



FIGURE 2 – Relations entre l'ISB_m, l'occupation du territoire et la qualité de l'eau



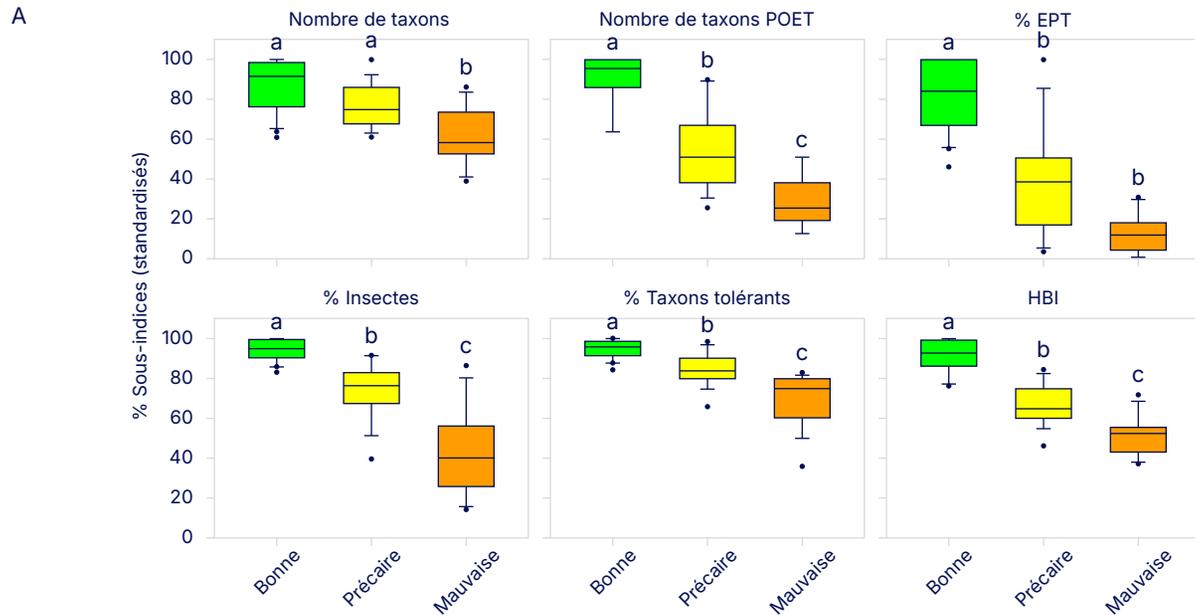
Relation entre A) l'ISB_m et l'occupation du territoire par les milieux naturels, B) les classes d'intégrité de l'ISB_m et l'occupation du territoire par les milieux naturels, C) l'ISB_m et la conductivité, utilisée comme indicateur de la qualité de l'eau, ainsi que D) les classes d'intégrité de l'ISB_m et la conductivité. La valeur seuil correspond au seuil de bonne intégrité. Les lettres a, b et c au-dessus des boîtes à moustaches servent à distinguer les classes significativement différentes.

OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT – L'ISB_m est significativement corrélé au pourcentage du bassin versant occupé par les milieux naturels (forêt, tourbières et milieux humides non perturbés) ($r^s = 0,72$, $p < 0,0001$; figure 2a). La répartition des différentes classes d'ISB_m en fonction des milieux naturels illustre l'effet bénéfique de ces derniers sur la santé des communautés de MIB (figure 2b). En effet, les classes d'intégrité bonne, précaire et mauvaise y sont significativement différentes.

QUALITÉ DE L'EAU – L'occupation du sol influence la qualité de l'eau, mais il en est de même pour certains rejets ponctuels, par exemple d'origine urbaine ou industrielle^{5, 6, 7, 8, 9}. C'est pourquoi des paramètres de qualité de l'eau sont mesurés à chaque site. L'ISB_m s'avère négativement influencé par des paramètres comme l'azote total, le phosphore total, le pH et la conductivité ($p < 0,05$). Presque tous ces paramètres sont significativement corrélés entre eux ($p < 0,05$, sauf l'azote total avec le pH) et témoignent de l'effet d'une dégradation de la qualité l'eau sur l'ISB_m. La conductivité est le paramètre qui explique le mieux la variation de l'ISB_m ($r^s = 0,73$, $p < 0,0001$; figure 2c) et est utilisée comme indicateur de l'effet des activités humaines sur le milieu aquatique. Aucune valeur d'ISB_m ne dépasse le seuil de bonne intégrité lorsque la conductivité est supérieure à 330 µS/cm (à l'exception d'une occurrence de 520 µS/cm, ce qui est similaire aux constats de l'édition 2020 du Rapport (337 µS/cm)¹⁰. La conductivité permet aussi de distinguer la classe de bonne intégrité des classes d'intégrité précaire et mauvaise (figure 2d).



FIGURE 3 – Valeurs des sous-indices de l'ISB_m en fonction des différentes classes d'intégrité



B

Classe d'intégrité – ISB_m

Classe	Nombre de stations	Nombre de taxons	Nombre de taxons POET	% EPT	% Insectes	% Taxons tolérants	Indice Hilsenhoff	ISB _m
Bonne	21	91,4 (33)	95,5 (15)	84,3 (49,5)	94,9 (92)	95,8 (10,5)	92,8 (4,4)	89,1
Précaire	17	74,8 (27)	51 (8)	38,7 (22,7)	76,3 (73,9)	83,8 (21,7)	64,8 (6,2)	65,7
Mauvaise	17	58,2 (21)	25,2 (4)	11,9 (7)	40,2 (39)	74,9 (30)	52,5 (6,9)	47,6
Très mauvaise	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

A) Boîtes à moustaches présentant les valeurs de chacun des six sous-indices (standardisés sur une échelle de 0 à 100) composant l'ISB_m en fonction de leur classe d'intégrité. B) Valeurs médianes de ces sous-indices pour chaque classe d'intégrité. Les valeurs médianes des variables non standardisées sont affichées entre parenthèses. POET = taxons des ordres des plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères. EPT = taxons des ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères. HBI = indice de Hilsenhoff. Les lettres a, b et c au-dessus des boîtes à moustaches servent à distinguer les classes significativement différentes.

QUALITÉ DE L'HABITAT RIVERAIN ET AQUATIQUE –

Un indice de qualité de l'habitat^{1,2} (IQH), qui évalue notamment le degré d'hospitalité du milieu pour les MIB, est calculé à chaque station lors de l'échantillonnage. Durant la période d'étude, l'IQH est significativement corrélé à l'ISB_m quinquennal moyen des sites ($r^s = 0,66, p < 0,0001$), témoignant du fait que les communautés benthiques des cours d'eau en substrat meuble sont en meilleure santé dans les sites où l'habitat est de meilleure qualité.

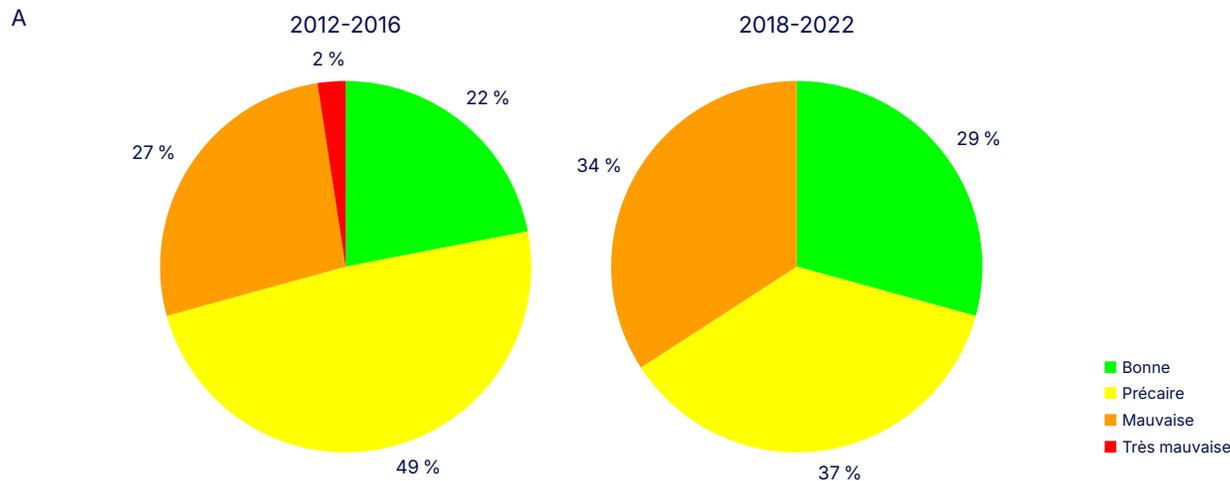
ÉTAT DE LA BANDE RIVERAINE –

Un indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)^{2, 11} est également calculé à chaque station. En 2018-2022, l'ISB_m est significativement corrélé à l'IQBR des sites ($r^s = 0,45, p < 0,001$), suggérant que des berges plus naturelles favorisent une meilleure intégrité des communautés benthiques.

La figure 3 affiche les valeurs des six sous-indices composant l'ISB_m en fonction des différentes classes d'intégrité. Cinq des six sous-indices permettent de distinguer significativement les trois classes d'intégrité et démontrent une bonne séparation entre les stations situées au-dessus et en dessous du seuil de bonne intégrité.



FIGURE 4 – Tendances temporelles de l'ISB_m et de ses sous-indices



B

Station (Numéro BQMA)	Pente 2011-2022 (indices standardisés sur 100)							Occupation du sol		
	ISB _m	Nombre de taxons	Nombre de taxons POET	% EPT	% Insectes	% Taxons tolérants	Indice Hilsenhoff	% Naturel	% Agricole	% Anthropique
Rivière aux Glaises (02550002)	0,73	-2,41*	-1,28	3,95*	1,26	0,00	1,39	55,31	43,34	0,74
Rivière Saint-Germain (03020434)	-1,13	0,00	0,00	-4,45**	-0,34	-0,73	0,09	57,52	37,70	2,78
Ruisseau des Aulnages (03030323)	-0,07	0,00	-0,68	0,21	-1,10	-0,46	0,05	9,68	86,84	3,29
Ruisseau Saint-Georges (05220378)	-0,69	-1,11	0,00	0,04	-1,35**	-0,16	-0,46	37,24	57,61	4,82
Ruisseau Vacher (05220585)	-3,08*	-1,74	-3,20	-0,54	-6,65**	-1,51**	-2,86***	13,32	75,94	10,41
Ruisseau Saint-André (05250004)	-0,25	-1,64	0,00	0,86	0,00	-0,02	0,00	90,59	2,99	2,61

* Significatif à $p < 0,1$ ■ Associé à une amélioration
 ** Significatif à $p < 0,05$ ■ Associé à une dégradation
 *** Significatif à $p < 0,01$

A) Tendance temporelle de l'ISB_m à court terme, par blocs quinquennaux, pour les 41 stations communes entre la présente édition du Rapport et celle de 2020.
 B) Tendances temporelles de l'ISB_m et de ses 6 sous-indices à plus long terme, entre 2011 et 2022, pour les 6 stations permanentes. Les pourcentages d'occupation du sol constituent des moyennes des valeurs obtenues de 2018 à 2020 et permettent de visualiser les occupations caractérisant chacun des sites. POET = taxons des ordres des plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères. EPT = taxons des ordres des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères. HBI = indice de Hilsenhoff.

Tendance

Afin d'établir la tendance temporelle de l'état des communautés de MIB en substrat meuble entre la présente édition du Rapport et celle de 2020¹⁰, un sous-ensemble de 41 stations communes aux deux éditions a été comparé. Les méthodologies ont été harmonisées pour les deux périodes par l'utilisation de l'ISB_m quinquennal moyen par station. Ainsi, pour la période 2012-2016, l'état de ces 41 stations était intermédiaire-mauvais, 22 % des stations ayant un ISB_m de bonne intégrité (figure 4a). Pour la période 2018-2022, l'état de ce sous-ensemble de stations était également intermédiaire-mauvais, 29 % des stations affichant un ISB_m de bonne intégrité. La tendance globale entre les deux éditions du Rapport est donc au maintien, bien que l'état se soit approché du seuil de 30 % (qui correspond à un état intermédiaire) pour la période 2018-2022, en gagnant 7 points en moyenne. Cette tendance au maintien est appuyée par la comparaison pairée des données des deux blocs d'années (absence de différence significative des ISB_m quinquennaux moyens ; $p > 0,05$).

Les tendances temporelles à plus long terme (pour la période 2011-2022) ont aussi été examinées pour les six stations permanentes en substrat meuble. La figure 4b illustre les tendances obtenues pour l'ISB_m et les six sous-indices qui le composent. Alors que la tendance est au maintien sur les cinq dernières années, les tendances temporelles à plus long terme illustrent soit un maintien, soit une détérioration de l'ISB_m ou de ses sous-indices.



Pressions et changements climatiques

La structure des communautés de MIB est influencée par la qualité de l'eau dans laquelle ils vivent, qui varie en fonction de l'occupation du sol, ainsi que de la présence de rejets ponctuels^{1, 6, 12, 13, 14, 15, 16}. De plus, elle est modulée par la qualité de l'habitat immédiat, incluant l'habitat aquatique (submergé) et riverain (berges)^{2, 11, 15, 17}.

L'effet de l'agriculture et des milieux urbains sur les MIB est bien connu^{5, 18} et une étude américaine récente¹⁹ montre que ces occupations du sol ont également des effets à long terme sur la structure des communautés. Au cours des 27 années d'étude (1993-2019), elle a en effet démontré que les cours d'eau en milieu urbain ont continué de perdre des espèces sensibles au détriment d'espèces tolérantes, alors que les autres milieux en ont gagné, bien que l'augmentation fût moins prononcée pour le milieu agricole. Au Québec, l'évolution temporelle sur 12 années des cours d'eau en substrat meuble fait ressortir quelques tendances à la détérioration (figure 4b), avec la station du ruisseau Vacher en particulier, qui démontre une diminution significative de son ISB_m et de trois de ses sous-indices. Cette station obtient l'avant-dernier pourcentage de milieux naturels (13,3 %) et le plus fort pourcentage de milieux anthropiques (10,4 %), qui incluent les milieux urbains. Sa détérioration est cohérente avec les observations de l'étude américaine¹⁹. Pour ce qui est des autres stations, la poursuite des suivis permettra, lors des prochaines années, d'identifier des tendances encore non détectées.

Outre l'effet dominant de l'occupation du sol du bassin versant et de la qualité de l'eau sur l'ISB_m, l'indice est aussi influencé par la qualité de l'habitat riverain et aquatique, ainsi que par l'état de la bande riveraine. Par exemple, une station sur le ruisseau Vouzier²⁰ (figure 2a et 2c) affiche une bonne intégrité (ISB_m : 83,1 %) malgré une très faible occupation naturelle (5 %). Elle se caractérise par une large bande riveraine s'étendant sur un kilomètre en amont, ainsi que des cultures majoritairement en fourrage (46 % du bassin versant). L'IQBR y est d'ailleurs très bon (92,4 %). Cette station constitue aussi le seul point ayant une conductivité supérieure à 330 µS/cm (soit 520 µS/cm), qui atteint le seuil de bonne intégrité. Ces observations dénotent entre autres l'effet bénéfique de bandes riveraines boisées et de cultures moins intensives sur les MIB, même lorsque l'ensemble du bassin versant est peu naturel²¹.

Les changements climatiques constituent un autre facteur susceptible de moduler les communautés de MIB en influençant la qualité de l'eau, sa quantité, de même que sa température^{22, 23, 24, 25, 26}.

Une hausse de l'intensité et du nombre d'événements extrêmes de pluie pourrait favoriser des débordements plus fréquents d'eaux usées municipales, ainsi qu'un plus grand ruissellement de surface en milieu agricole ou sur les surfaces imperméables

des milieux urbains^{5, 22, 27}. La qualité de l'eau s'en trouverait détériorée par l'apport de polluants divers, altérant l'intégrité des communautés benthiques. Le fort [marnage](#) associé à des événements extrêmes constituerait également une perturbation nuisant à l'établissement de communautés de macroinvertébrés intègres^{28, 29, 30}. L'impact de tels événements sur les MIB a été observé au Québec en 2011, lorsque l'ouragan Irène, transformé en tempête tropicale, a perturbé les valeurs d'ISB_g et de densités¹⁰.

Des étiages estivaux plus prononcés contribueraient quant à eux à la diminution de la qualité de l'eau par une plus faible dilution des polluants, mais aussi à une perte dans la qualité de l'habitat aquatique, laissant peu d'abris disponibles pour les MIB^{16, 22, 24, 25}.

Enfin, une température de l'air plus élevée augmentera celle de l'eau^{22, 23, 24, 25, 31}. L'effet de la température sur les MIB est connu et inclut des changements dans le métabolisme, la croissance et la distribution des organismes^{28, 31, 32, 33, 34}. De plus, l'augmentation de la température peut avoir des effets indirects, dont la diminution des concentrations en oxygène dissous, nécessaire à la survie de nombreuses espèces, ou encore l'altération des communautés de producteurs primaires (algues, plantes aquatiques) qui sont à la base des chaînes alimentaires^{22, 23, 24, 31, 33}.

Les MIB exhibent donc des tolérances variables à l'élévation des températures^{31, 32}. Ainsi, une hausse de température pourrait favoriser l'établissement d'espèces [eurytolérantes](#), dont certaines sont envahissantes^{22, 30, 31}. Elle pourrait aussi modifier la structure des communautés en favorisant les taxons d'eaux plus chaudes. D'ailleurs, plusieurs études observent déjà de tels changements^{30, 32, 35, 36, 37, 38} et notent, entre autres, des diminutions dans la richesse et l'abondance de taxons d'eaux froides, dont des taxons appartenant aux ordres des éphéméroptères, des trichoptères et des plécoptères.

Au Québec, les affinités thermiques des taxons compris dans l'ISB_{SurVol}³⁴ (une déclinaison simplifiée de l'ISB_g), dont un très grand nombre figurent dans l'ISB_m, ont été examinées³⁹. Plusieurs taxons appartenant aux ordres des éphéméroptères, trichoptères et plécoptères ont été associés à des températures d'été froides et ont été identifiés comme plus vulnérables au réchauffement climatique. Cela suggère que les ISB québécois pourraient être influencés par les changements climatiques. Similairement, il a été observé que de nombreux indices nord-américains sont sensibles à l'augmentation des températures, les espèces intolérantes à la pollution étant souvent celles qui sont affectées par le réchauffement des températures³⁵. Dans ce contexte, il importera non seulement de maintenir les suivis temporels des ISB pour évaluer l'impact des changements climatiques et identifier les efforts de conservation adaptés, mais également de les raffiner en regard des avancées scientifiques sur le sujet.



Pour en savoir plus

[Indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat meuble \(Atlas de l'eau\)](#)

[Macroinvertébrés benthiques \(gouv.qc.ca\)](#)

Bibliographie

1. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2012). *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole : cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 62 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/indice-integrite/rapport-substrat-meuble.pdf.
2. **MOISAN, J., et L. PELLETIER** (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat meuble, 2011*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 39 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/protocole/protocole-echantill-macrobenthique.pdf.
3. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2012). *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole : cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 81 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/indice-integrite/rapport-agricole-substrat-grossier.pdf.
4. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 2^e édition, 88 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/surveillance/benthiques.pdf.
5. **WALSH, C., ROY, A. H., FEMINELLA, J. W., COTTINGHAM, P. D., GROFFMAN, P. M., et R. P. MORGAN** (2005). « The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, n° 3, p. 706-723.
6. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2017). *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic : évaluation de l'intégrité biotique des communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière, automnes 2013, 2014 et 2015*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 37 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/lac-megantic/rapport_chaudiere/eval-integrite-bio-benthos2013-2014-2015.pdf.
7. **DEBRUYN, A. M. H., MARCOGLIESE, D. J., et J. B. RASMUSSEN** (2003). « The role of sewage in a large river food web », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 60, p. 1332-1344.
8. **ORTIZ, J. D., et M. A. PUIG** (2007). « Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a mediterranean stream », *River Research and Applications*, vol. 23, p. 155-170.
9. **MAYACK, D. T., et J. S. WATERHOUSE** (1983). « The effects of low concentrations of particulates from paper mill effluent on the macroinvertebrate community of a fast-flowing stream », *Hydrobiologia*, vol. 107, p. 271-282.
10. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec, 2020*, Gouvernement du Québec, 480 p., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf>.
11. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS**. *Indice de qualité de la bande riveraine (IQR)*, [En ligne], [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQR/index.htm] (consulté le 30 août 2024).
12. **ANDERSON, C., et G. CABANA** (2009). « Anthropogenic alterations of lotic food web structure: evidence from the use of nitrogen isotopes », *Oikos*, vol. 118, n° 12, décembre, p. 1929-1939.
13. **STRAYER, D. L.** (2006). « Challenges for freshwater invertebrate conservation », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 25, n° 2, p. 271-287.
14. **HARDING, J. S., BENFIELD, E. F., et P. V. BOLSTAD** (1998). « Stream biodiversity: the ghost of land use past », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 95, n° 25, p. 14843-14847.
15. « Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality », dans **HAUER, F. R. et G. A. Lamberti** (2007). *Methods in stream ecology*, Academic Press, p. 805-833.
16. « The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure », dans **LEVIN, S. A., HARWELL, M. A., KELLY, J. R., et K. D. KIMBALL** (1989). *Ecotoxicology: problems and approaches*, Springer, p. 99-144.



17. **BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D., et J. B. STRIBLING** (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*, U.S. Environmental Protection Agency, [En ligne], <https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1164.pdf>.
18. **ALLAN, J.D.** (2004). « Landscapes and riverscapes : The influence of land use on stream ecosystems », *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 35, p. 257-284.
19. **RUMSCHLAG, S. L., MAHON, M. B., JONES, D. K., BATTAGLIN, W., BEHRENS, J., BERNHARDT, E. S., BRADLEY, P., BROWN, E., DE LAENDER, F., HILL, R., KUNZ, S., LEE, S., ROSI, E., SCHÄFER, R., SCHMIDT, T. S., SIMONIN, M., SMALLING, K., VOSS, K., et J. R. ROHR** (2023). « Density declines, richness increases, and composition shifts in stream macroinvertebrates », *Science Advances*, vol. 9, p. 1-9.
20. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2017). Ruisseau Vouzier : bassin versant de la rivière Saguenay (Belle Rivière), Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 2 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macrobien/benthos/fiches/Vouzier.pdf.
21. **MOORE, A. A., et M. A. PALMER** (2005). « Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management », *Ecological Applications*, vol. 15, n° 4, p. 1169-1177.
22. « Québec; Chapitre 2 », dans **WARREN, F. J., LULHAM, N., DUPUIS, D. L., et D. S. LEMMEN** (2022). *Le Canada dans un climat en changement : le rapport sur les perspectives régionales*, Gouvernement du Canada, [En ligne], https://changingclimate.ca/site/assets/uploads/sites/4/2020/11/QC_CHAPITRE_FR_v7.pdf.
23. **DELPLA, I., JUNG, A.-V., BAURES, E., CLEMENT, M., et O. THOMAS** (2009). « Impacts of climate change on surface water in relation to drinking water production », *Environment International*, vol. 35, p. 1225-1233.
24. **WHITEHEAD, P. G., WILBY, R. L., BATTARBEE, R. W., KERNAN, M., et A.J. WADE** (2009). « A review of the potential impacts of climate change on surface water quality », *Hydrological Sciences Journal*, vol. 54, n° 1, p. 101-123.
25. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*, Ouranos, 415 p., [En ligne], <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>.
26. **VAN VLIET, M. T. H., THORSLUND, J., STOKAL, M., HOFSTRA, N., FLÖRKE, M., MACEDO, H. E., NKWASA, A., TANG, T., KAUSHAL, S. S., KUMAR, R., VAN GRIENSVEN, A., BOUWMAN, L., et L.M. MOSLEY** (2023). « Global river water quality under climate change and hydrodynamic extremes », *Nature Reviews Earth & Environment*, vol. 4, octobre, p. 687-702.
27. **FORTIER, C.** (2013). *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*, mémoire présenté pour l'obtention du grade de maîtrise en sciences de l'eau, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre eau terre environnement, 125 p.
28. **BONACINA, L., EME, D., FORNAROLI, R., LAMOUREUX, N., et S. CAUVY-FRAUNIE** (2023). « Spatiotemporal patterns of macroinvertebrate assemblages across mountain streams with contrasting thermal regimes », *Freshwater Science*, vol. 42, n° 4, décembre, p. 392-408.
29. **TOWNSEND, C. R., THOMPSON, R. M., MCINTOSH, A. R., KILROY, C., EDWARDS, E., et M. R. SCARBROOK** (1998). « Disturbance, resource supply, and food-web architecture in streams », *Ecology Letters*, vol. 1, p. 200-209.
30. **DAUFRESNE, M., BADI, P., et J.-F. FRUGET** (2007). « Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône river », *Oecologia*, vol. 151, p. 544-559.
31. **HEINO, J., VIRKKALA, R., et H. TOIVONEN** (2009). « Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions », *Biological Reviews*, vol. 84, n° 1, p. 39-54.
32. **U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA)** (2012). *Implications of climate change for bioassessment programs and approaches to account for effects*, Global Change Research Program, National Center for Environmental Assessment, [En ligne], [Implications of Climate Change For State Bioassessment Programs and Approaches To Account For Effects \(Final Report\) | Climate Change Research | US EPA](https://www.epa.gov/global-change-research/implications-climate-change-for-state-bioassessment-programs-and-approaches-to-account-for-effects-final-report).
33. **STAMP, J. D., HAMILTON, A. T., ZHENG, L., et B. G. BIERWAGEN** (2010). « Use of thermal preference metrics to examine state biomonitoring data for climate change effects », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 29, n° 4, p. 1410-1423.
34. **GÉLINAS, A., JOFRE, P., et N. PIEDBŒUF** (2022). « Les macroinvertébrés benthiques : des organismes indicateurs des effets des changements climatiques », *Le Climatoscope*, n° 4, septembre, p. 48-53, [En ligne], [Le_Climatoscope_Num4_2022_Gelinas.pdf](https://www.leclimatoscope.com/num4_2022_gelinas.pdf).
35. **HAMILTON, A. T., STAMP, J. D., et B. G. BIERWAGEN** (2010). « Vulnerability of biological metrics and multimetric indices to effects of climate change », *Journal of North American Benthological Society*, vol. 29, n° 4, p. 1379-1396.
36. **BECKER, E., VONK, J. A., VAN KOUWEN, L. A. H., VERDONSCHOT, P. F. M., et M. H. S. KRAAK** (2024). « Species specific responses to stressors hamper Trichoptera recovery », *Science of the Total Environment*, vol. 954, p. 1-10.
37. **DURANCE, I., et S. J. ORMEROD** (2007). « Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period », *Global Change Biology*, vol. 13, p. 942-957.
38. **CHESSMAN, B.C.** « Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. », *Global Change Biology*, volume 15, numéro 11, 2009, p. 2791-2802.
39. **ASTORG, L., CÔTÉ, P., et V. FUGÈRE.** *Vulnérabilité climatique des communautés de macroinvertébrés benthiques du sud du Québec*, Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau, 2023, 45 p., [En ligne], https://www.g3e-ewag.ca/wp-content/uploads/2023/10/Rapport_UQTR_G3E-2023_interactif.pdf.



Contamination des poissons par les toxiques en eau douce

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Détérioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Cet indicateur présente le niveau de contamination de la chair de trois principales espèces de poissons pêchées au Québec (le doré jaune, le grand brochet et la perchaude) et d'une espèce de poisson analysée en entier, dont se nourrit la faune terrestre piscivore (le meunier noir) dans trois secteurs du fleuve Saint-Laurent où la pression exercée par la pêche sportive est importante : le lac Saint-François, le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre (figure 1). L'indicateur permet ainsi d'établir des recommandations sur la consommation du poisson de pêche sportive¹ et d'évaluer les risques pour la faune terrestre piscivore.

Les trois contaminants analysés durant la période 2014-2022 sont le mercure, les biphényles polychlorés (BPC) et les polybromodiphényléthers (PBDE), dont les pentaBDE (congénères BDE-99 et BDE-100). Ces contaminants ont été sélectionnés à cause de leur toxicité potentielle et de leur propension à s'accumuler dans les poissons. L'état de l'indicateur est déterminé selon les teneurs moyennes en mercure, en BPC et en pentaBDE des quatre espèces de poissons analysées. L'échantillonnage des poissons dans chaque secteur est réalisé à une fréquence de trois à cinq ans dans le cadre du Réseau de suivi ichtyologique (RSI).

FIGURE 1 – Localisation des stations d'échantillonnage de poissons pour le suivi de la contamination des poissons par les substances toxiques pour la période 2014-2022

Stations d'échantillonnage des poissons (doré jaune, grand brochet, perchaude et meunier noir) pour le suivi de leur contamination par le mercure, les biphényles polychlorés (BPC) et les polybromodiphényléthers (PBDE).

État et tendance

Des poissons contaminés principalement par le mercure

Pour la période 2014-2022, les teneurs moyennes en mercure sont inférieures à la directive de Santé Canada de 0,5 mg/kg² de mercure dans le poisson importé et produit au Canada pour le doré jaune (à l'exception de la rive nord du lac Saint-Louis), la perchaude et le meunier noir. Toutefois, le grand brochet présente une teneur moyenne en mercure supérieure à cette directive sur la rive nord du lac Saint-François en 2022, sur la rive sud du lac Saint-Louis en 2016, ainsi que sur la rive nord du lac Saint-Pierre en 2021 et la rive sud du lac Saint-Pierre en 2019 et 2021. Ces dépassements sont plus élevés sur la rive sud du lac Saint-Louis en 2016 et sur la rive nord du lac Saint-Pierre en 2021 (1,4 fois la directive) (figure 2).



Les teneurs moyennes de BPC mesurées dans la chair des poissons entre 2016 et 2022 sont toutes inférieures à la norme de l'Union européenne³, qui est de 125 µg/kg. De plus, chez le meunier noir entier, les teneurs moyennes en BPC sont toutes inférieures au critère de protection de la faune terrestre piscivore du MELCCFP⁴, qui est de 160 µg/kg, à l'exception de la rive nord du lac Saint-Pierre en 2021 (1,1 fois le critère) (figure 3).

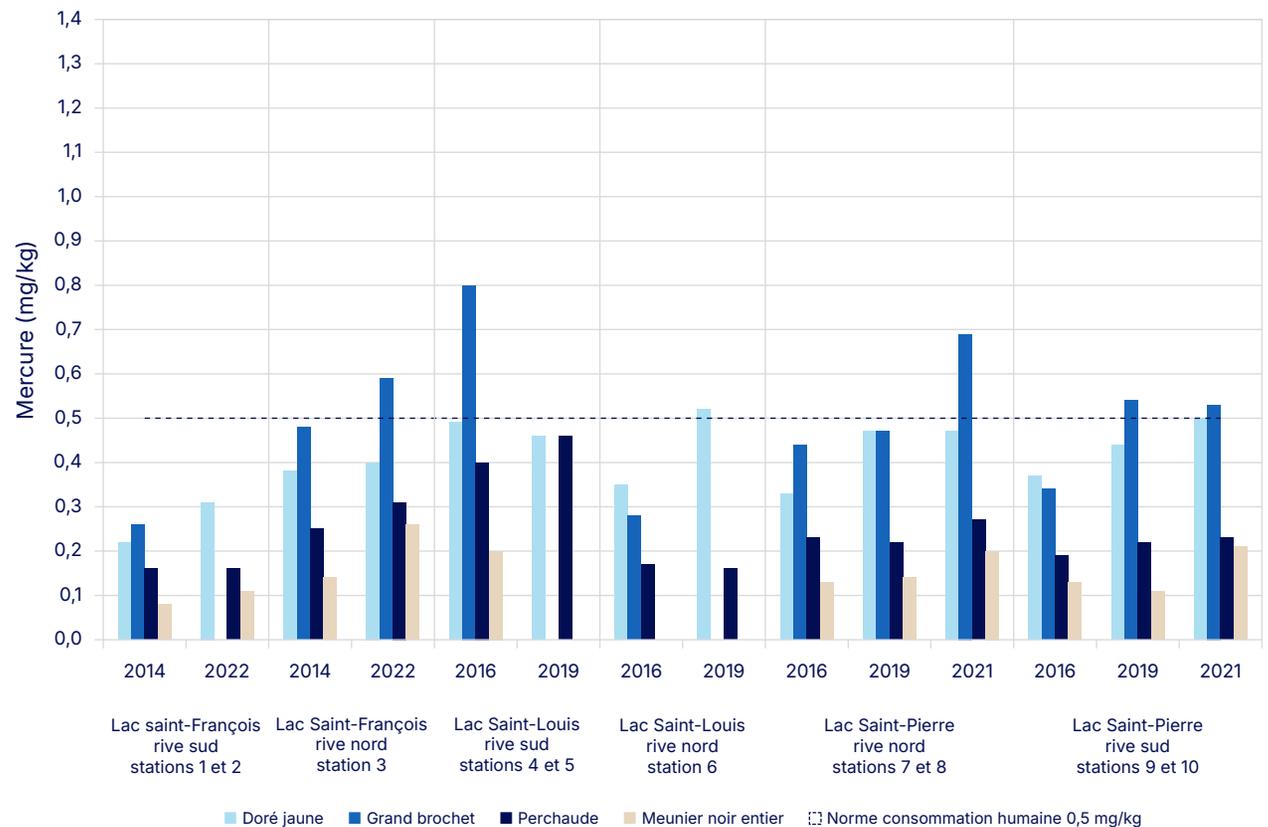
Les teneurs moyennes en pentaBDE mesurées entre 2016 et 2022 sont toutes inférieures au critère de protection de la faune terrestre piscivore du MELCCFP, qui est de 3 µg/kg⁴, à l'exception du meunier noir entier sur la rive nord du lac Saint-Pierre en 2016 (1,3 fois le critère) (figure 4).

Il est à noter que le [Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce](#) fournit des recommandations sur la consommation de poisson d'eau douce pêché au Québec¹.

Des différences spatiales variables selon le contaminant

Entre 2016 et 2022, la rive sud du lac Saint-François, la rive nord du lac Saint-Louis et la rive sud du lac Saint-Pierre présentent un état « bon », alors que la rive nord du lac Saint-François, la rive sud du lac Saint-Louis et la rive nord du lac Saint-Pierre présentent un état « intermédiaire-bon ». Un état est jugé bon lorsque les teneurs moyennes en mercure, en BPC et en pentaBDE des quatre espèces (doré jaune, grand brochet, perchaude et meunier noir) sont inférieures aux valeurs de référence ou ne les dépassent pas de plus de 10 %.

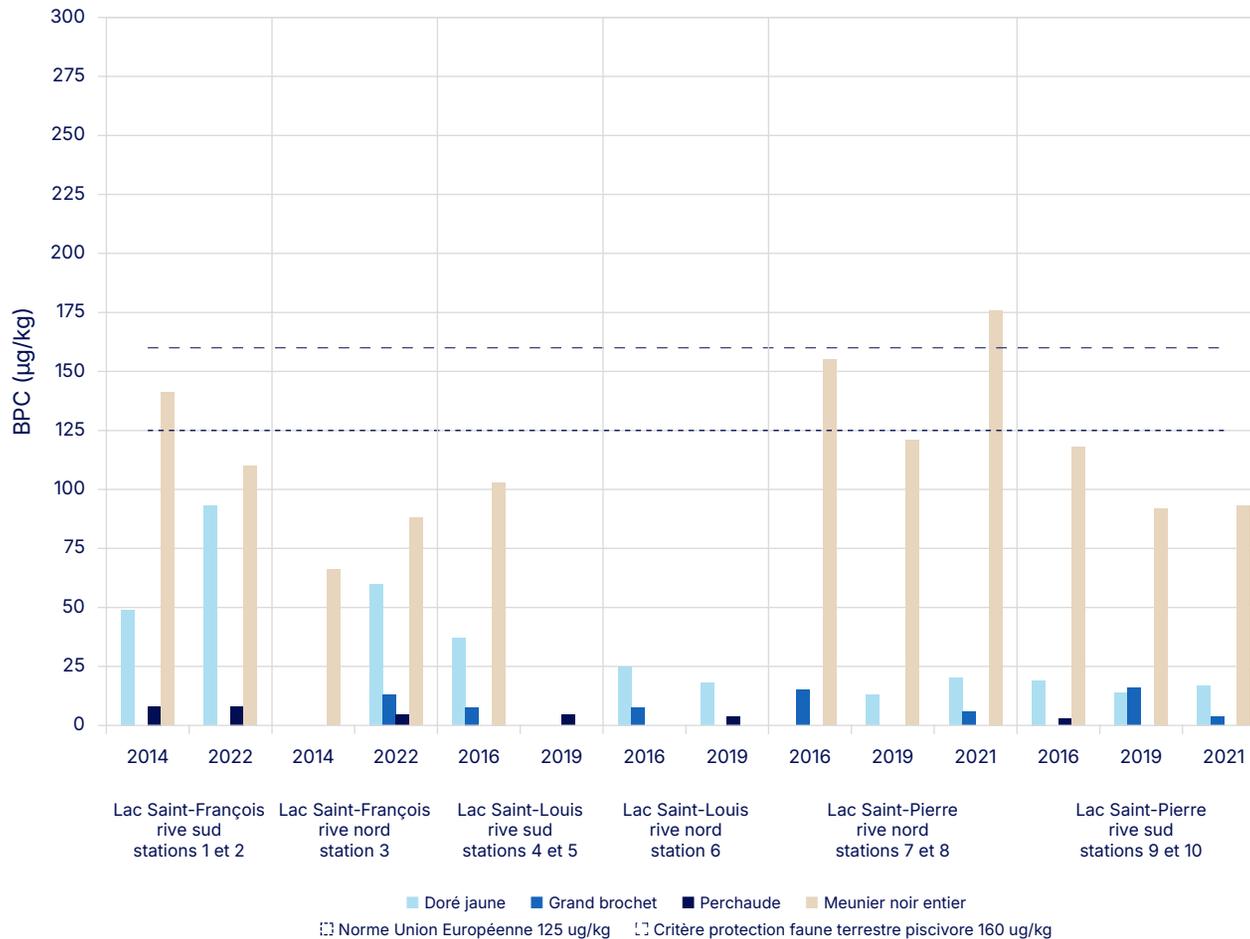
FIGURE 2 – Évolution des teneurs en mercure dans les poissons du fleuve Saint-Laurent (2014-2022)



Teneurs en mercure en mg/kg dans les poissons selon les stations et les années.



FIGURE 3 – Évolution des teneurs en BPC dans les poissons du fleuve Saint-Laurent (2014-2022)



Teneurs en BPC en µg/kg dans les poissons selon les stations et les années.

- **Mercury** : en ce qui concerne le grand brochet, la rive sud du lac Saint-Louis en 2016, la rive nord du lac Saint-Pierre en 2021 et la rive nord du lac Saint-François en 2022 se démarquent des autres sites par une teneur moyenne en mercure plus élevée, soit de 0,80 mg/kg, 0,69 mg/kg et 0,59 mg/kg respectivement (figure 2).
- **BPC** : les teneurs moyennes en BPC dans la chair des poissons montrent peu de différences entre les secteurs étudiés, à l'exception du doré jaune sur les rives nord (60 µg/kg) et sud (93 µg/kg) du lac Saint-François en 2022 et du meunier noir entier sur la rive nord (176 µg/kg) du lac Saint-Pierre en 2021 (figure 3).
- **PBDE** : les teneurs moyennes en PBDE totaux dans la chair des poissons montrent peu de différences entre les secteurs étudiés, à l'exception du doré jaune sur les rives nord (2,51 µg/kg) et sud (2,4 µg/kg) du lac Saint-Pierre en 2021 et du meunier noir entier sur les rives nord (20,8 µg/kg) et sud (11,2 µg/kg) du lac Saint-Pierre en 2021 (figure 4).

Une tendance à la hausse pour le mercure

En comparant les teneurs moyennes en mercure mesurées au cours de la période 2019-2022 avec celles de la période 2014-2016, les tendances décelées sont les suivantes :

- **Lac Saint-François** : pour la rive sud en 2022, le doré jaune (0,31 mg/kg) présente une augmentation significative de 41 % des teneurs moyennes en mercure. Pour la rive nord en 2022, la perchaude (0,31 mg/kg) et le meunier noir entier (0,26 mg/kg) montrent respectivement une augmentation significative de 24 % et de 86 % des teneurs moyennes en mercure.

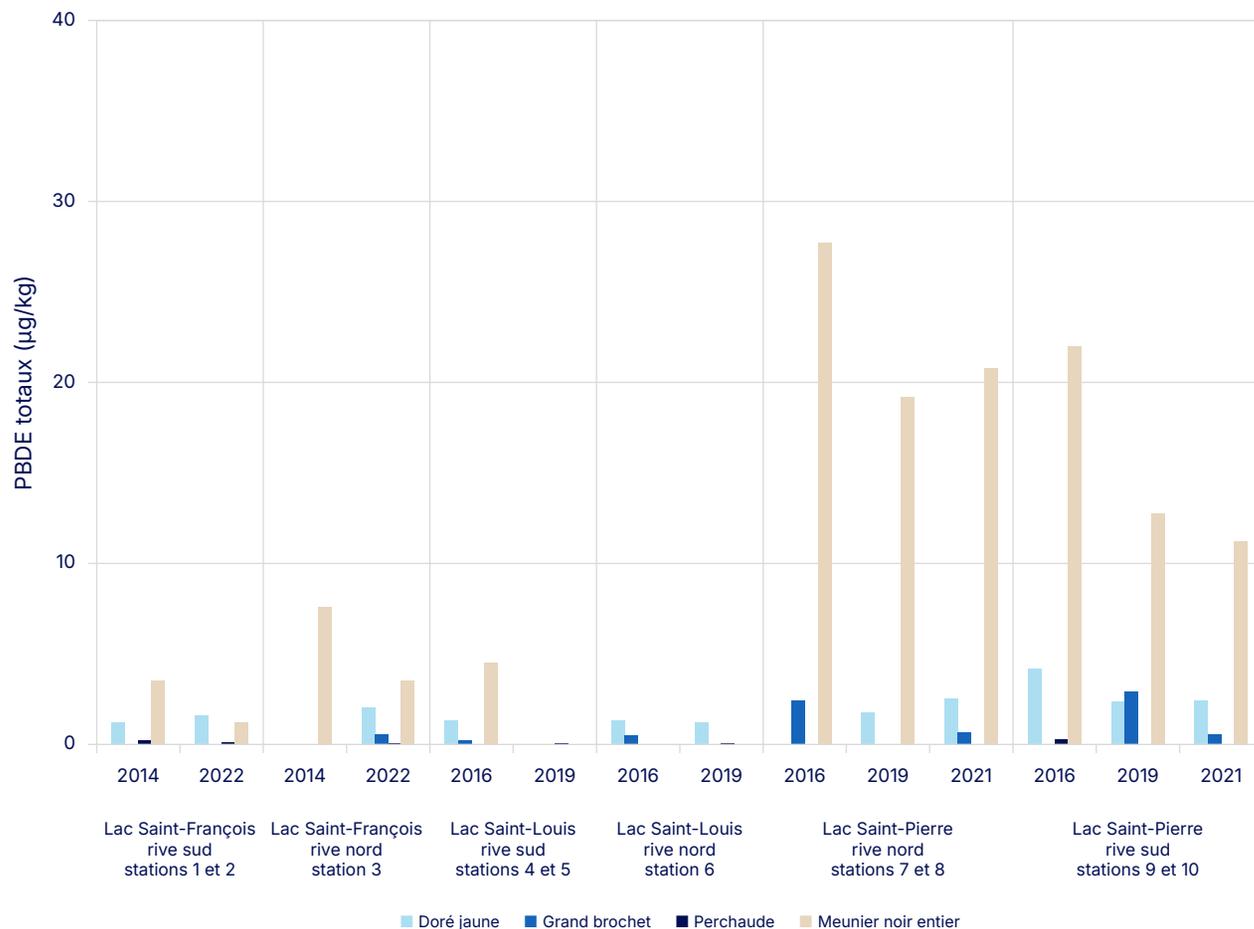


- **Lac Saint-Louis** : pour la rive nord en 2019, le doré jaune (0,52 mg/kg) présente une augmentation significative de 49 % des teneurs moyennes en mercure.
- **Lac Saint-Pierre** : pour la rive sud en 2021, le doré jaune (0,50 mg/kg), le grand brochet (0,53 mg/kg), la perchaude (0,23 mg/kg) et le meunier noir entier (0,21 mg/kg) montrent respectivement une augmentation significative de 35 %, 56 %, 21 % et 62 % des teneurs en mercure. Pour la rive nord en 2021, le doré jaune (0,47 mg/kg), le grand brochet (0,69 mg/kg), la perchaude (0,27 mg/kg) et le meunier noir entier (0,20 mg/kg) présentent respectivement une augmentation significative de 42 %, 57 %, 17 % et 54 % des teneurs en mercure. Lors des périodes antérieures, les poissons étaient peu contaminés par le mercure au lac Saint-Pierre; la situation actuelle montre maintenant une dégradation importante du niveau de contamination des poissons par le mercure.

Les teneurs moyennes en BPC mesurées au cours de la période 2019-2022 demeurent relativement comparables à celles de la période 2014-2016, à l'exception des teneurs moyennes du doré jaune capturé sur la rive sud du lac Saint-François en 2022 (93 µg/kg) comparativement à 2014 (49 µg/kg).

Les teneurs moyennes en PBDE totaux mesurées au cours de la période 2019-2022 montrent quant à elles une tendance à la baisse, comparativement à la période 2014-2016, notamment chez le meunier noir entier sur la rive nord lac Saint-Pierre en 2021 (20,8 µg/kg) comparativement à 2016 (27,7 µg/kg) et sur la rive sud du lac Saint-Pierre en 2021 (11,2 µg/kg) comparativement à 2016 (22 µg/kg).

FIGURE 4 – Évolution des teneurs en PBDE totaux dans les poissons du fleuve Saint-Laurent (2014-2022)



Teneurs en PBDE totaux en µg/kg dans les poissons selon les stations et les années.



Pressions et changements climatiques

Principales sources de mercure

Le mercure est présent naturellement dans le roc, l'air et l'eau, mais il est aussi rejeté dans l'environnement par des sources industrielles majeures. En effet, le mercure est disséminé dans l'environnement par l'intermédiaire d'une multitude de produits de consommation et par la combustion du pétrole, de l'huile, du charbon et bien plus. Le mercure s'accumule dans les sédiments des lacs et des rivières. Par l'action de bactéries présentes dans le fond des lacs et des rivières, le mercure peut être transformé sous la forme organique du méthylmercure (CH_3Hg^+), s'accumulant ainsi dans la chaîne alimentaire (bioaccumulation) et présentant un danger pour la santé humaine¹.

Depuis le début des années 1970, un meilleur contrôle des sources industrielles de mercure a permis de diminuer la contamination par ce contaminant, mais la diversité des sources nous oblige toutefois à demeurer vigilants.

Facteurs qui affectent le degré de contamination des poissons par le mercure

La contamination des poissons varie en fonction de plusieurs facteurs, tels que l'espèce, l'âge et le site. Le méthylmercure s'accumule principalement dans la chair des poissons. Il est à noter que :

- Les espèces piscivores, c'est-à-dire celles qui se nourrissent d'autres poissons, telles que le grand brochet, le doré et le maskinongé, sont les plus contaminées;
- Pour une même espèce, les spécimens plus gros et âgés contiennent généralement une plus grande concentration de mercure que les petits;
- Plus la croissance d'un poisson est rapide, donc des poissons plus jeunes pour une même taille, moins sa teneur en mercure est élevée.

Les résultats obtenus sur les rives nord et sud du lac Saint-Pierre en 2021 montrent une augmentation significative des teneurs en mercure chez les quatre espèces de poissons (doré jaune, grand brochet, perchaude et meunier noir) par rapport à 2016. Pour ce secteur, l'augmentation des teneurs pourrait être attribuable à plusieurs facteurs, notamment à des changements physicochimiques du milieu associés à une réduction du taux de croissance des poissons au fil des années. Pour une même classe de taille, les poissons capturés étaient plus âgés que par le passé. Des poissons plus âgés ont donc eu plus de temps pour accumuler des contaminants. Le taux de croissance des poissons est fonction entre autres de la température, de la qualité de l'eau et de l'accès aux ressources alimentaires. L'utilisation intensive des sols à des fins agricoles dans le littoral du fleuve et de son bassin versant peut aussi avoir favorisé un apport plus élevé en matières en suspension et une plus faible rétention du mercure d'origine atmosphérique par les sols drainés et dénudés lors des précipitations^{5,6}. Ce phénomène serait amplifié avec les changements

climatiques par une augmentation de l'ampleur et de la fréquence des précipitations, des périodes de sécheresse (qui modifient les conditions d'oxydo-réduction des sédiments), du pH et de l'introduction d'espèces invasives (qui modifient la chaîne alimentaire).

Principales sources de biphényles polychlorés (BPC) et polybromodiphényléthers (PBDE)

Les BPC constituent une catégorie de produits chimiques organiques dont les usages ont historiquement été multiples. Étant donné leur persistance dans l'environnement et leur toxicité, ces composés sont désormais interdits d'usage au Canada et interdits dans tout nouveau produit depuis 1980. Contrairement au mercure, qui peut se retrouver naturellement dans le roc, l'air et l'eau, ces composés doivent leur présence dans l'environnement à l'activité humaine. En effet, les BPC ont été utilisés dans des équipements hydrauliques et électriques. Le bris d'équipements, les rejets de certaines industries et l'incinération non contrôlée de produits contenant des BPC ont grandement favorisé la dispersion de ces substances dans l'environnement^{1,7}.

Les PBDE ont été ajoutés dans différentes matrices plastiques et résines synthétiques ainsi que dans des fibres textiles pour réduire l'inflammabilité d'une foule de produits de consommation : les matériaux de rembourrage des meubles, les boîtiers d'appareils électroniques (téléviseurs, ordinateurs, etc.), les pièces d'automobiles, etc. Les PBDE ont fait l'objet d'une élimination progressive de leur utilisation entre 2006 et le milieu de 2012^{1,8}.



Facteurs qui affectent le degré de contamination des poissons par les BPC et les PBDE

Quelle que soit leur origine, ces contaminants s'acheminent presque toujours vers les lacs et les cours d'eau, où ils s'associent en grande partie aux particules fines présentes dans l'eau, qui demeurent en suspension ou se déposent au fond. Ils pénètrent ensuite dans les organismes aquatiques par la consommation d'eau ou de nourriture contaminées et s'accumulent dans les graisses. La concentration en BPC et en PBDE dans la chair du poisson varie selon l'espèce. Cette variation est fonction du régime alimentaire et de la teneur en gras des tissus des poissons. Les poissons à chair maigre, tels que le doré jaune et le grand brochet, concentrent ces substances principalement dans le foie ou le tissu adipeux. En règle générale, les viscères, les graisses et la peau sont les tissus préférentiels où s'accumulent ces contaminants^{1, 7, 8}.

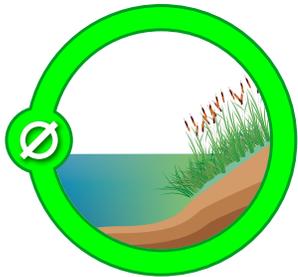
Comme ils affectent les processus physiques, biologiques et écologiques de l'environnement, les changements climatiques à l'échelle mondiale ont le potentiel d'influer sur l'absorption et le futur des polluants organiques persistants (POP) dans le biote et les réseaux trophiques par le biais de multiples mécanismes (biodisponibilité, absorption, bioaccumulation, etc.). On s'attend à ce que les changements climatiques modifient simultanément bon nombre de ces processus, ce qui pourrait entraîner une diminution ou une augmentation de l'exposition aux contaminants à la base du réseau trophique et des changements dans leur accumulation dans le réseau trophique⁹.

Pour en savoir plus

[Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce](#)

Bibliographie

1. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2025). *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*, Québec, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/guide/localisation.asp>.
2. **GOVERNEMENT DU CANADA** (2021). *Concentrations maximales établies par Santé Canada à l'égard de contaminants chimiques dans les aliments, 2021-09-21*, [En ligne], [Concentrations maximales établies par Santé Canada à l'égard de contaminants chimiques dans les aliments – Canada.ca](#) (page consultée le 10-10-2024).
3. **Journal officiel de l'Union européenne** (2011). *Règlement (UE) n° 1259/2011 de la commission du 2 décembre 2011*, [En ligne], [Règlement \(UE\) n° 1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 modifiant le règlement \(CE\) n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires](#) Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE (europa.eu) (page consultée le 10-10-2024).
4. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MELCCFP)**. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Direction principale de la qualité des milieux aquatiques, [En ligne], [Critères de qualité de l'eau de surface \(gouv.qc.ca\)](#) (page consultée le 09-10-2024).
5. **EAGLES-SMITH, Collin A., et coll.** (2016). « Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife ». *Science of The Total Environment*, vol. 568, p. 1213-1226.
6. **Wenzhe GUO, Maodian LIU et coll.** (2024). « Warming-Induced Vegetation Greening May Aggravate Soil Mercury Levels Worldwide », *Environ. Sci. Technol.*, 58, 15078-15089, [En ligne], [Warming-Induced Vegetation Greening May Aggravate Soil Mercury Levels Worldwide | Environmental Science & Technology \(acs.org\)](#).
7. **GOVERNEMENT DU CANADA** (2017). *Liste des substances toxiques : BPC*, modifié le 2017-06-14, [En ligne], <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-substances-toxiques/liste-loi-canadienne-protection-environnement/biphenyles-polychlores.html> (page consultée le 10-10-2024).
8. **GOVERNEMENT DU CANADA** (2020). *Les polybromodiphényléthers (PBDE) : fiche d'information*, modifiée le 2023-09-14, [En ligne], <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/en-bref/sommaire-polybromodiphenylethers.html> (page consultée le 10-10-2024).
9. **BORGA Katrine, Melissa A. McKINNEY et coll.** (2022). « The influence of global climate on accumulation and toxicity of persistent organic pollutants and chemicals of emerging concern in Arctic food webs », *Environ. Sci., Processes Impacts*, 24, 1544-1576, [En ligne], <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2022/em/d1em00469g>.



État trophique des lacs

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Ne s'applique pas

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

L'eutrophisation est le processus naturel par lequel les milieux aquatiques s'enrichissent progressivement en matières nutritives. Cependant, ce phénomène peut être accéléré par les pressions humaines. L'état trophique permet de positionner les lacs sur une échelle d'eutrophisation (figure 2). À mesure que l'on progresse sur cette échelle, des impacts peuvent se manifester et modifier l'équilibre des écosystèmes, de la vie aquatique et des usages associés au lac. Le niveau trophique est influencé par des facteurs naturels, comme le type de sol, la géologie et la profondeur du lac, ainsi que par des facteurs anthropiques, comme les apports en nutriments provenant notamment de l'agriculture et de l'urbanisation. L'indicateur d'état trophique présente la distribution des lacs dans les différents niveaux trophiques et permet d'établir un portrait général des lacs au Québec. Il ne reflète pas nécessairement un état de dégradation d'origine anthropique.

Dans le cadre du [Réseau de surveillance volontaire des lacs](#) (RSVL), les mesures (phosphore, chlorophylle *a* et transparence) sont prises en surface dans la masse d'eau principale et reflètent l'état trophique de cette partie du lac. Cela fournit un portrait utile, mais incomplet, de l'état du lac, puisque l'eutrophisation peut aussi se manifester dans d'autres zones du lac, comme le littoral et les couches d'eau profonde. Bien qu'ils ne soient pas intégrés

dans l'indicateur, les suivis complémentaires du RSVL, tels que le [périphyton](#), les plantes aquatiques et les profils verticaux d'[oxygène dissous](#), visent à compléter l'évaluation de l'état des lacs.

FIGURE 1 – Répartition et état trophique des lacs pour la période 2020-2023

La carte illustre la répartition des lacs et leur état trophique respectif établi par la mesure de la qualité de l'eau de 2020 à 2023.

Les lacs pour lesquels l'état trophique a été établi sont situés surtout dans la portion sud du Bouclier canadien, correspondant aux régions administratives des Laurentides, de Lanaudière et de l'Outaouais, avec une proportion significative qui se situe dans les zones de gestion intégrée de l'eau du Nord (18 %), Rouge-Petite Nation-Saumon (16 %) et L'Assomption (12 %).

État et tendance

État

L'état général de cet indicateur est jugé comme étant intermédiaire-bon, puisque la grande majorité (74 %) des lacs présentent, au plus, de légers signes d'eutrophisation. Sur les 774 lacs du Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) ayant fait l'objet d'un suivi de la qualité de l'eau de 2020 à 2023, 41 % présentent peu ou pas de signes d'eutrophisation (ultra-oligotrophe et oligotrophe) (figure 1 et figure 3). Ces lacs peu productifs sont généralement profonds, les eaux y sont claires et de bonne qualité. On y trouve habituellement peu de plantes aquatiques et les efflorescences de cyanobactéries y sont rares¹. Les lacs oligo-mésotrophes présentent un niveau d'eutrophisation léger et constituent 33 % des lacs suivis. Les lacs mésotrophes, avec un niveau intermédiaire d'eutrophisation, représentent 14 % des lacs suivis, tandis que 10 % affichent un niveau d'eutrophisation intermédiaire avancé (mésotrophe). Seulement 2 % des lacs montrent un état d'eutrophisation très avancé (eutrophe et hyper-eutrophe).



L'eutrophisation entraîne graduellement plusieurs changements dans les caractéristiques des lacs, tels que l'augmentation de la matière organique, la diminution de la transparence de l'eau, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des fleurs d'eau de cyanobactéries¹, la prolifération des plantes aquatiques et du périphyton dans le littoral, l'accumulation de sédiments et la diminution de l'oxygène dissous en profondeur. Ces changements peuvent progressivement compromettre l'habitat des espèces de poissons plus sensibles qui requièrent une eau froide et bien oxygénée.

Les 774 lacs suivis donnent un portrait général de l'état trophique dans les zones habitées du Québec méridional. Les résultats reflètent le niveau d'eutrophisation dans la couche de surface de la masse d'eau principale des lacs. Toutefois, dans certains

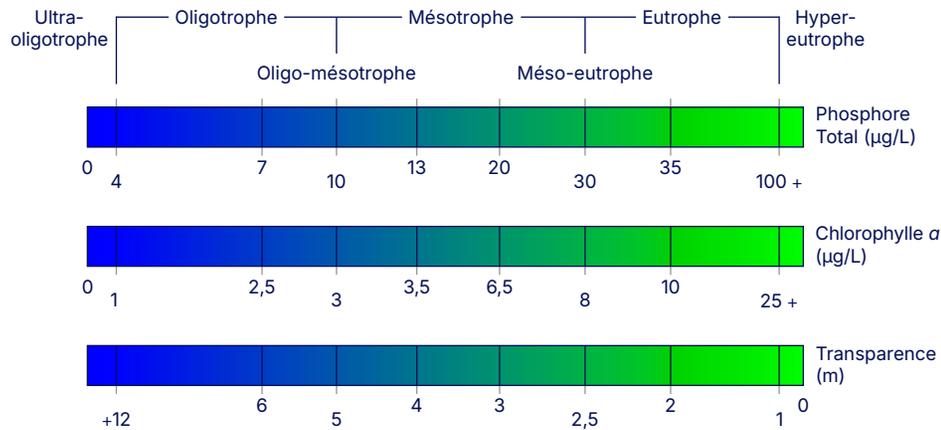
lacs, l'eutrophisation peut se manifester davantage dans d'autres zones du lac, par exemple par un manque d'oxygène au fond du lac ou par une prolifération du périphyton et des plantes aquatiques dans les zones littorales^{2, 3, 4}. L'indicateur d'état trophique des lacs n'intègre pas ces autres dimensions.

Tendance

Le portrait général de l'indice trophique ne suggère pas un changement marqué entre les périodes 2016-2019 et 2020-2023. En effet, la répartition des lacs dans chacune des cinq catégories de l'indicateur est restée très similaire entre les deux périodes, bien que les lacs suivis ne soient pas exactement les mêmes d'une période à l'autre.

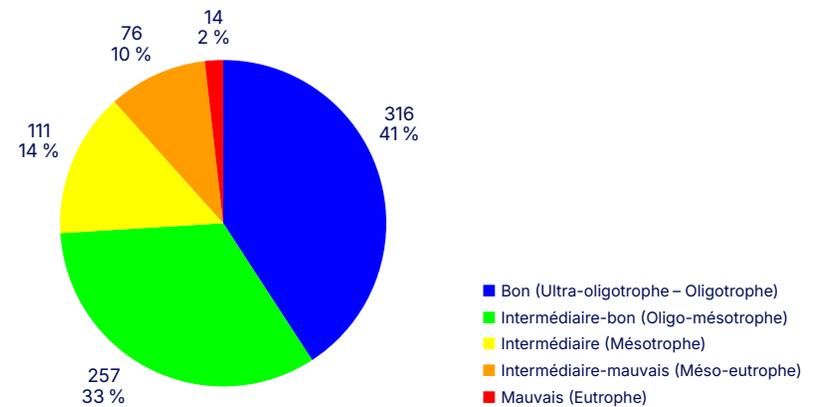
Parmi les 425 lacs suivis pendant les deux périodes, 76 % ont conservé le même niveau trophique. Parmi les 24 % restants, la proportion dont le niveau trophique a augmenté ou diminué est similaire, avec 53 % en hausse et 47 % en baisse. Ces changements sont attribuables en partie à des lacs qui oscillent entre deux classes, car ils se trouvent près d'une valeur seuil qui détermine leur classement sur l'échelle trophique. De plus, le nombre de mesures et d'années de suivi disponibles pour calculer le niveau trophique moyen d'un lac varie selon le lac et la période. Les classements de niveaux trophiques basés sur un nombre restreint d'observations sont moins précis. Enfin, une certaine variation naturelle de la physicochimie des lacs est normale et attendue d'une année à l'autre, due, entre autres, aux conditions météorologiques et hydrologiques variables.

FIGURE 2 – Diagramme de classement du niveau trophique des lacs



L'indicateur d'état trophique permet de situer les lacs sur une échelle d'eutrophisation. Le classement est déterminé en utilisant des valeurs de référence pour la concentration de phosphore et de chlorophylle a et la transparence de l'eau. Les valeurs de référence retenues pour les grandes classes trophiques (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hyper-eutrophe) correspondent aux limites les plus reconnues et utilisées dans la littérature.

FIGURE 3 – État trophique des lacs du Québec pour la période 2020-2023



La figure représente la distribution des lacs selon leur niveau trophique pour la période de 2020 à 2023. La grande majorité des lacs (74 %) présentent, au plus, de légers signes d'eutrophisation (catégories bon et intermédiaire-bon). Dans les autres lacs suivis (26 %), l'eutrophisation est généralement entre intermédiaire et avancée, et atteint un niveau très avancé dans seulement 2 % des cas.

L'indice global d'état trophique des lacs au Québec est considéré comme intermédiaire-bon, puisqu'il s'agit de la catégorie qui reflète le niveau trophique moyen.

Les étiquettes du diagramme indiquent le nombre et le pourcentage de lacs dans chaque catégorie.



Pour ces raisons, il n'est pas possible de se prononcer sur la présence ou l'absence d'une tendance de l'état des lacs à l'échelle du Québec à partir des analyses réalisées. D'autres approches sont en cours d'exploration, incluant le raffinement de l'indicateur et l'analyse des tendances à l'échelle de chaque lac.

Pressions et changements climatiques

L'état trophique reflète en partie les caractéristiques naturelles des lacs. Par exemple, un lac peu profond peut être naturellement riche en nutriments et avoir une faible transparence et des plantes aquatiques en abondance. Les activités humaines dans les bassins versants des lacs ont pour effet d'augmenter les apports de nutriments^{5, 6}, dont le phosphore, qui est généralement l'élément limitant l'eutrophisation. Ces apports peuvent conduire à une accélération de l'eutrophisation des lacs, à l'altération de la qualité de l'eau et à la transformation des écosystèmes. Les lacs dont les bassins versants sont fortement déboisés, urbanisés ou utilisés à des fins agricoles subissent une accélération du processus d'eutrophisation qui dépend de la sensibilité intrinsèque de chaque lac, de l'intensité des activités et du type de pratique en place⁶. Il est difficile de déterminer dans quelle proportion le niveau d'eutrophisation des lacs résulte des facteurs naturels ou des activités humaines.

ENCART

Cations majeurs dans les lacs

Les cations majeurs, aussi appelés métaux majeurs, correspondent aux formes dissoutes (ionisées) du calcium, du magnésium, du sodium et du potassium dans l'eau. Ils déterminent en grande partie la salinité de l'eau et jouent un rôle important dans les caractéristiques physicochimiques et biologiques des lacs. Les eaux douces continentales sont peu chargées en cations (peu salines). La concentration en cations peut toutefois grandement varier d'un lac à l'autre en fonction de plusieurs facteurs locaux, tels que la géologie, le climat, les dépôts atmosphériques et l'occupation humaine du territoire (p. ex., densité du réseau routier, coupes forestières). Au sein d'un même lac, le magnésium, le sodium et le potassium sont généralement assez stables, tandis que le calcium a tendance à varier davantage puisque sa teneur est plus facilement influencée par différents processus chimiques et biologiques¹.

Les données sur les cations majeurs des lacs du Québec remontent principalement aux années 1970 et 1980. Afin d'établir un portrait plus récent de la situation, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a entrepris de mesurer leur concentration dans le cadre de suivis complémentaires au [Réseau de surveillance volontaire des lacs \(RSVL\)](#). Des données sur

plus de 700 lacs du RSVL ont été acquises depuis 2016 et davantage seront obtenues dans les prochaines années.

Le suivi des cations majeurs procure plusieurs informations d'intérêt. Par exemple, en complément aux chlorures, le sodium peut être utilisé pour évaluer une contamination par [les sels de voirie](#). De son côté, le calcium peut fournir des indications sur le niveau de vulnérabilité d'un lac à la moule zébrée, une espèce exotique envahissante qui préfère les concentrations élevées de ce cation^{2, 3, 4}. Il est aussi intéressant de suivre le calcium puisqu'une baisse de sa concentration a été observée au cours des dernières décennies dans plusieurs lacs. Cette diminution est principalement attribuable au lessivage des sols par les précipitations acides et à l'exploitation forestière (perte de matière ligneuse riche en calcium), qui ont tous deux appauvri les sources naturelles de calcium^{5, 6, 7}. De plus faibles concentrations de calcium peuvent favoriser une petite espèce de crustacé (*Holopedium glacialis*) dont la prolifération peut appauvrir les sources d'alimentation des poissons planctivores et donner une apparence légèrement gélatineuse à l'eau^{8, 9, 10}. Ce phénomène, appelé gélification des lacs, est encore peu documenté au Québec et peut soulever plusieurs questions et inquiétudes chez les usagers des plans d'eau. En complément aux données collectées dans le cadre du RSVL, le suivi des cations majeurs s'avère fort important pour approfondir nos connaissances sur les lacs du Québec.



L'intensité et les causes de l'eutrophisation d'origine anthropique sont variables sur le territoire. Les sources principales de nutriments incluent les réseaux d'égout, les installations septiques résidentielles ainsi que l'utilisation de fertilisants à des fins agricoles et domestiques^{5,6}. Le déboisement, l'imperméabilisation des surfaces et le drainage des sols favorisent le transport des nutriments vers les lacs^{5,6}. Dans les basses-terres du Saint-Laurent et du lac Saint-Jean ainsi que dans certains secteurs des Appalaches, l'agriculture intensive, l'urbanisation et le réseau d'infrastructure développé contribuent à des apports importants de nutriments dans certains lacs. Pour les lacs de la région naturelle des Appalaches et certaines zones de la région naturelle des Laurentides, l'augmentation des apports en nutriments résulte d'une combinaison variable d'une agriculture de peu intensive à modérée, d'une urbanisation de densité moyenne à faible et du développement du réseau de transport. Ces facteurs sont aussi présents dans les basses-terres de l'Abitibi. Toutefois, dans cette région, plusieurs lacs montrent des teneurs naturelles élevées en phosphore, potentiellement dues à la présence de dépôts argileux importants.

Le réchauffement climatique peut également influencer la qualité de l'eau dans les lacs⁷. L'élévation des températures atmosphériques provoque le réchauffement des eaux de surface, un raccourcissement de la durée de la couverture de glace⁸ ainsi qu'un abaissement des niveaux d'eau, en raison d'une évaporation accrue. Les changements climatiques engendrent aussi un prolongement de la période de stratification thermique estivale, ce qui peut entraîner des périodes de faibles concentrations d'oxygène dissous⁹. Cela a pour conséquence de diminuer le volume des habitats propices aux espèces de poissons sensibles. Les changements climatiques pourraient aussi accentuer la turbidité de l'eau, accroître les concentrations de polluants et de nutriments ainsi que favoriser la prolifération des algues, des macrophytes, des bactéries et d'autres microorganismes. Entre autres, on peut s'attendre à une augmentation de la fréquence et de l'ampleur des efflorescences de cyanobactéries, ce qui compromet les usages liés au lac (p. ex., eau potable, activités récréatives)^{10,11}. Des changements dans l'hydrologie sont également prévisibles en raison de l'augmentation des épisodes climatiques extrêmes et de la baisse du bilan hydrique annuel ou saisonnier. Des épisodes plus fréquents de pluies intenses pourraient contribuer à la détérioration de la qualité de l'eau des lacs en augmentant les épisodes de surverses des réseaux d'égout municipaux, le ruissellement de surface et l'érosion^{10,11}. Les dangers de crue soudaine ou d'étiage sévère seront exacerbés dans les zones agricoles et fortement déboisées.

Pour en savoir plus

[Rivières et lacs](#)

[Réseau de surveillance volontaire des lacs \(RSVL\)](#)

[État des lacs au Québec](#)

[Le Réseau de surveillance volontaire des lacs : les méthodes](#)

[Élargir ses connaissances](#)

[État trophique des lacs suivis \(Atlas de l'eau\)](#)



ENCART

Suivi du périphyton

Le périphyton est une communauté d'organismes microscopiques, tels que des algues, des bactéries et des protozoaires, qui se fixent sur les surfaces submergées comme les roches et les plantes dans les zones peu profondes des lacs¹. Bien que sa présence soit naturelle, une augmentation de sa croissance est un signe d'eutrophisation du lac, phénomène associé à une dégradation de la qualité de l'eau^{2, 3, 4}.

Le suivi du périphyton⁵ permet de mesurer l'expression de l'eutrophisation dans le littoral et complète les paramètres physico-chimiques mesurés dans la zone pélagique, c'est à dire la masse d'eau principale du lac. La combinaison de ces informations permet ainsi de dresser un portrait plus complet de l'état trophique d'un lac. Ce suivi documente l'évolution de l'épaisseur, de l'apparence et de l'étendue du périphyton au fil des années. Indicateur sensible, le périphyton permet de détecter les premiers signes d'eutrophisation, généralement avant qu'ils ne se manifestent dans la zone pélagique³ (figure 1). Il intègre également les conditions du lac sur une période prolongée, offrant un portrait de la situation sans nécessiter de nombreuses mesures annuelles.

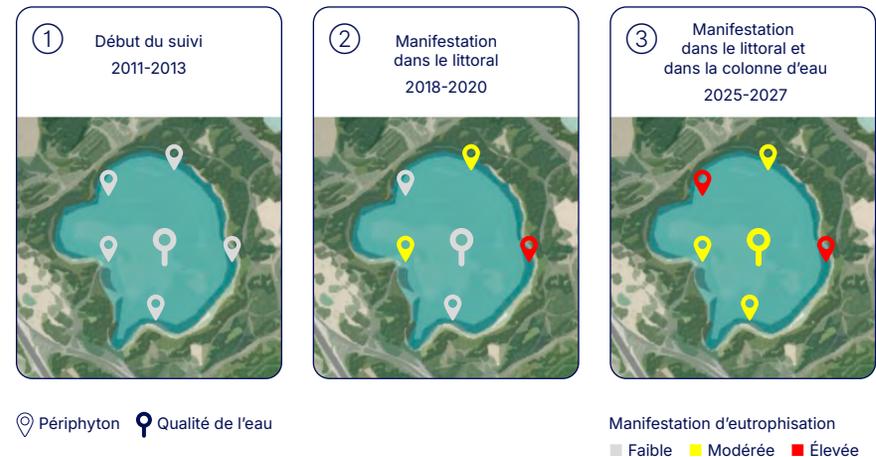
Depuis 2011, des suivis de périphyton ont été réalisés sur 132 lacs, principalement dans la région des Laurentides. La majorité de ces lacs (95) ont été suivis durant au moins deux années. Les analyses sur les données collectées sont en cours et les conclusions définitives ne sont pas encore disponibles. Ce suivi dépend largement de la participation volontaire de riverains. Dans les Laurentides, des organismes locaux leur offrent un soutien important, ce qui contribue à la mobilisation citoyenne. L'objectif à long terme est d'étendre la collecte de données sur le périphyton à d'autres régions du Québec afin de mieux couvrir les lacs sur l'ensemble du territoire.

Actuellement, le seuil critique d'épaisseur pour le périphyton est fixé à quatre millimètres^{3, 4}. Ce critère pourrait toutefois être raffiné au fur et à mesure que davantage de données seront accumulées, car les caractéristiques du périphyton, telles que l'épaisseur, la couleur et le recouvrement, peuvent varier d'une région à l'autre. Ces variations pourraient nécessiter un raffinement de l'indicateur pour mieux refléter les spécificités régionales.

Le suivi du périphyton est également un moyen de sensibiliser la population aux impacts de leurs activités sur les lacs. En participant à ce suivi, qui s'inscrit dans une démarche de science citoyenne, les riverains prennent conscience des enjeux liés à la qualité de l'eau et à l'état des lacs. Ainsi, ce processus fournit non seulement des données précieuses pour la gestion des lacs, mais il incite également les participants à adopter des gestes concrets de conservation, les menant progressivement à devenir des acteurs de la préservation des écosystèmes aquatiques⁶.

En somme, le suivi du périphyton constitue un outil favorisant la gestion proactive des lacs, permettant non seulement de détecter les premiers signes d'eutrophisation, mais aussi d'obtenir un portrait plus complet de l'évolution de l'eutrophisation des lacs.

FIGURE 1 – Le périphyton comme indicateur précoce d'eutrophisation d'un lac



Évolution de la croissance du périphyton d'un lac sur trois périodes distinctes, séparées par cinq ans sans suivi. Dans cet exemple, l'eutrophication est d'abord détectée par une intensification progressive de la croissance du périphyton dans le littoral (2^e bloc). Ce n'est qu'après quelques années (3^e bloc) que des signes d'eutrophication sont captés par les autres indicateurs mesurés dans la colonne d'eau, tels que les concentrations en phosphore total et en chlorophylle a, ainsi que la transparence de l'eau.



ENCART

Suivi de l'oxygène dissous

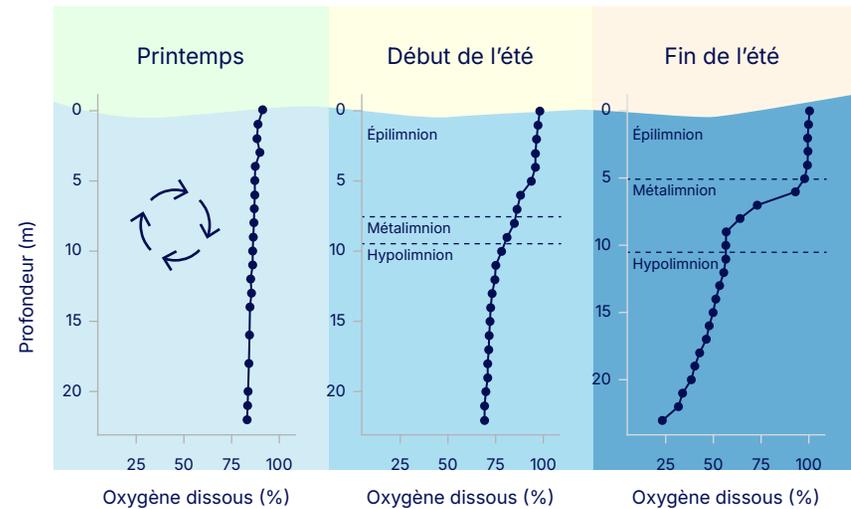
L'appauvrissement en [oxygène dissous](#) dans les lacs peut être problématique, notamment pour la qualité de l'eau et pour la survie des poissons. La disponibilité en oxygène dans un lac est étroitement liée à son état trophique et à la dynamique de mélange des eaux. Les lacs peu profonds ont des régimes de mélange complexes puisqu'ils sont susceptibles de se mélanger à plusieurs reprises en fonction des épisodes de vents, de pluie ou de refroidissement de l'air¹. Les lacs plus profonds développent quant à eux une stratification thermique qui persiste durant toute la période estivale, ce qui a pour effet de stabiliser la colonne d'eau (figure 1). Durant cette période, des processus de décomposition de la matière organique, qui se déroulent principalement à l'interface entre l'eau et les sédiments, consomment de l'oxygène. La stabilité de la colonne d'eau empêche l'approvisionnement en oxygène en profondeur. Dans un lac enrichi en nutriments, la biomasse élevée de plantes et d'algues représente une réserve importante de matière organique à décomposer, ce qui entretient une consommation soutenue de l'oxygène. La diminution des concentrations d'oxygène au fond des lacs (hypolimnion) peut aussi avoir un effet sur leur état trophique puisque l'anoxie (absence d'oxygène) peut, sous certaines conditions, engendrer le relargage du phosphore accumulé dans les sédiments.

Le Réseau de lacs témoins (RLT) assure le suivi annuel intensif de 15 lacs répartis dans plusieurs régions du Québec méridional. Chaque année, la température de l'eau, la conductivité et la concentration en oxygène sont mesurées dans la colonne d'eau de ces lacs à six reprises durant la période libre de glace (entre mai et octobre). Ces données permettent d'estimer pour chaque lac la durée de la stratification thermique et le taux de déplétion (appauvrissement) en oxygène dans la zone profonde durant cette période. Elles permettent également d'effectuer un suivi temporel des concentrations estivales en oxygène sur un ensemble de lacs représentatifs du [Réseau de surveillance volontaire des lacs](#) (RSVL). Des profils verticaux sont aussi réalisés à trois reprises entre mai et octobre sur un plus grand nombre de lacs du RSVL (environ 120 lacs depuis 2022). Ce suivi a pour objectif de réaliser un portrait spatial de la déplétion en oxygène et offre aussi des informations

complémentaires qui permettent d'améliorer le diagnostic de l'état des lacs du réseau. Ces suivis dans les lacs du RLT et du RSVL sont réalisés en partenariat avec des organismes locaux.

Un indicateur permettant de classer les lacs en fonction de la disponibilité en oxygène dissous est en cours d'exploration. Plusieurs approches sont envisagées, notamment une classification basée sur les concentrations volumétriques en oxygène dans l'hypolimnion pendant l'été, qui pourrait être utilisée lorsque des bathymétries (carte des profondeurs) sont disponibles. Cette approche permettrait de comparer les lacs entre eux en tenant compte de leur diversité morphologique.

FIGURE 1 – Exemple de profils d'oxygène dissous montrant le développement d'une déplétion en oxygène associée à la présence d'une stratification thermique dans un lac du Réseau des lacs témoins



En présence de stratification thermique, il est possible de distinguer trois couches : l'épilimnion est la couche d'eau à la surface qui est chaude et bien oxygénée, le métalimnion est la zone de transition où on observe un changement marqué de température, et l'hypolimnion est la zone profonde où l'eau est plus froide et où les concentrations d'oxygène peuvent diminuer. La différence de densité entre les couches due à la température de l'eau crée une barrière physique qui empêche le réapprovisionnement en oxygène dans l'hypolimnion.



Bibliographie

1. **SIMONEAU, M., L. ROY et M. OUELLET** (2004). *Info-lacs – Résultats de l'année 2003*, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2004/0374, rapport n° QE/152, 14 p., [En ligne], http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1379/1/Simoneau_2004_Info-lacs.pdf.
2. **NÜRNBERG, K. GERTRUD** (2019). « Quantification of anoxia and hypoxia in water bodies », *Encyclopedia of water*, p. 1-9.
3. **SCHNEIDER, C. Susanne et coll.** (2020). « Littoral eutrophication indicators are more closely related to nearshore land use than to water nutrient concentrations: A critical evaluation of stressor-response relationships », *Science of The Total Environment*, vol. 748, p. 141193.
4. **LAMBERT, Daniel, Antonella CATTANEO et Richard CARIGNAN** (2008). « Periphyton as an early indicator of perturbation in recreational lakes », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 65, n° 2, p. 258-265.
5. **ANDERSON, Caroline, Nathalie LAFONTAINE, Paul MEUNIER et Steve TURGEON** (2007). *Prendre son lac en main : guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, 130 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/guide_elaboration.pdf.
6. **PINAY, Gilles, Chantal GASCUEL, Alain MÉNESGUEN, Yves SOUCHON, Morgane LE MOAL, Alix LEVAIN, Florentina MOATAR, Alexandrine PANNARD et Philippe SOUCHU** (2017). *L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*, Synthèse de l'expertise scientifique collective CNRS – Ifremer – INRA – Irstea, France, 148 p., [En ligne], <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-29706-Esco-eutrophisation-synthese.pdf>.
7. **BUSH, Elizabeth, et Donald S. LEMMEN (dir.)** (2019). *Rapport sur le climat changeant du Canada*, Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada, 446 p., [En ligne], https://changingclimate.ca/site/assets/uploads/sites/2/2020/06/RCCC_FULLREPORT-FR-FINAL.pdf.
8. **BROWN, Laura C., et Claude R. DUGUAY** (2010). « The response and role of ice cover in lake-climate interactions », *Progress in Physical Geography*, vol. 34, n° 5, p. 671-704.
9. **JANSEN, Joachim, Gavin L. SIMPSON, Gesa A. WEYHENMEYER, Laura H. HÄRKÖNEN, Andrew M. PATERSON, Paul A. DEL GIORGIO et Yves T. PRAIRIE** (2024). « Climate-driven deoxygenation of northern lakes », *Nature Climate Change*, vol. 14, n° 8, p. 832-838.
10. **WARREN, Fiona J., Elaine BARROW, Ryan SCHWARTZ, Jean ANDREY, Brian MILLS et Dieter RIEDEL** (2004). *Impacts et adaptation liés aux changements climatiques : perspective canadienne*, Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada, 219 p., [En ligne], https://natural-resources.canada.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/perspective/pdf/report_f.pdf.
11. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS** (2012). *Stratégie gouvernementale d'adaptation aux changements climatiques, 2013-2020*, Québec, 52 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/plan_action/strategie-adaptation2013-2020.pdf.



Bibliographie de l'encart Cations majeurs dans les lacs

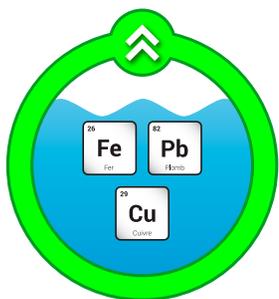
1. **Wetzel, R.G.** *Limnology: lake and river ecosystems*, 3^e éd., San Diego, Elsevier Academic Press, 2001, 1006 p.
2. **Therriault, T.W., A.M. Weise, S.N. Higgins, S. Guo, J. Duhaime.** *Évaluation des risques posés par trois espèces de moules dreissénidées (*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis* et *Mytilopsis leucophaeata*) dans les écosystèmes d'eau douce au Canada*, Secrétariat canadien de consultation scientifique du ministère des Pêches et Océans, 2013, 99 p. [Document de recherche 2012/174]
3. **Darbon, C., C. Gosselin-Bouchard, J.-F. Martel, M. Laniel.** *Analyse de vulnérabilité des lacs du Québec à la moule zébrée en fonction de leur concentration en calcium*, RAPPEL-COOP, 2023, 43 p.
4. **Goulet, M.-J., S. Normand.** *Portrait de la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques de l'Estrie à la moule zébrée et à la moule quagga*, Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 2023, 34 p.
5. **Smol, J.P.** « Under the radar: long-term perspectives on ecological changes in lakes », 2019, Proc. R. Soc. B. vol. 286, n° 1906, p. 2019084.
6. **Weyhenmeyer et al.** « Widespread diminishing anthropogenic effects on calcium in freshwaters », 2019, Scientific Reports, vol. 9, n° 1, p. 10450.
7. **Bergtröm, A.-K., I.F. Creed, A. Paltsev, H.A. de Wit, D.C.P. Lau, S. Drakare, T. Vrede, P.D.F. Isles, A. Jonsson, E. Geibrink, P. Kortelainen, J. Vuorenmaa, K. Vuorio, K.K. Kahilainen, D.O. Hessen.** « Declining calcium concentration drives shifts toward smaller and less nutritious zooplankton in northern lakes », 2024, *Glob. Change Biol.*, vol. 30, n° 3, p. e17220.
8. **Hessen, D.O., B.A. Faafeng, T. Andersen.** « Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters », 1995, *Hydrobiologia*, vol. 307, n° 1, p. 253-261.
9. **Jeziorski, A., A. J. Tanentzap, N.D. Yan, A.M. Paterson, M.E. Palmer, J.B. Korosi, J.A. Rusak, M.T. Arts, W. Keller, R. Ingram, A. Cairns, J.P. Smol.** « The jellification of north temperate lakes », 2015, Proc. R. Soc. B, vol. 282, n° 1798, p. 20142449.
10. **Ross, A.J., S.E. Arnott.** « Similar zooplankton responses to low pH and calcium may impair long-term recovery from acidification », 2022, vol. 32, n° 3, p. e2512.

Bibliographie de l'encart Suivi du périphyton

1. **WU, Y.** *Periphyton: Functions and Application in Environmental Remediation*, Elsevier, 2017, 402 p.
2. **VADEBONCOEUR, Y., et A.D. STEINMAN.** « Periphyton function in lake ecosystems », *TheScientificWorldJOURNAL*, vol. 2, 2002, p.1449-1468. doi : 10.1100/tsw.2002.294
3. **LAMBERT, D., A. CATTANEO, et R. CARIGNAN.** « Periphyton as an early indicator of perturbation in recreational lakes », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2008, vol. 65, n° 2, p. 258-265.
4. **LAMBERT, D. et A. CATTANEO.** « Monitoring periphyton in lakes experiencing shoreline development », *Lake and Reservoir Management*, 2008, vol. 24, n° 2, p. 190-195.
5. **Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE Laurentides) et Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL), 2012.** Protocole de suivi du périphyton, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement et CRE Laurentides, ISBN 978-2-550-62477-6 (PDF), 33 p.
6. **MCKINLEY, D.C., A.J. MILLER-RUSHING, H.L. BALLARD, et al.** « Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection », *Biological conservation*, 2017, vol. 208, p. 15-28.

Bibliographie de l'encart Suivi de l'oxygène dissous

1. **Holgerson, M. A., et al.** « Classifying mixing regimes in ponds and shallow lakes », *Water Resources Research*, vol. 58, n° 7, 2022, doi : 10.1029/2022WR032522.



Métaux en cours d'eau

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Amélioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Depuis 2010, les éléments traces métalliques sont suivis par le ministère pour neuf rivières du Québec méridional. Sept stations de suivi sont situées à l'embouchure de tributaires du fleuve Saint-Laurent, soit les rivières Chaudière, Saint-François, Yamaska, Richelieu, Saint-Maurice, Saint-Charles et L'Assomption, alors que deux stations sont dans les rivières des Mille Îles et des Prairies (figure 1). Des échantillons d'eau sont prélevés mensuellement, de mai à octobre, totalisant six échantillons par année pour chaque station. Vingt-trois métaux, métalloïdes et non-métaux, ci-après désignés « métaux », sont analysés. Des paramètres complémentaires, tels que les ions majeurs, le pH, le carbone organique dissous (COD) et la dureté totale de l'eau, sont également analysés en parallèle.

Selon le métal à l'étude, la fraction dissoute ou extractible totale est illustrée dans ce rapport pour ensuite être comparée aux critères de vie aquatique chronique (CVAC)¹. Certains de ces CVAC ont récemment été mis à jour en raison de l'avancement des connaissances scientifiques, expliquant ainsi la présence de dépassements de critères qui n'étaient pas observés dans le passé. Un ajustement de l'état et de la tendance de l'indicateur des métaux traces en rivières a donc dû être appliqué. L'état global et la tendance de l'indicateur sont déterminés à l'aide des fréquences de dépassements des CVAC pour chaque rivière.

FIGURE 1 – Localisation des stations de suivi des éléments traces métalliques

Localisation des neuf stations suivies mensuellement, du mois de mai à octobre, pour les concentrations d'éléments traces métalliques.

État et tendance

La fraction dissoute d'un métal est généralement la plus représentative de sa fraction biodisponible, c'est-à-dire la fraction la plus facilement assimilée par un organisme vivant, donc la plus susceptible d'être toxique². C'est pourquoi les concentrations de métaux de la fraction dissoute sont utilisées pour l'établissement de la majorité des CVAC. Cependant, la fraction extractible totale, qui inclut les métaux faiblement [adsorbés](#) aux particules en suspension (fraction particulaire), est utilisée plutôt pour d'autres métaux³. Pour ceux-ci, la fraction extractible totale est plus indicatrice de la toxicité potentielle, englobant des effets néfastes directs et indirects sur la vie aquatique. Par exemple, une séquestration des éléments nutritifs essentiels, comme la précipitation du phosphore⁴, une obstruction des branchies⁵, une diminution de l'accès à la nourriture⁶ ou une intoxication par ingestion⁷ sont des conséquences observées sur les organismes aquatiques et leur milieu pour la fraction particulaire de certains métaux.



TABLEAU 1 – Statistiques descriptives des métaux suivis de 2020 à 2022

Métal	Fraction	Nombre	Minimum	Médiane	Maximum	CVAC ¹
Aluminium ²	Totale	153	35	290	8000	100 – 2608
Antimoine	Totale	153	0,02	0,07	0,17	223
Argent	Dissoute	152	0,001	0,001	0,008	0,1
Arsenic	Dissoute	152	0,09	0,40	1,6	150
Baryum ³	Dissoute	152	6,1	15	54	38 – 979
Béryllium ³	Dissoute	152	0,003	0,006	0,078	0,14 – 24
Bore	Dissoute	152	1,6	11	57	5000
Cadmium ³	Dissoute	152	0,003	0,006	0,039	0,05 – 0,74
Chrome ⁴	Dissoute	152	0,05	0,21	3,8	10,6
Cobalt ³	Totale	153	0,07	0,21	5,9	0,78 – 1,40
Cuivre ⁵	Dissoute	152	0,33	1,1	7,2	0,27 – 41,93
Fer ⁶	Totale	153	100	500	10000	320 – 800
Manganèse ⁷	Dissoute	152	1,4	13	190	200 – 600
Molybdène	Dissoute	152	0,039	0,43	1,9	3200
Nickel ³	Dissoute	152	0,24	0,56	4,8	7,4 – 99
Plomb ³	Dissoute	150	0,01	0,11	1,8	0,17 – 5,7
Sélénium	Dissoute	152	0,02	0,1	0,2	4,6
Strontium	Dissoute	152	11	110	410	21000
Thallium	Dissoute	152	0,002	0,004	0,018	7,2
Titane ⁸	Dissoute	152	0,07	1,1	180	--
Uranium ³	Dissoute	152	0,009	0,13	1,5	14 – 100
Vanadium	Totale	153	0,23	0,94	19	120
Zinc ²	Dissoute	141	0,20	1,0	10	5,8 – 62

1. Critères de vie aquatique chronique, selon MELCCFP 2024¹.
2. Pour ces métaux, la valeur des critères dépend de la dureté de l'eau, de son pH et de la concentration en carbone organique dissous.
3. Pour ces métaux, la valeur des critères dépend de la dureté de l'eau.
4. Le critère associé au chrome hexavalent (CrVI) a été utilisé.
5. Pour le cuivre, les critères présentés ont été déterminés par le modèle du ligand biotique⁸.
6. Pour le fer, les critères présentés dépendent du pH de l'eau et de la concentration de carbone organique dissous.
7. Pour le manganèse, les critères présentés dépendent de la dureté de l'eau et de son pH.
8. Aucun critère de la protection de la vie aquatique pour le titane.

Concentrations des métaux traces suivis entre 2020 et 2022 exprimées en µg/l et présentées pour la fraction dissoute ou extractible totale, selon la fraction utilisée pour l'établissement de critères de vie aquatique chronique (CVAC). Les statistiques portent sur les neuf stations suivies.

L'état global de l'indicateur des métaux traces en rivières pour 2020-2022 est jugé comme étant intermédiaire-bon, comptant des dépassements de CVAC à toutes les stations suivies pour seulement quatre métaux, soit le cuivre pour sa fraction dissoute, ainsi que l'aluminium, le cobalt et le fer pour leur fraction extractible totale. Ces dépassements de critères représentent 3 % de l'ensemble des échantillons de métaux analysés aux neuf stations pour cette période et sont répartis de la façon suivante : 27 dépassements dans la rivière Yamaska, 16 dans la rivière L'Assomption, 15 dans la rivière Saint-Charles, 13 dans la rivière Richelieu, 7 dans la rivière Saint-Maurice, 5 dans la rivière des Prairies, puis 3 dans les rivières Chaudière, des Mille Îles et Saint-François.

Les concentrations de la fraction dissoute de la majorité des métaux mesurés entre 2020 et 2022 ne sont pas préoccupantes aux neuf stations du suivi annuel. Ces dernières restent faibles et respectent pour la plupart les CVAC (tableau 1). Trois dépassements de critères ont néanmoins été constatés pour le cuivre dissous dans la rivière Saint-Maurice, représentant une fréquence de dépassements spécifique à cette station de 20 %. Bien que les concentrations de cuivre de la station de la rivière Saint-Maurice soient les plus faibles des stations suivies, les CVAC y sont les plus sévères, allant de 0,27 à 5,58 µg/l. Ces critères ont été établis à l'aide du modèle du ligand biotique (MLB), un outil informatique permettant de calculer les interactions chimiques du cuivre et sa toxicité pour les organismes aquatiques⁸. Comme le MLB est grandement influencé par le pH de l'eau et que la station de la rivière Saint-Maurice enregistre les pH les plus acides, les CVAC calculés sont plus sévères.

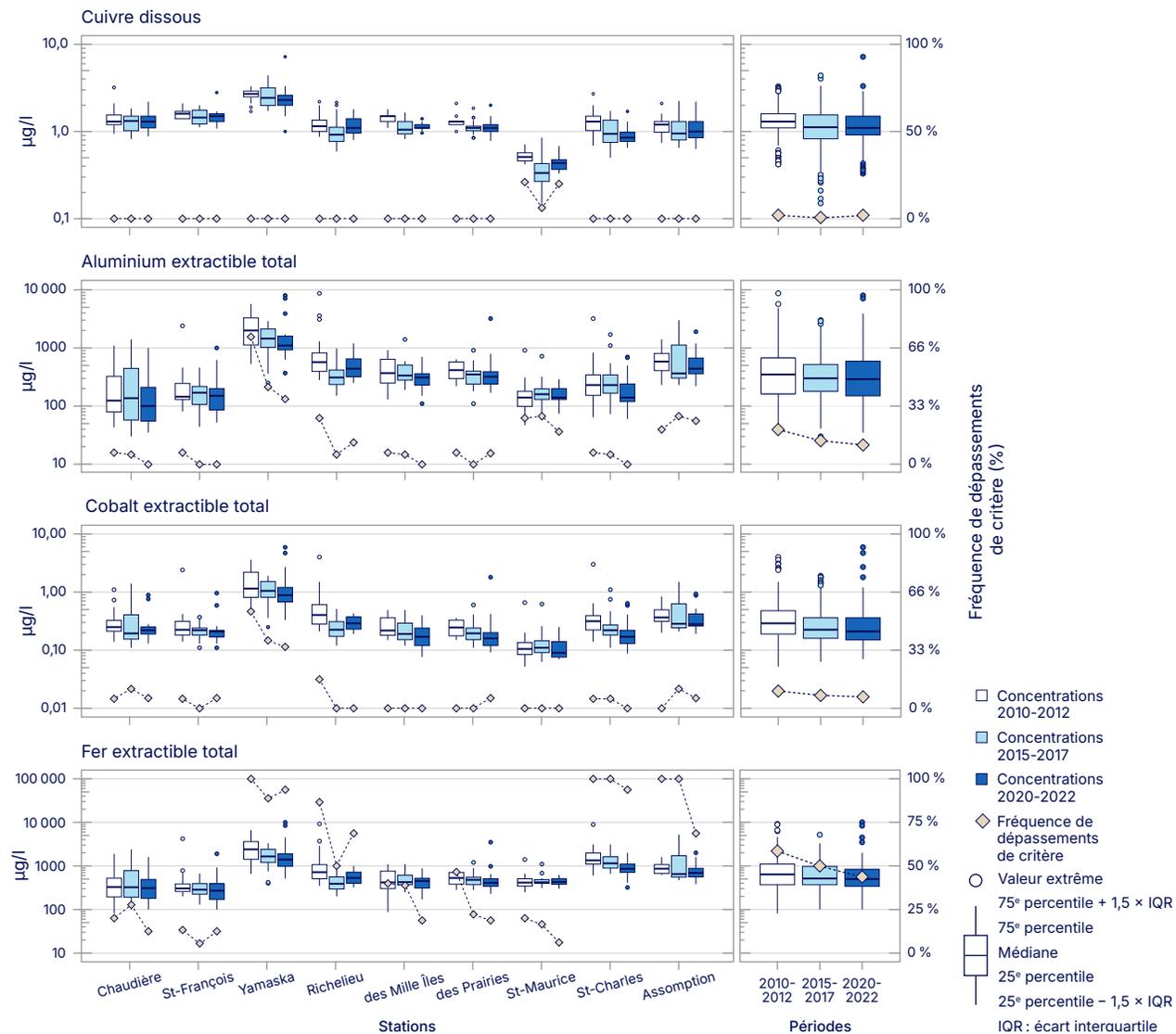
Parmi les métaux analysés par le ministère, cinq sont suivis en considérant leur fraction extractible totale pour une comparaison aux CVAC (tableau 1). Lors de la période 2020-2022, 16 dépassements de critères ont été observés pour l'aluminium, 10 pour le cobalt et 63 pour le fer, représentant respectivement des fréquences de dépassements de 11 %, 7 % et 44 % (figure 2). De ces trois métaux, les dépassements de critères pour le fer sont les plus marqués, avec une fréquence de 94 % aux stations des rivières Saint-Charles et Yamaska, correspondant respectivement à des amplitudes maximales de 4,5 et 18,9 fois les critères.



Tendance

Les CVAC de neuf métaux (aluminium, antimoine, cadmium, cobalt, cuivre, fer, manganèse, vanadium et zinc) ont récemment fait l'objet d'une mise à jour par le ministère¹ et ont été utilisés dans le présent rapport. Afin de permettre une comparaison avec les *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques* publiés en 2014⁹ et en 2020¹⁰, les nouveaux CVAC ont été utilisés pour comparer les concentrations de métaux mesurées lors des périodes 2010-2012 et 2015-2017 aux neuf stations suivies (figure 2). Des dépassements de critères ont dès lors pu être observés pour le cuivre, sous sa fraction dissoute, ainsi que pour l'aluminium, le cobalt et le fer, sous leur fraction extractible totale. Globalement, une diminution de la fréquence de dépassements des CVAC est constatée pour les quatre métaux depuis la période 2010-2012. Les changements les plus importants entre les périodes 2010-2012 et 2020-2022 se trouvent au niveau de l'aluminium et du fer, pour lesquels les fréquences de dépassements passent respectivement de 20 % à 11 % et de 59 % à 44 %. Cette tendance à la diminution du nombre de dépassements de CVAC se traduit notamment par une baisse de leur fréquence pour l'aluminium à la station de la rivière Yamaska, qui passe de 73 % à 38 % pour les périodes 2010-2012 à 2020-2022. Pour le fer, la diminution de la fréquence de dépassements la plus importante est observée à la station de la rivière L'Assomption entre les périodes 2015-2017 et 2020-2022, où elle passe de 100 % à 69 %. De façon générale, nous pouvons constater une tendance à l'amélioration quant à la contamination métallique des neuf rivières considérées dans ce suivi.

FIGURE 2 – Distribution des concentrations de métaux dépassant les critères de vie aquatique chronique (CVAC) et leur fréquence de dépassements



Distribution des concentrations d'aluminium, de cobalt et de fer sous la forme extractible totale, ainsi que du cuivre dissous en microgrammes par litre (µg/l) pour les intervalles 2010-2012, 2015-2017 et 2020-2022 à chacune des stations du suivi et pour l'ensemble des neuf stations. Les fréquences de dépassements des critères de vie aquatique chronique (CVAC), exprimées en pourcentages (%), sont également illustrées.



Pressions et changements climatiques

Plusieurs facteurs peuvent modifier les concentrations de métaux mesurées dans les cours d'eau, tels que les activités industrielles et minières, la création de réservoirs et de réseaux de drainage, les eaux usées et pluviales des secteurs urbains ou encore les activités agricoles¹¹⁻¹⁶. Pour les bassins versants étudiés, où la présence d'activités liées à l'industrie minière est faible, les activités agricoles et urbaines constituent les principales sources de contamination susceptibles d'augmenter les concentrations de métaux dans les rivières.

Dans un rapport publié en 2017¹⁷, des modèles prédictifs ont démontré que l'utilisation du territoire pouvait prédire les concentrations de certains métaux pour plusieurs bassins versants du Québec méridional. À titre d'exemple, les concentrations médianes de cuivre et de nickel extractibles étaient expliquées en bonne partie par la proportion du territoire destinée à différentes cultures. Selon les mêmes modèles, les concentrations médianes de plomb extractible étaient expliquées principalement par la densité du réseau routier ayant pour source plausible le transport routier, mais aussi la présence d'anciens réseaux de tuyauterie en plomb. Malgré ces relations, l'influence de sources d'origine anthropique sur la concentration de la plupart des métaux à l'embouchure des cours d'eau s'avère modeste par rapport aux facteurs géologiques et pédologiques¹⁸. En effet, il a été relevé que la présence de métaux dans les rivières du sud-ouest du Québec résultait en grande partie de la vulnérabilité des bassins versants aux processus d'altération de la roche mère et d'érosion des sols¹⁹. Ce sont donc l'élévation, la topographie, la géologie et le type de couvert des bassins versants qui ont la plus grande influence sur les concentrations métalliques des cours d'eau²⁰⁻²¹.

Ainsi, les processus anthropiques amplifiant l'érosion et l'altération du socle rocheux, tels que l'agriculture²², seraient davantage à surveiller pour le Québec méridional. C'est d'ailleurs ce qui est observé pour la rivière Yamaska, qui a une forte occupation agricole sur son bassin versant et dont la station présente les plus grandes concentrations en métaux du suivi pour la période 2020-2022.

En ce qui concerne l'impact des changements climatiques sur les concentrations de métaux dans les cours d'eau du Québec, il repose principalement sur la modification du régime hydrique en raison de leurs effets sur les précipitations, la température et le couvert de neige^{23, 24}. Une altération de l'intensité et de la fréquence des périodes de crues et d'étiages a le potentiel d'affecter les concentrations de métaux des rivières en modifiant leur mobilité et leur dilution²⁵. En effet, une période d'étiage entraîne une augmentation des concentrations de métaux dissous par une diminution du pouvoir de dilution du cours d'eau. De la même façon, une rivière en étiage est plus sensible aux contaminants provenant de rejets urbains et industriels, menant à une augmentation des concentrations de métaux à proximité de ces derniers²⁶. En revanche, la diminution du courant liée aux étiages favorise une sédimentation des matières en suspension et, ainsi, une baisse des concentrations en métaux associés aux particules²⁵. Le scénario inverse, soit une augmentation de l'intensité et du nombre d'épisodes extrêmes de pluie²⁷, engendre une diminution des concentrations dissoutes par principe de dilution. Aussi, un ruissellement de surface et des crues plus intenses augmentent les concentrations de matières en suspension dans les cours d'eau et, ainsi, la sorption des métaux, causant une hausse des concentrations de métaux liés aux particules²⁵.

On peut également observer une augmentation des quantités de métaux migrant vers les milieux aquatiques par une intensification de l'érosion des rives et du lit des cours d'eau, par un entraînement de métaux

associés à des particules de sol et par une remobilisation des sédiments²⁵. Les feux de forêt peuvent aussi mener à une augmentation des flux de métaux du milieu terrestre vers les milieux aquatiques, par la lixiviation des métaux traces associés à la matière organique²⁸. Comme les projections prévoient un accroissement de la fréquence et de l'intensité de ces feux²⁹, leurs conséquences sur les concentrations de métaux en rivières sont à surveiller, particulièrement pour les régions les plus susceptibles aux incendies.

De plus, les changements climatiques ont le potentiel d'affecter la toxicité des métaux en modulant leur biodisponibilité par la modification de caractéristiques physicochimiques de l'eau². Une augmentation des concentrations de COD, une acidification des eaux, une altération des températures, une diminution de l'oxygène dissous ou une transition d'une fraction à l'autre (c'est-à-dire particulière à dissoute, ou vice versa) en sont quelques exemples^{2, 26, 30}.

Donc, bien que les effets des changements climatiques sur la contamination métallique des cours d'eau restent incertains, le Québec enregistre depuis plusieurs années différents événements météorologiques et climatiques exceptionnels³¹. Si ces tendances se maintiennent, elles pourraient influencer les concentrations futures de métaux mesurées dans les rivières québécoises, de même que leur toxicité.



Pour en savoir plus

[Suivi des métaux – Atlas de l'eau](#)

Bibliographie

1. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2024). *Critères de qualité de l'eau de surface*, [En ligne], [http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp].
2. de **PAIVA MAGALHÃES, D., da COSTA MARQUES, M. R., FERNANDES BAPTISTA, D., et D. FORSIN BUSS** (2015). « Metal bioavailability and toxicity in freshwater », *Environmental Chemistry Letters*, vol. 13, p. 69-87. doi : 10.1007/s10311-015-0491-9.
3. **GHEORGHE, S., STOICA, C., VASILE, G. G., NITA-LAZAR, M., STANESCU, E., et I. E. LUCACIU** (2017). « Metals toxic effects in aquatic ecosystems: Modulators of water quality », *Water quality*, vol. 87, p. 59-89. doi : 10.5772/65744.
4. **ARBILDUA, J. J., VILLAVICENCIO, G., URRESTARAZU, P., OPAZO, M., BRIX, K. V., ADAMS, W. J., et P. H. RODRIGUEZ.** (2017) « Effects of Fe (III) on *Pseudokirchneriella subcapitata* at circumneutral pH in standard laboratory tests is explained by nutrient sequestration », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 36(4), 2017, p. 952-958. doi : 10.1002/etc.3609.
5. **GENSEMER, R. W., et R. C. PLAYLE** (1999). « The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments », *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 29(4), p. 315-450. doi : 10.1080/10643389991259245.
6. **LINTON, T. K., PACHECO, M. A. P., McINTYRE, D. O., CLEMENT, W. H., et J. GOODRICH-MAHONEY** (2007). « Development of bioassessment-based benchmarks for iron », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 26(6), p. 1291-1298. doi : 10.1897/06-431.1.
7. **JOHN, D. A., et J. S LEVENTHAL** (1995). « Bioavailability of metals », dans E. A. du BRAY. Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models, [Denver], U.S. Geological Survey, p. 10-18.
8. **ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA** (2021). *Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement : cuivre*, [En ligne], [<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/recommandations-federales-qualite-environnement-cuivre.html>].
9. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2014), *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques au Québec*, [Fichier PDF], p. 109-110 [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2014.pdf>].
10. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, [Fichier PDF], p. 195-200 [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf>].
11. **LIU, Q., XU, X., LIN, L., BAI, L., YANG, M., WANG, W., WU, X., et D. WANG** (2024). « A retrospective analysis of heavy metals and multi elements in the Yangtze River Basin: Distribution characteristics, migration tendencies and ecological risk assessment », *Water Research*, vol. 254(1), 121385, doi : 10.1016/j.watres.2024.121385.
12. **ST-HILAIRE, A., DUCHESNE, S., et A. N. ROUSSEAU** (2015). « Floods and water quality in Canada: A review of the interactions with urbanization, agriculture and forestry », *Canadian Water Resources Journal*, vol. 41(1-2), p. 273-287, doi : 10.1080/07011784.2015.1010181.
13. **SMITH, T. B., et P. N. OWENS** (2014). « Individual and cumulative effects of agriculture, forestry and metal mining activities on the metal and phosphorus content of fluvial fine-grained sediment; Quesnel River Basin, British Columbia, Canada », *Science of the Total Environment*, vol. 496(15), 2014, p. 435-442, doi : 10.1016/j.scitotenv.2014.07.014.
14. **CISZEWSKI, D., et T.M. GRYAR** (2016). « A review of flood-related storage and remobilization of heavy metal pollutants in river systems », *Water Air & Soil Pollution*, vol. 227, 239, doi : 10.1007/s11270-016-2934-8.
15. **DAS, B., NORDIN, R., et A. MAZUMBER** (2009). « Watershed land use as a determinant of metal concentrations in freshwater systems », *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 31, p. 595-607, doi : 10.1007/s10653-008-9244-z.
16. **VAREDA, J. P., VALENTE, A. J. M., et L. DURÃES** (2019). « Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review », *Journal of Environmental Management*, vol. 246, p. 101-118, doi : 10.1016/j.jenvman.2019.05.126.
17. **HÉBERT, S.** (2017). *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs pour les métaux*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [Fichier PDF], 19 p. [<https://environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Qualite-Territoire-Metaux.pdf>]
18. **MAYER, T., et E. DELOS REYES** (1996). « Phosphorus and Metal Contaminant Transport in Two Southern Ontario Rivers: the Grand River and its Tributary, the Nith River ». *Water Quality Research Journal*, vol. 31(1), p. 119-152, doi : 10.2166/wqrj.1996.008.



19. **DUCHEMIN, M., et S. HÉBERT** (2014). *Les métaux dans les rivières du sud-ouest du Québec (2008-2011)*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [Fichier PDF], 24 p. [<http://environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/metaux-rivieres.pdf>].
20. **FREI, M., BIELERT, U., et H. HEINRICHS** (2000). « Effects of pH, alkalinity and bedrock chemistry on metal concentrations of springs in an acidified catchment ». *Chemical Geology*, vol. 170(1-4), p. 221-242, doi : 10.1016/S0009-2541(99)00249-1.
21. **YOON, V. K., et E. D. STEIN** (2008). « Natural Catchments as Sources of Background Levels of Storm-Water Metals, Nutrients, and Solids », *Journal of Environmental Engineering*, vol. 134(12), p. 961-973, doi : 10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134 :12(961).
22. **CHOW, L., XING, Z., BENOY, G., REES, H. W., MENG, F., JIANG, Y., et J. L. DAIGLE** (2011). « Hydrology and water quality across gradients of agricultural intensity in the Little River watershed area, New Brunswick, Canada », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 66(1), p. 71-84, doi : 10.2489/jswc.66.1.71.
23. **CENTRE D'EXPERTISE HYDRIQUE DU QUÉBEC (CEHQ)** (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional : impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*, [Fichier PDF], 81 p. [https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf].
24. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, édition 2015*. Québec, [Fichier PDF], 415 p. [<https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>].
25. **Van VLIET, M. T. H., Thorslund, J., STOKAL, M., HOFSTRA, N., FLÖRKE, M., MACEDO, H. E., NKWASA, A., TANG, T., KAUSHAL, S. S., KUMAR, R., van GRIENSVEN, A., BOUWMAN, L., et L. M. MOSLEY** (2023). « Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes », *Nature Reviews Earth & Environment*, vol. 4, p. 687-702, doi : 10.1038/s43017-023-00472-3.
26. **WHITEHEAD, P. G., WILBY, R. L., BATTARBEE, R. W., KERNAN, M., et A. J. WADE** (2019). « A review of the potential impacts of climate change on surface water quality », *Hydrological Sciences Journal*, vol. 54(1), p. 101-123, doi : 10.1623/hysj.54.1.101.
27. **WESTRA, S., FOWLER, H. J., EVANS, J. P., ALEXANDER, L. V., BERG, P., JOHNSON, F., KENDON, E. J., LENDERINK, G., et N. M. ROBERTS** (2014). « Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall », *Reviews of Geophysics*, vol. 52(3), p. 522-555, doi : 10.1002/2014RG000464.
28. **RAOELISON, O. D., VALENCA, R., LEE, A., KARIM, S., WEBSTER, J. P., POULIN, B. A., et MOHANTY, S. K.** (2023). « Wildfire impacts on surface water quality parameters: Cause of data variability and reporting needs ». *Environmental Pollution*, vol. 317, 120713, doi : 10.1016/j.envpol.2022.120713.
29. **OURANOS** (2024). *Feux de forêt : changements projetés*, [En ligne], [<https://www.ouranos.ca/fr/phenomenes-climatiques/feux-de-foret-changements-projetes>].
30. **GRAHAM, D. J., BIERKENS, M. F. P., et M. T. H. van VLIET** (2024). « Impacts of droughts and heatwaves on river water quality worldwide », *Journal of Hydrology*, vol. 629, 130590, doi : 10.1016/j.jhydrol.2023.130590.
31. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2024). *Faits saillants* [En ligne], [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/Faits-saillants>].



Pesticides dans le lac Saint-Pierre

État : Intermédiaire

Tendance : Amélioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Le suivi des pesticides réalisé par le ministère s'inscrit dans un contexte de mobilisation du gouvernement et du milieu de la recherche pour tenter d'expliquer certaines perturbations observées au lac Saint-Pierre, comme le déclin de la population de perchaudes et la transformation des herbiers aquatiques. De 2017 à 2022, trois sites ont été échantillonnés deux fois par semaine durant la période estivale. Ainsi, près de 250 échantillons ont été analysés pour vérifier la présence d'une centaine de pesticides dans les eaux peu profondes du lac.

Une cote de qualité, de « bonne » à « mauvaise », est attribuée à chaque site selon le nombre de pesticides détectés et la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau de surface pour la protection des espèces aquatiques. L'état global de l'indicateur est déterminé par la proportion des sites se situant dans l'une ou l'autre de ces catégories.

FIGURE 1 – Nombre de pesticides détectés aux stations échantillonnées dans le lac Saint-Pierre de 2017 à 2022 et fréquence de dépassement des CVAC

De 2017 à 2022, 27 pesticides ont été détectés dans l'eau échantillonnée aux trois stations situées dans le lac Saint-Pierre. Toutes ces stations montrent des dépassements des critères de vie aquatique chronique (CVAC) dans 1 % à 20 % des échantillons.

État et tendance

État

De 2017 à 2022, parmi une centaine de pesticides analysés, 27 ont été détectés dans les échantillons prélevés à trois stations situées dans les eaux peu profondes qui longent la rive sud du lac Saint-Pierre (figure 1). Les pesticides détectés le plus souvent durant l'été sont généralement ceux qui sont utilisés dans les cultures de maïs et de soya. Certains de ces pesticides dépassent les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques, le plus couramment utilisé étant le critère de vie aquatique chronique (CVAC)¹. Les trois stations suivies montrent des dépassements des CVAC dans 1 % à 20 % des échantillons dont l'amplitude va jusqu'à deux fois la valeur des CVAC. Bien qu'on observe une tendance à l'amélioration, la situation au lac Saint-Pierre se situe dans un état intermédiaire, compte tenu de la présence simultanée de plusieurs pesticides et des dépassements des CVAC constatés.



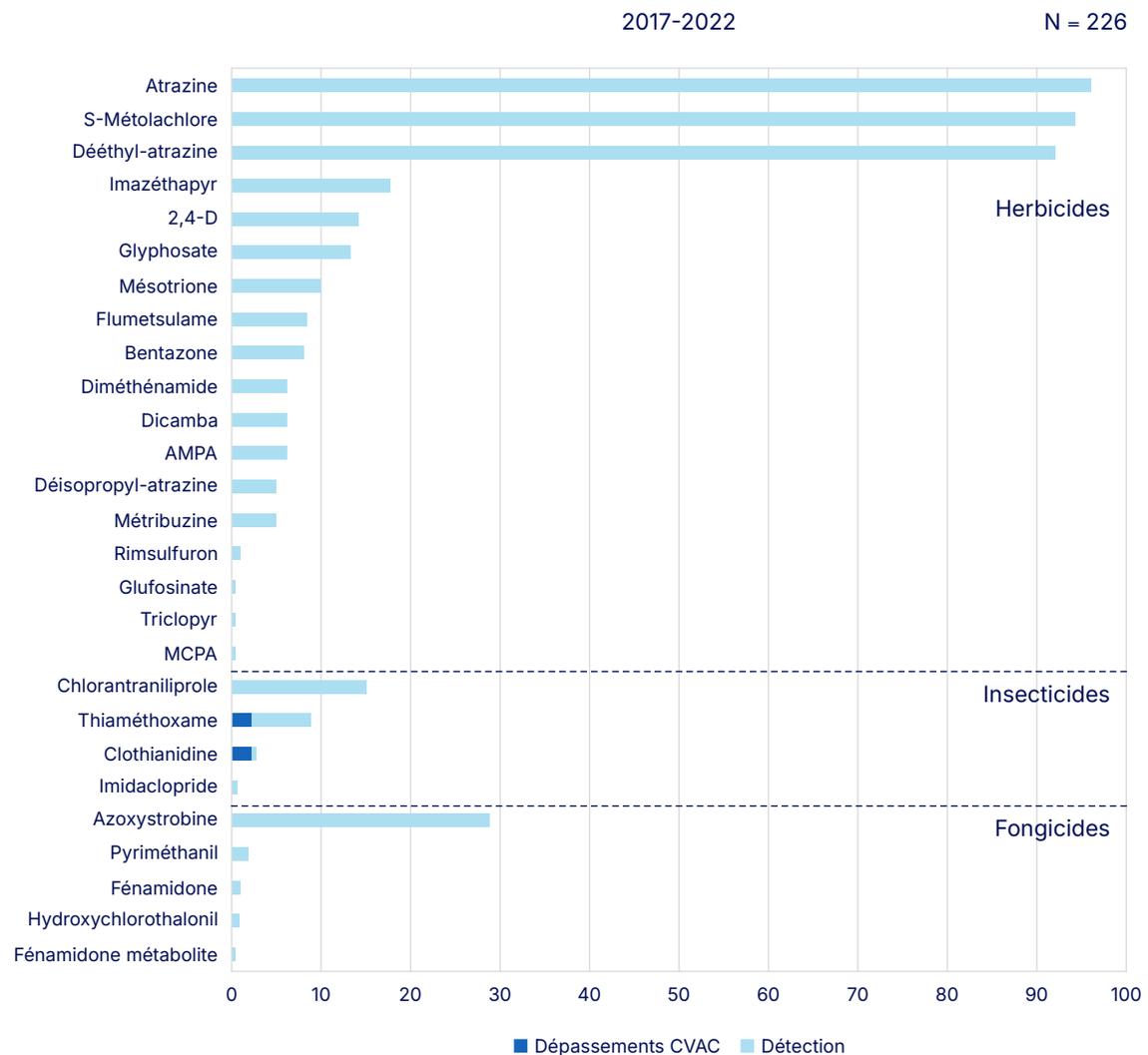
Herbicides : l'atrazine et le S-métolachlore sont omniprésents dans le lac Saint-Pierre (figure 2). En effet, pour l'ensemble des stations suivies, ces deux herbicides ont été retrouvés dans respectivement 96 % et 94 % des échantillons. Plusieurs autres herbicides, comme le glyphosate, l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) et l'imazéthapyr, sont également présents. C'est aussi le cas de produits de dégradation de l'atrazine (dééthyl-atrazine et désisopropyl-atrazine) et du glyphosate (AMPA).

Insecticides : le chlorantraniliprole a été détecté dans 15 % des échantillons. Pour leur part, les néonicotinoïdes ont été détectés dans 9 % des échantillons, le plus fréquent étant le thiaméthoxame (9 %), suivi de la clothianidine (3 %) et de l'imidaclopride (0,6 %). Seuls le thiaméthoxame et la clothianidine dépassent le CVAC, dans 2 % des échantillons.

Fongicides : l'azoxystrobine est le plus souvent détecté, soit dans 29 % des échantillons.

Les concentrations de pesticides mesurées au lac Saint-Pierre sont généralement plus faibles que celles qui sont observées dans les petits tributaires qui drainent des champs en culture². Cela s'explique par leur dilution plus importante dans cette grande étendue d'eau. Les concentrations observées au lac Saint-Pierre sont toutefois similaires à celles qui sont mesurées à l'embouchure des grands tributaires, tels que les rivières Yamaska, Saint-François et Nicolet³.

FIGURE 2 – Pesticides détectés, fréquence de détection et fréquence de dépassement des CVAC dans le lac Saint-Pierre



Les pesticides détectés le plus souvent dans le lac Saint-Pierre sont généralement ceux qui sont utilisés dans les cultures de maïs et de soya. Parmi ceux-ci, l'atrazine et le S-métolachlore ont été détectés dans plus de 94 % des échantillons. Seuls les insecticides néonicotinoïdes (thiaméthoxame et clothianidine) dépassent le critère de vie aquatique chronique (CVAC), soit dans 2 % des échantillons.



Tendance

Des campagnes d'échantillonnage pour documenter la présence de pesticides dans le lac Saint-Pierre ont également eu lieu au cours des étés 2014 et 2015². La comparaison du portrait obtenu entre 2017 et 2022 avec celui qui a été obtenu en 2014 et 2015 indique une tendance à l'amélioration dans le cas des fréquences de dépassement des CVAC. Cette amélioration est attribuable en partie au fait que la vente et l'utilisation des cinq pesticides les plus à risque doivent être, depuis 2018, prescrites et justifiées par un agronome. Les pesticides visés par cette exigence sont l'herbicide atrazine, les insecticides chlorpyrifos et trois néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame) utilisés notamment en enrobage de semences pour certaines cultures. Ces exigences réglementaires, combinées au travail des acteurs du milieu agricole, ont contribué à la diminution des ventes de la plupart de ces pesticides⁴.

La mise en œuvre des prescription et justification agronomiques a probablement eu un effet sur les concentrations d'atrazine mesurées dans le lac Saint-Pierre. En effet, bien que les fréquences de détection de cet herbicide demeurent élevées, les concentrations mesurées entre 2017 et 2022 sont plus faibles que celles qui ont été mesurées en 2014 et 2015. D'ailleurs, aucun dépassement du CVAC n'a été observé pour l'atrazine entre 2017 et 2022, alors que 5 % des échantillons présentaient des dépassements en 2014 et 2015. Dans le cas des néonicotinoïdes, leurs fréquences de détection et de dépassement du CVAC ont diminué entre les deux périodes étudiées. Le thiaméthoxame était observé dans 76 % des échantillons en 2014 et 2015, comparativement à 9 % entre 2017 et 2022. Pour sa part, la clothianidine est passée d'une fréquence de détection de 65 % en 2014-2015 à 3 % entre 2017 et 2022. Cette comparaison est impossible pour l'imidaclopride qui n'a pas été analysé en 2014 et 2015. En 2014 et 2015, les concentrations de

thiaméthoxame et de clothianidine dépassaient le CVAC dans 31 % et 26 % des échantillons respectivement. Entre 2017 et 2022, ces deux néonicotinoïdes dépassaient le CVAC dans 2 % des échantillons.

Pesticides dans les sédiments

Parallèlement aux suivis réalisés dans l'eau, le ministère a échantillonné, entre 2018 et 2021, des sédiments de différents milieux aquatiques pour y vérifier la présence de pesticides⁵. Seuls le glyphosate et l'AMPA ont été détectés dans les sédiments du lac Saint-Pierre. Les concentrations de glyphosate et d'AMPA dans les sédiments varient selon les sites. Elles sont plus élevées dans les sédiments des cours d'eau qui drainent des secteurs maraîchers ou de maïs et de soya, mais plus faibles dans les plus grands plans d'eau, comme le lac Saint-Pierre. Peu d'études ont été réalisées sur les effets des pesticides présents dans les sédiments sur les organismes aquatiques. Néanmoins, la présence de ces produits à la fois dans l'eau et les sédiments d'un milieu aquatique augmente l'exposition globale de ces organismes.

Pressions et changements climatiques

Le lac Saint-Pierre se caractérise par des milieux humides et des herbiers aquatiques propices à une grande diversité biologique. D'ailleurs, l'UNESCO le reconnaît comme une réserve mondiale de la biosphère. Plusieurs de ses tributaires sont situés dans des bassins versants à dominance agricole. De plus, des cultures qui utilisent plus intensivement les pesticides, comme celles du maïs et du soya, sont pratiquées dans sa plaine inondable.

En 2020, le territoire des tributaires du lac Saint-Pierre comprenait près de 900 000 hectares (ha) de terres agricoles, dont plus de 50 % (470 000 ha) étaient occupés par des cultures annuelles (maïs et soya)⁶. D'ailleurs, plus de 90 % de ces superficies en cultures de maïs et de soya se situent sur la rive sud du lac Saint-Pierre. De plus, dans la plaine inondable du lac, près de 3800 ha d'habitats fauniques (cultures pérennes et milieux naturels) ont été modifiés depuis 1950, principalement au profit des cultures de maïs et de soya⁷. Ces cultures occupent désormais plus de 5000 ha, ce qui représente 86 % des terres cultivées dans la plaine inondable.

Les pesticides utilisés sur les vastes superficies en grandes cultures dans les bassins versants en amont peuvent être transportés par les tributaires jusqu'au lac Saint-Pierre. D'ailleurs, la présence de pesticides dans les tributaires de la rive sud et de la rive nord du lac Saint-Pierre a déjà été documentée^{3, 8, 9, 10}. À titre d'exemple, du côté sud du lac, les rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet présentent des dépassements des CVAC dans 10 % à 78 % des échantillons. Du côté nord, les rivières Chaloupe, Bayonne et du Loup montrent des dépassements dans 45 % à 100 % des échantillons. À cela s'ajoutent les apports non négligeables provenant des petits cours d'eau drainant la plaine inondable du lac Saint-Pierre¹¹.

Le réchauffement climatique augmente l'intensité des précipitations et des crues, la sévérité des étiages et la température de l'eau. Ces changements, conjugués à ceux qui sont prévus dans le secteur agricole (nouveaux ennemis des cultures, allongement de la saison de production, expansion de certaines cultures) auront des répercussions sur la qualité de l'eau des tributaires agricoles et, par conséquent, sur le lac Saint-Pierre lui-même^{12, 13}. Des chercheurs¹⁴ anticipent d'ailleurs que ces modifications affecteront la biodiversité de cet écosystème déjà fragilisé.



Pour en savoir plus

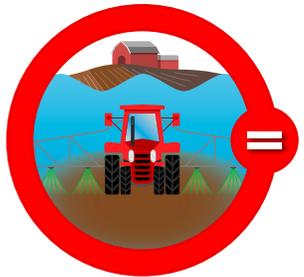
[Impact des pesticides sur la qualité de l'eau](#)

[Pesticides en eaux de surface – Atlas de l'eau](#)

[À savoir sur les pesticides](#)

Bibliographie

1. **MELCCFP** (2024). *Critères de qualité de l'eau de surface*, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.
2. **GIROUX, I.** (2018). *État de situation sur la présence de pesticides au lac Saint-Pierre*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 26 p. et 4 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/etat-presence-pesticides.pdf>.
3. **GIROUX, I.** (2022). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya, 2018 à 2020*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 71 p. et 15 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/maïs_soya/rapport-maïs-soya-2018-2020.pdf.
4. **MELCCFP** (2024). *Bilan des ventes de pesticides au Québec : année 2022*, 11 p. et 8 annexes, [En ligne], <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/pesticides/bilan-ventes-pesticides-quebec.pdf>.
5. **GIROUX, I.** (2023). *Pesticides dans les sédiments de cours d'eau au Québec : échantillonnages exploratoires réalisés de 2018 à 2021*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 38 p. et 4 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides-sediments-echantillonnages-2018-2021.pdf>.
6. **MELCC** (2020). *Cartographie de l'utilisation du territoire du Québec 2020 : données de SIG [ArcMap, ESRI Canada]*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
7. **JOBIN, B., et P. BRODEUR** (2023). « Changements de l'occupation du sol de la plaine inondable du lac Saint-Pierre de 1950 à 2016 et perspectives pour la restauration des milieux naturels », *Le Naturaliste canadien*, vol. 147 (2), p. 14-26.
8. **GIROUX, I., HÉBERT, S., et D. BERRYMAN** (2016). « Qualité de l'eau du Saint-Laurent de 2000 à 2014 : paramètres classiques, pesticides et contaminants émergents », *Le Naturaliste canadien*, vol. 140 (2), p. 26-34.
9. **GIROUX, I.** (2019). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya, 2015 à 2017*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 64 p. et 6 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/maïs_soya/portrait2015-2017/index.htm.
10. **GIROUX, I.** (2015). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya, 2011 à 2014*, Québec, ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 47 p. et 5 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/maïs_soya/portrait2011-2014/index.htm.
11. *Atlas de l'eau*, [En ligne], [Atlas de l'eau \(arcgis.com\)](#).
12. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, Partie 2 : Vulnérabilités, impacts, et adaptation aux changements climatiques*, 234 p., [En ligne], <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>.
13. **ALBERTI-DUFORT, A., BOURDUAS CROUHEN, V., DEMERS-BOUFFARD, D., HENNIGS, R., LEGAULT, S., CUNNINGHAM, J., LARRIVÉE, C., et OURANOS** (2022). *Chapitre 2 dans Le Canada dans un climat en changement : le rapport sur les perspectives régionales*, 127 p., [En ligne], [https://changingclimate.ca/regional-perspectives/fr/chapitre/2-0/Chapitre sur la Québec – Rapport sur les perspectives régionales \(changingclimate.ca\)](https://changingclimate.ca/regional-perspectives/fr/chapitre/2-0/Chapitre sur la Québec – Rapport sur les perspectives régionales (changingclimate.ca)).
14. **DULUDE, A.M.** (2016). *Impacts du réchauffement climatique sur le lac Saint-Pierre*, Coopérative de solidarité de la réserve de la biosphère du lac Saint-Pierre, 28 p.



Pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole

État : Mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Chaque année, de mai à septembre, le ministère échantillonne des cours d'eau de régions agricoles du Québec pour vérifier la présence de pesticides. Un réseau permanent de suivi, composé de dix stations échantillonnées deux fois par semaine, a été mis en place dans des cours d'eau à proximité de cultures qui utilisent plus intensivement les pesticides. Les cultures ciblées sont celles du maïs et du soya, les cultures maraîchères, de pommes de terre et de vergers. De 2017 à 2022, en plus de ceux du réseau permanent, 30 autres cours d'eau ont été échantillonnés hebdomadairement pour documenter la présence de pesticides dans d'autres secteurs agricoles du Québec. Ainsi, ce sont plus de 1500 échantillons qui ont été analysés pour vérifier la présence d'une centaine de pesticides.

Une cote de qualité, de « bonne » à « mauvaise », est attribuée à chaque site selon le nombre de pesticides détectés et la fréquence des dépassements des critères de qualité de l'eau de surface pour la protection des espèces aquatiques. L'état global de l'indicateur est déterminé par la proportion des sites se situant dans l'une ou l'autre de ces catégories.

FIGURE 1 – Nombre de pesticides détectés aux stations échantillonnées de 2017 à 2022 et fréquence de dépassement des CVAC

De 4 à 53 pesticides sont détectés dans les cours d'eau échantillonnés depuis 2017. Parmi les 40 cours d'eau échantillonnés, 22 montrent des dépassements des critères de vie aquatique chronique (CVAC) dans plus de 50 % des échantillons.

État et tendance

État

Les fréquences et amplitudes de dépassement des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques, combinées à la présence simultanée de nombreux pesticides, continuent de poser un risque pour les espèces aquatiques et la biodiversité de la majorité des cours d'eau suivis. La situation générale se maintient donc dans un mauvais état.

En effet, parmi la centaine de pesticides analysés, de 4 à 53 sont détectés dans les cours d'eau échantillonnés de 2017 à 2022 (figure 1). Le nombre de pesticides détectés et les concentrations mesurées dans un cours d'eau varient selon le type et la proportion en culture dans son bassin versant. Plusieurs pesticides sont généralement détectés en même temps dans l'eau du printemps à l'automne^{1 à 3}. Certains dépassent les critères de qualité pour la protection des espèces aquatiques, le principal utilisé étant le critère de vie aquatique chronique (CVAC)⁴. Selon le produit, l'amplitude des dépassements varie entre 2 et plus de 1000 fois la valeur du CVAC. Des 40 cours d'eau échantillonnés, 22 (56 %) montrent



des dépassements des CVAC dans plus de 50 % des échantillons, 6 (15 %) les dépassent dans 21 % à 50 % des échantillons, 7 (17 %) dans 1 % à 20 % des échantillons et 5 cours d'eau ne montrent aucun dépassement.

Certains pesticides, comme les herbicides atrazine, glyphosate et S-métolachlore, les insecticides néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) et diamides (chlorantraniliprole et cyantraniliprole) ainsi que le fongicide azoxystrobine sont omniprésents dans les cours d'eau du réseau permanent (figure 2). Les dépassements de CVAC sont attribuables principalement aux néonicotinoïdes et au chlorantraniliprole, peu importe le type de cultures environnantes.

MAÏS ET SOYA – Certains pesticides sont détectés dans presque tous les échantillons. Ce sont les herbicides S-métolachlore, glyphosate et son produit de dégradation (AMPA), imazéthapyr et atrazine, ainsi que l'insecticide chlorantraniliprole. Parmi les pesticides qui dépassent les CVAC, les néonicotinoïdes sont ceux qui le dépassent le plus souvent, soit dans 28 % à 46 % des échantillons.

CULTURES MARAÎCHÈRES – Parmi les pesticides les plus souvent détectés, on retrouve quatre herbicides (glyphosate et son produit de dégradation [AMPA], fluazifop-P, diméthénamide et linuron), cinq insecticides, soit des diamides (chlorantraniliprole et cyantraniliprole) et des néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame), ainsi que trois fongicides (azoxystrobine, boscalide et fénamidone). Les néonicotinoïdes dépassent le plus fréquemment le CVAC, soit dans 73 % à 98 % des échantillons.

VERGERS ET CULTURES MIXTES – Trois pesticides sont détectés dans plus de 90 % des échantillons, ce sont les herbicides S-métolachlore et bentazone ainsi que l'insecticide chlorantraniliprole. Parmi les pesticides qui dépassent le CVAC, le chlorantraniliprole est celui qui le dépasse le plus souvent, soit dans 43 % des échantillons, suivi de l'imidaclopride et du thiaméthoxame qui le dépassent dans 15 % à 19 % des échantillons.

POMMES DE TERRE – Les pesticides détectés le plus fréquemment sont le S-métolachlore, le chlorantraniliprole, le thiaméthoxame, la clothianidine, l'imidaclopride et l'azoxystrobine. Les néonicotinoïdes dépassent le plus souvent le CVAC, soit dans 92 % à 100 % des échantillons, suivis du chlorantraniliprole (19 %).

Tendance

Depuis le début de l'échantillonnage pour les pesticides en 1992, des changements sont perceptibles quant à leur présence dans les cours d'eau du Québec. Toutefois, le portrait global se maintient.

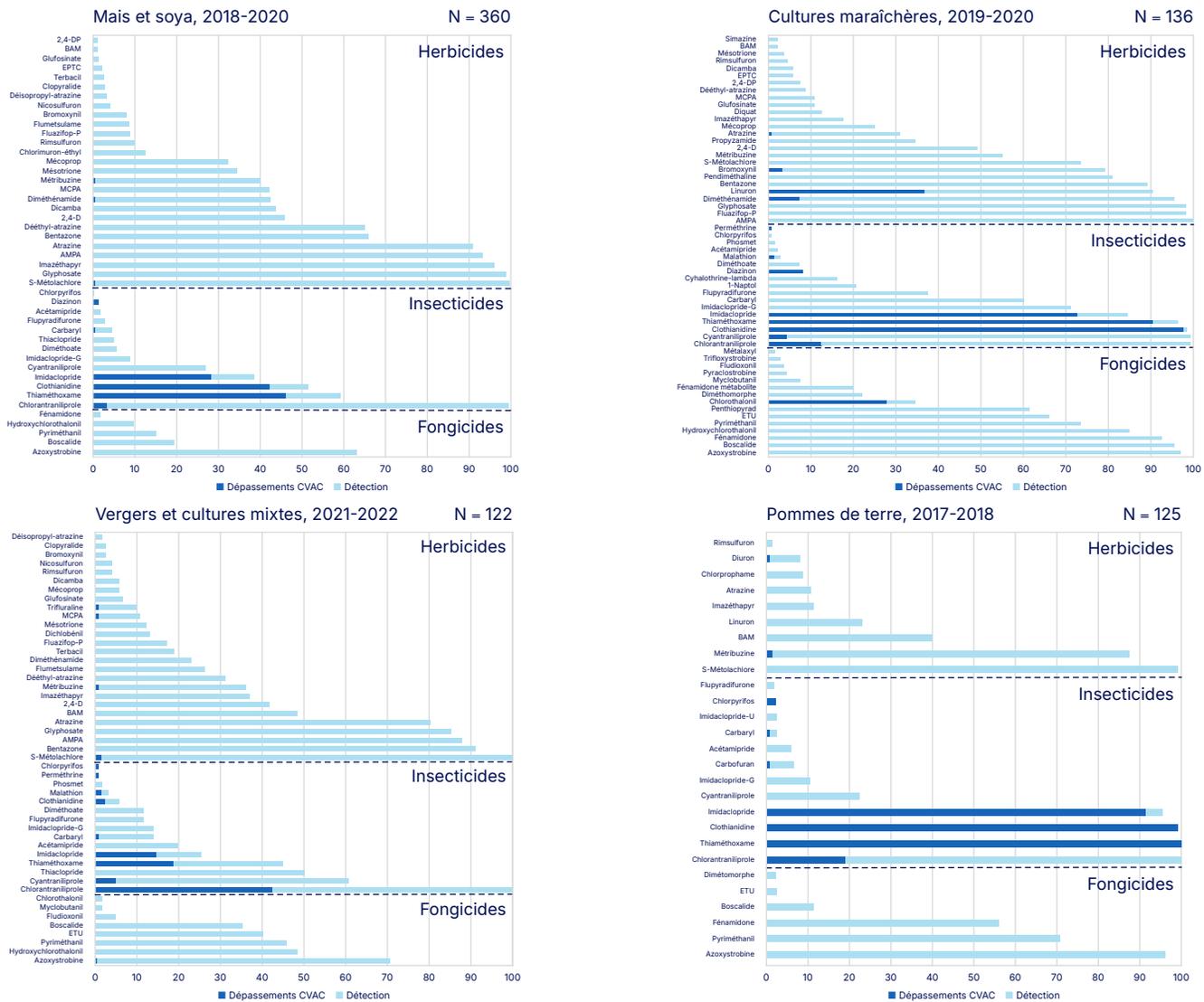
Ces dernières années, les changements observés sont attribuables en partie au fait que la vente et l'utilisation des cinq pesticides les plus à risque doivent être, depuis 2018, justifiées et prescrites par un agronome⁵. Les pesticides visés sont l'herbicide atrazine, les insecticides chlorpyrifos et trois néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame) utilisés notamment en enrobage de semences pour certaines cultures. Ces exigences réglementaires, combinées au travail des acteurs du milieu agricole, ont contribué à la diminution des ventes de ces pesticides⁶. Quoique certains de ces pesticides soient encore très présents dans les cours d'eau, la mise en œuvre de ces exigences a également contribué à diminuer leurs concentrations. Dans le cas des néonicotinoïdes, bien qu'ils demeurent responsables d'une proportion importante des dépassements de CVAC, une réduction graduelle des fréquences de dépassement est observée après 2018. On note aussi une nette diminution des dépassements du CVAC pour le chlorpyrifos, particulièrement dans les cours d'eau de secteurs en cultures maraîchères.

Toutefois, une augmentation des détections, des concentrations et des dépassements de CVAC est observée pour les insecticides diamides, des produits de remplacement potentiel aux néonicotinoïdes. Mentionnons que, depuis le 1^{er} janvier 2025, les exigences de la justification et de la prescription agronomiques s'appliquent à l'ensemble des semences enrobées d'insecticides, dont ceux de la famille des diamides.

Pesticides dans les sédiments

Parallèlement aux suivis réalisés dans l'eau, le ministère a échantillonné, entre 2018 et 2021, des sédiments de différents milieux aquatiques pour vérifier la présence de pesticides⁷. Le glyphosate a été détecté dans les sédiments de l'ensemble des cours d'eau échantillonnés. Les autres pesticides détectés l'ont été principalement dans les sédiments de cours d'eau de secteurs en cultures maraîchères. Peu d'études ont été réalisées sur les effets des pesticides présents dans les sédiments sur les organismes aquatiques. Néanmoins, la présence de ces produits à la fois dans l'eau et les sédiments d'un cours d'eau augmente l'exposition globale de ces organismes.

FIGURE 2 – Pesticides détectés, fréquence de détection et fréquence de dépassement des CVAC dans les cours d'eau du réseau permanent de suivi (%)



Plusieurs pesticides ont été détectés dans les 10 cours d'eau du réseau permanent de suivi. Certains herbicides, insecticides et fongicides sont omniprésents. Quelques pesticides, en particulier les insecticides néonicotinoïdes et le chlorantraniliprole, sont mesurés à des concentrations qui dépassent les critères de vie aquatique chronique (CVAC).



ENCART

Pesticides dans les eaux souterraines en milieu agricole

Dans le cadre de la *Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021*, le gouvernement du Québec a procédé à l'échantillonnage de puits individuels afin d'approfondir ses connaissances sur la présence de pesticides dans les eaux souterraines de secteurs agricoles. Pour ce faire, une approche par type de culture a été privilégiée, ciblant les cultures maraîchères, les vergers, vignes et petits fruits, les cultures de maïs et de soya ainsi que la culture de pommes de terre.

Ainsi, entre 2012 et 2022, 329 puits en milieu agricole ont été échantillonnés, ces derniers appartenant à des productrices et producteurs agricoles ou encore à des citoyennes et citoyens demeurant à proximité des cultures. Les prélèvements y ont été effectués une seule fois, généralement à l'automne.

La présence d'au moins un des pesticides analysés a été détectée dans l'eau de 147 puits, ce qui représente 45 % des puits échantillonnés.

Il importe de souligner que les concentrations mesurées sont faibles et respectent largement les normes québécoises de qualité de l'eau potable ou les valeurs de référence pour protéger la santé.

Le tableau suivant illustre la proportion des puits échantillonnés qui contiennent des pesticides selon le type de culture à proximité.

Tableau 1 – Proportion des puits avec des pesticides par type de culture

Année d'échantillonnage	Type de culture	Nombre de puits échantillonnés	Puits avec pesticides	
			Nombre	Pourcentage
2012 et 2013	Cultures maraîchères	42	7	17 %
2013 et 2014	Vergers, vignes et petits fruits	61	35	57 %
2015 et 2016	Cultures de maïs et de soya	52	7	13 %
2017 et 2018	Culture de pommes de terre	53	35	66 %
2019, 2020, 2021 et 2022	Petits fruits	121	63	52 %
Total		329	147	45 %

Parmi la quarantaine de pesticides retrouvés dans les puits échantillonnés, les principaux sont les insecticides néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) et le chlorantraniliprole, ainsi que les herbicides hexazinone, 2,6-dichlorobenzamide et S-métolachlore. Mentionnons que depuis 2018, la vente et l'utilisation de ces trois néonicotinoïdes pour un usage en champ ou en enrobage des semences pour certaines cultures doivent être prescrites et justifiées au préalable par un agronome. Ces exigences réglementaires combinées au travail des acteurs du milieu agricole ont contribué à la diminution des ventes de ces néonicotinoïdes¹. Par ailleurs, à compter du 1^{er} janvier 2025, ces exigences s'appliqueront à l'ensemble des semences enrobées d'insecticides, dont ceux de la famille des diamides (ex. chlorantraniliprole).



© Caroline Anderson

Les secteurs en culture de pommes de terre ainsi que ceux de vergers, vignes et petits fruits présentent une proportion plus importante de puits avec détection de pesticides. Cela peut notamment s'expliquer par la nature des sols. En effet, l'eau de pluie s'infiltre plus rapidement dans les sols sableux, qui caractérisent les secteurs en culture de pommes de terre et de fruits, entraînant des pesticides vers les nappes d'eau souterraine. En contrepartie, l'eau a tendance à ruisseler sur les sols limoneux ou argileux, qui caractérisent les secteurs en cultures maraîchères ou de maïs et de soya. Les nappes souterraines y sont donc généralement mieux protégées contre l'infiltration des pesticides appliqués en surface. Une multitude d'autres facteurs peuvent influencer la contamination des eaux souterraines par les pesticides en milieu agricole, tant à l'échelle régionale que locale. Afin d'en savoir plus sur ces facteurs et les impacts des changements climatiques, il est possible de consulter la fiche *Pesticides dans les eaux souterraines en milieu agricole* dans l'édition 2020 du Rapport sur l'eau.



Pressions et changements climatiques

La plupart des producteurs de cultures destinées à la commercialisation utilisent des pesticides. Le bilan des ventes de pesticides pour l'année 2022⁶ rapporte des ventes de cinq millions de kilogrammes d'ingrédients actifs, dont 77 % sont utilisés en agriculture. Les cultures ciblées pour le suivi dans les cours d'eau sont celles qui utilisent le plus intensivement les pesticides, soit en raison des vastes superficies traitées, comme dans le cas des cultures de maïs et de soya, soit en raison du grand nombre de traitements pendant la saison de production, comme dans les cultures maraîchères, les pommes de terre ou les vergers.

Les cultures de maïs et de soya sont omniprésentes dans plusieurs régions du Québec. En 2022, la culture du maïs couvrait 361100 hectares (ha) et celle du soya, 386800 ha⁸. Compte tenu des vastes superficies traitées, les herbicides et les insecticides utilisés exercent une pression sur les milieux aquatiques voisins. L'utilisation du maïs et du soya génétiquement modifié a entraîné un accroissement de l'usage du glyphosate par les producteurs. De plus, l'arrivée des semences de maïs et de soya traitées aux insecticides néonicotinoïdes et diamides a fait augmenter l'utilisation de ces produits sur le territoire agricole¹. Dans les grandes cultures, les herbicides sont généralement appliqués en début de saison de production, alors que les cultures sont peu développées et que les champs sont pratiquement dénudés. Les pluies qui surviennent à ce moment peuvent causer du ruissellement de surface susceptible d'entraîner ces pesticides vers les cours d'eau environnants. Les insecticides présents sur les semences sont incorporés au sol au moment

du semis. Les résidus à la surface ou dans le sol peuvent aussi être entraînés vers les cours d'eau par les eaux de ruissellement ou de drainage⁹.

Les cultures maraîchères occupent une superficie d'environ 40000 ha¹⁰, les vergers 5000 ha¹¹ et les pommes de terre 19000 ha¹². De nombreux légumes différents sont cultivés au Québec, mais les principaux sont le maïs sucré, les pois verts, les haricots, les carottes, les laitues, les choux, les oignons et les brocolis¹³. La région de la Montérégie, en particulier le secteur des « terres noires », représente près de 60 % des superficies en production de légumes. Que ce soient des herbicides, des insecticides ou des fongicides, les produits utilisés sont variés et les applications pour combattre les nombreux ennemis des cultures peuvent être multiples au cours d'une saison de production. Dans les vergers, les produits utilisés sont surtout des insecticides et des fongicides. Afin d'optimiser l'usage des traitements phytosanitaires, des services-conseils et des outils ont été mis en place pour aider les pomiculteurs à prévoir le moment des infestations par les insectes et les maladies. Néanmoins, en régie traditionnelle, les vergers peuvent recevoir de nombreux traitements par année. Pour sa part, la culture des pommes de terre a connu plusieurs changements au cours de la dernière décennie. Alors qu'auparavant la pomme de terre était cultivée surtout en rotation avec des céréales, elle est maintenant souvent en rotation avec le maïs, une culture également utilisatrice de pesticides¹⁴.

En milieu agricole, les changements climatiques accentueront la contamination des cours d'eau par les pesticides. D'une part, la hausse des températures favorisera de nouveaux ennemis des cultures en provenance de régions plus au sud du continent et augmentera la pression exercée par ceux qui sont déjà présents au Québec¹⁵ et ¹⁶. Par exemple, certains insectes ravageurs arriveront plus tôt en saison, connaîtront un développement plus rapide et pourront

ainsi donner lieu à un plus grand nombre de générations durant la saison estivale. Cette situation augmentera l'usage des pesticides et, par conséquent, la contamination des cours d'eau. D'autre part, l'allongement de la saison de production sera favorable à certaines cultures, comme celles du maïs et du soya. Une saison de production plus longue augmentera le nombre d'applications de pesticides et, ainsi, l'étendue de la période de contamination des cours d'eau. De plus, ces nouvelles conditions climatiques permettront l'expansion de certaines cultures dans des secteurs plus au nord du Québec. Cela aura pour effet d'étendre la contamination des cours d'eau par les pesticides à des régions jusque-là moins touchées. Finalement, des pluies plus fréquentes et intenses favoriseront le ruissellement de surface et le transport de pesticides vers les cours d'eau.

Pour en savoir plus

[Suivi des pesticides dans les rivières](#)

[Impact des pesticides sur la qualité de l'eau](#)

[Pesticides en eaux de surface – Atlas de l'eau](#)

[À savoir sur les pesticides](#)

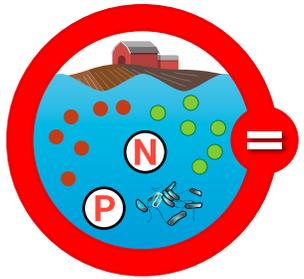


Bibliographie

1. **GIROUX, I.** (2022). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya de 2018 à 2020*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 71 p. et 15 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/maïs_soya/rapport-maïs-soya-2018-2020.pdf.
2. **GIROUX, I.** (2017). *Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec : zones de vergers et de cultures maraichères, 2013 à 2016*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 47 p. et 3 annexes, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/pesticides/verges-maraicheres/pesticides-eau-vergers-maraicher.pdf.
3. **GIROUX, I., et A. Bolduc** (2020). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : portrait dans des zones en culture de pommes de terre en 2017 et 2018*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 44 p. et 5 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pomme_terre/rapport-pesticides-eau-pomme-terre-2017-2018.pdf.
4. **MELCCFP** (2024). *Critères de qualité de l'eau de surface*, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.
5. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Code de gestion des pesticides*, [En ligne], https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/P-9.3_%20r_%201.
6. **MELCCFP** (2024). *Bilan des ventes de pesticides au Québec – Année 2022*, 11 p. et 8 annexes, [En ligne], <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/pesticides/bilan-ventes-pesticides-quebec.pdf>.
7. **GIROUX, I.** (2023). *Pesticides dans les sédiments de cours d'eau au Québec : échantillonnages exploratoires réalisés de 2018 à 2021*, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 38 p. et 4 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides-sediments-echantillonnages-2018-2021.pdf>.
8. **INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC** (2023). *Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production, par regroupement de régions administratives, Québec, 2007-2023*, [En ligne], https://statistique.quebec.ca/fr/document/superficie-des-grandes-cultures-rendement-a-lhectare-et-production-par-regroupement-de-regions-administratives/tableau/superficie-des-grandes-cultures-rendement-a-lhectare-et-production-par-regroupement-de-regions-administratives#tri_cult=10
9. **CHRÉTIEN, F., GIROUX I., THÉRIAULT G., GAGNON P., et J. CORRIVEAU** (2017). « Surface runoff and subsurface tile drain losses of neonicotinoids and companion herbicides at edge-of-field », *Environmental Pollution*, vol. 224, p. 255-264.
10. **AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA** (2023). *Aperçu statistique de l'industrie des légumes de plein champ, 2022*, 39 p., [En ligne], https://agriculture.canada.ca/sites/default/files/documents/2023-07/field_vegetable_report_2022-fra.pdf.
11. **INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC** (2024). *Faits saillants de l'Enquête sur la mise en marché de la pomme au Québec : récolte 2022*, [En ligne], <https://statistique.quebec.ca/fr/document/faits-saillants-de-lenquete-sur-la-mise-en-marche-de-la-pomme-au-quebec/publication/enquete-pomme-quebec-recolte-2022>.
12. **INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC** (2024). *Statistiques principales sur la superficie, la production et les ventes de pommes de terre, Québec, 2001-2023*, [En ligne], <https://statistique.quebec.ca/fr/document/superficie-production-et-ventes-hors-secteur-de-pommes-de-terre-par-regroupement-de-regions-administratives-quebec/tableau/statistiques-principales-sur-la-superficie-la-production-et-les-ventes-de-pommes-de-terre-quebec>.
13. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2023). *Culture des légumes de champ*, [En ligne], <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/productions-agricoles/culture-legumes-champ>.
14. **GIROUX, I.** (2014). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : zones de vergers et de pommes de terre, 2010 à 2012*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 55 p. et 5 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pomme_terre/pesti-vergers.htm.
15. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, Partie 2 : Vulnérabilités, impacts, et adaptation aux changements climatiques*, 234 p., [En ligne], <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>.
16. **ALBERTI-DUFORT, A., BOURDUAS CROUHEN, V., DEMERS-BOUFFARD, D., HENNIGS, R., LEGAULT, S., CUNNINGHAM, J., LARRIVÉE, C., et OURANOS** (2022). Chapitre 2 dans *Le Canada dans un climat en changement : le rapport sur les perspectives régionales*, 127 p., [En ligne], [https://changingclimate.ca/regional-perspectives/fr/chapitre/2-0/Chapitre sur la Québec – Rapport sur les perspectives régionales \(changingclimate.ca\)](https://changingclimate.ca/regional-perspectives/fr/chapitre/2-0/Chapitre sur la Québec – Rapport sur les perspectives régionales (changingclimate.ca)).

Bibliographie de l'encart Pesticides dans les eaux souterraines en milieu agricole

1. **MELCCFP** (2024). *Bilan des ventes de pesticides au Québec – Année 2022*, 11 pages et 8 annexes. [En ligne] [Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2022 \(quebec.ca\)](#)



Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole

État : Mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

La qualité de l'eau de 22 cours d'eau en milieu agricole a été analysée. La qualité générale de chaque cours d'eau est évaluée à l'aide de l'[indice de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau \(IQBP₆\)](#)^{1, 2}, pour la période 2021-2023 de mai à octobre. L'IQBP₆ est calculé à partir des concentrations des six paramètres suivants : l'azote ammoniacal (NH₃-NH₄⁺), les nitrites-nitrates (ci-après appelés [nitrates](#)³), le phosphore total, les coliformes fécaux (CF), les matières en suspension (MES) et la chlorophylle α. L'[état global](#) de l'ensemble des 22 cours d'eau est déterminé par le pourcentage de stations dont l'IQBP₆ est de bonne qualité*.

Une analyse des fréquences de dépassements des critères de qualité de l'eau^{4, 5} ou des valeurs repères^{6, 7, 8, 9, 10, 11, 12} pour ces six paramètres, en plus de l'azote total dissous (ci-après appelé azote total) et de la turbidité, a été effectuée. Une analyse de leurs concentrations moyennes a également été effectuée. La période de mai à octobre ou d'avril à novembre, sauf pour les deux tributaires de la baie Missisquoi qui sont échantillonnés de janvier à décembre, a été retenue, selon l'usage à protéger.

La tendance générale des cinq dernières années est établie en comparant l'état global de la période 2021-2023 avec celui de la période 2015-2017. De plus, les

tendances dans l'évolution des concentrations de chaque cours d'eau ont été analysées pour la période de 2002-2023.

FIGURE 1 – Qualité générale de l'eau de 22 cours d'eau en milieu agricole évaluée à l'aide de l'IQBP₆ pour la période 2021-2023

Qualité générale de l'eau aux embouchures de 22 cours d'eau en milieu agricole selon les classes de qualité de l'IQBP₆ calculé pour la période 2021-2023 de mai à octobre.

* Il est à noter que, dans la précédente édition du Rapport sur l'eau (2020)¹³, l'état global incluait les classes d'IQBP₆ « bonne » et « satisfaisante ». Cette classification a été revue en utilisant uniquement la classe « bonne », par souci de cohérence avec les autres indicateurs du Rapport.

État et tendance

État

Les 22 cours d'eau sélectionnés correspondent à des sous-bassins versants des tributaires du fleuve Saint-Laurent, sauf les rivières Saint-Louis, Fouquette, Kamouraska et Mascouche, qui se déversent directement dans le fleuve. Deux de ces 22 cours d'eau transitent par un lac : la rivière Ticouapé afflue vers le lac Saint-Jean et la rivière aux Brochets s'écoule vers la baie Missisquoi du lac Champlain. La superficie drainée des bassins versants aux stations de qualité de l'eau varie de 55 à 1501 km². L'agriculture occupe entre 25 % et 80 % de leur territoire (tableau 1). Des prélèvements d'eau sont effectués chaque mois à leur embouchure, d'avril à novembre ou annuellement, selon la station. La couverture spatiale (figure 1) et la gamme d'occupation du territoire des bassins versants des stations (tableau 1) sont représentatives des cours d'eau à vocation agricole du sud du Québec.



Selon les résultats de l'IQBP₆^{1,2} pour la période 2021-2023 de mai à octobre (figures 1 et 2 et tableau 1), l'état global des 22 cours d'eau agricoles analysés est **mauvais**. En effet, aucun cours d'eau n'a une bonne qualité de l'eau, un seul a une qualité satisfaisante et quatre cours d'eau présentent une qualité douteuse. La majorité des cours d'eau (17 sur 22) ont une qualité de l'eau mauvaise ou très mauvaise.

Fréquences de dépassements des critères de qualité et des valeurs repères

Les paramètres dépassant le plus souvent les critères de qualité de l'eau^{4,5} ou les valeurs repères^{6,7,8,9,10,11,12} (tableau 1) pour l'ensemble des cours d'eau sont le phosphore total (83 %), l'azote total (77 %) et la turbidité (65 %).

Dans le cas du phosphore total, la vaste majorité des cours d'eau ont des valeurs qui dépassent fréquemment (65 % à 100 % des échantillons) le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (CVAC) (0,03 mg/l). La plupart se trouvent dans les basses-terres du Saint-Laurent. Les valeurs repères⁷ pour la chlorophylle α dans la colonne d'eau sont également dépassées fréquemment de mai à octobre à la plupart des stations.

Dans tous les cours d'eau échantillonnés, le critère de qualité pour les activités récréatives de contact direct (p. ex., baignade) des coliformes fécaux (CF) (200 UFC/100 ml) est dépassé dans 11 % à 72 % des échantillons. Seulement deux cours d'eau (rivières Kamouraska et L'Acadie) n'ont aucun dépassement du critère de qualité pour les activités récréatives de contact indirect (p. ex., pêche sportive) des CF (1 000 UFC/100 ml) (tableau 1). Par ailleurs, la valeur repère pour l'eau d'irrigation à des fins agricoles (100 UFC/100 ml)^{7,8,9,10,11} est dépassée dans tous les cours d'eau dans plus de 20 % des échantillons.

TABLEAU 1 – IQBP₆ et pourcentages de dépassements des critères de qualité et valeurs repères pour la période 2021-2023

N° station	Cours d'eau	IQBP ₆	Critères de qualité et valeurs repères											Superficie (km ²)	Milieux					
			CHLOA (4,75 µg/l) ²	CF (100 UFC/100 ml) ²	CF (200 UFC/100 ml) ³	CF (1 000 UFC/100 ml) ⁴	NH ₃ -NH ₄ ⁺ (0,2 mg N/l) ⁵	NH ₃ -NH ₄ ⁺ (variable) ⁶	Nitrates (3 mg N/l) ⁶	Azote total (1 mg/l) ²	Phosphore total (0,03 mg/l) ⁶	MES (13 mg/l) ²	Turbidité (5,2 UTN) ²		Agricole	Anthropique	Aquatique	Forestier	Humide	Coupe et régénération
			Dépassements (%)												Occupation (%)					
			Mai à octobre					Avril à novembre ¹												
Rive sud																				
02260002	Kamouraska	72	33	39	22	0	4	0	0	26	26	5	35	293	36,26	3,8	0,4	47,2	10,2	2,11
02E90001	Fouquette	30	44	24	12	9	0	0	39	100	65	9	35	71	62,0	8,6	0,01	20,4	8,1	0,93
02340034	Beaurivage	58	17	38	19	15	0	0	0	82	32	9	36	705	39,05	3,1	0,32	30,3	24,7	2,46
02340051	Bras d'Henri	34	47	38	25	5	5	0	5	100	68	5	23	165	56,73	1,2	0,13	17,0	23,2	1,69
03010038	des Pins	35	22	72	44	12	8	0	28	100	44	20	28	152	59,42	4,3	0,39	30,0	4,8	1,1
03030003	Noire	43	36	31	25	5	0	0	0	87	87	4	35	1501	47,2	4,7	0,63	32,7	13,4	1,33
03030038	Chibouet	20	25	31	19	5	0	0	65	70	96	14	43	162	80,64	2,9	0,31	7,0	9,0	0,1
03030096	à la Barbut	16	33	67	33	17	13	0	87	100	100	35	86	138	79,37	4,8	0,27	10,7	4,7	0,11
03040007	des Hurons	20	59	78	61	17	8	0	75	100	100	67	88	311	78,93	7,2	0,33	10,5	3,0	0,09
03040015	aux Brochets ¹	41	6	35	24	14	3	0	14	83	47	17	33	586	51,23	2,8	0,75	32,3	12,2	0,66
03040071	Morpions ¹	25	24	76	59	11	11	0	54	94	97	20	83	112	71,3	2,5	0,18	13,6	11,8	0,65
03040116	L'Acadie	18	56	28	17	0	0	0	58	71	96	25	62	381	75,1	6,0	0,24	7,9	10,5	0,21
03090002	des Anglais	4	47	41	29	9	0	0	9	64	95	4	41	677	51,27	2,9	0,58	32,4	12,5	0,39
03090046	Norton	0	44	50	39	4	22	4	35	96	100	4	43	220	58,07	3,2	0,24	24,8	13,3	0,36
03110003	Saint-Louis	34	35	38	19	10	5	0	18	55	100	91	95	166	79,16	3,2	0,78	7,5	9,2	0,16
Rive nord																				
04640003	Mascouche	30	41	76	53	17	12	0	21	100	100	71	100	404	49,08	21,2	0,48	21,2	7,77	0,24
05030114	des Envies	41	56	28	22	8	0	0	0	29	96	30	96	471	25,17	2,7	4,38	58,3	6,9	2,6
05040143	Niagarette	27	44	89	72	25	0	0	0	62	100	21	92	55	55,08	2,9	0,18	38,9	2,77	0,2
05220005	de l'Achigan	28	44	83	67	29	25	8	21	92	96	38	83	644	27,0	9,7	3,58	50,9	8,23	0,58
05220006	Saint-Esprit	37	41	59	41	9	0	0	17	52	96	61	96	216	41,09	8,1	1,09	41,8	7,07	0,9
06120001	Bédard	19	53	72	44	8	4	0	4	100	100	83	100	127	58,53	3,2	1,13	31,2	5,6	0,37
06200001	Ticouapé	28	61	22	11	4	0	0	0	30	91	52	96	618	46,91	1,9	1,33	28,8	16,6	4,47
Fréquence de dépassement moyenne			39	51	34	11	5	0,6	25	77	83	31	65							

Calculs issus des données de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique en considérant les mois de mai à octobre pour l'IQBP₆, les dépassements du critère de qualité de 200 UFC/100 ml (contact direct) et des valeurs repères de 100 UFC/100 ml (irrigation) pour les CF et de 4,75 mg/l pour la CHLOA, et les mois de janvier à décembre pour les dépassements des autres critères de qualité et valeurs repères, en 2021 à 2023.

1. Tributaires de la baie Missisquoi échantillonnés de janvier à décembre.
2. Valeur repère.
3. Critère pour activités récréatives de contact direct comme la baignade et la planche à voile.
4. Critère pour activités récréatives de contact indirect comme la pêche sportive et le canotage.
5. Critère pour la protection de l'eau brute d'approvisionnement.
6. Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique).

IQBP₆ médian, pourcentages de dépassements des critères de qualité et valeurs repères au cours de la période mai-octobre ou avril-novembre 2021-2023, sauf pour les deux tributaires de la baie Missisquoi qui sont échantillonnés de janvier à décembre, et occupation du territoire en 2020 des bassins versants de 22 cours d'eau en milieu agricole.

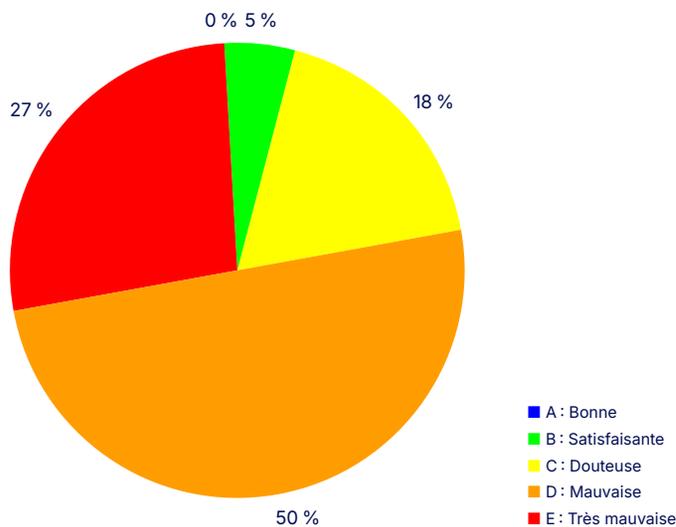
Classes de l'IQBP ₆		
Qualité	Code	Valeur
Bonne	■	≥ 80
Satisfaisante	■	≥ 60 à < 80
Douteuse	■	≥ 40 à < 60
Mauvaise	■	≥ 20 à < 40
Très mauvaise	■	< 20



Dans le cas de l'azote, le CVAC des nitrates (3 mg N/l) est dépassé régulièrement (21 % à 87 % des échantillons) dans dix cours d'eau. Le CVAC de l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$) est dépassé occasionnellement (4 % à 8 %) au ruisseau Norton et à la rivière de l'Achigan. Plus de la moitié des cours d'eau (56 %) dépassent parfois (4 % à 25 %) le critère de la protection de l'eau brute d'approvisionnement en eau potable pour l'azote ammoniacal (0,2 mg N/l). Au-dessus de cette valeur, le dosage de chlore doit être augmenté de façon importante. Le ruisseau Norton et la rivière des Hurons se démarquent, considérant que ce critère est dépassé dans environ le quart (22 % à 25 %) des échantillons. La valeur repère (1 mg/l) pour l'azote total, considérée comme étant indicatrice d'une problématique de surfertilisation⁶, est dépassée dans plus de la moitié des échantillons pour 86 % des cours d'eau.

Les valeurs repères⁶ pour la chlorophylle α (4,75 $\mu\text{g/l}$), les matières en suspension (MES) (13 mg/l) et la turbidité (5,2 UTN) sont dépassées fréquemment à la plupart des stations. Pour la turbidité, la plupart des stations (55 %) présentent des valeurs qui dépassent très souvent (plus de 62 % des échantillons) la valeur repère, dont deux stations qui la dépassent systématiquement.

FIGURE 2 – Qualité générale de l'eau selon l'IQBP₆ pour la période 2021-2023



Répartition de 22 cours d'eau en milieu agricole dans les classes de qualité de l'IQBP₆.

Concentrations moyennes annuelles

Les concentrations moyennes annuelles de phosphore total pour la période 2021-2023 dépassent le CVAC (0,03 mg/l) dans tous les cours d'eau, sauf la rivière Kamouraska (tableau 2). Celles de nitrates dépassent le CVAC (3 mg/l) dans six cours d'eau (Chibouet, à la Barbué, des Hurons, Morpions, L'Acadie et Norton). Les concentrations moyennes annuelles d'azote total dépassent la valeur repère (1 mg/l) à 19 stations. Celles des MES dépassent la valeur repère (13 mg/l) dans la moitié des cours d'eau, alors que les valeurs moyennes de turbidité dépassent la valeur repère (5,2 UTN) dans tous les cours d'eau.

En ce qui concerne les CF, la valeur repère (200 UFC/100 ml) nécessitant la mise en place d'un traitement additionnel au traitement conventionnel si une telle eau est utilisée comme source d'approvisionnement en eau potable, est dépassée pour 21 des 22 cours d'eau. Bien que ces cours d'eau ne servent pas directement d'approvisionnement en eau potable, plusieurs d'entre eux se jettent dans des rivières dont l'eau brute sert à la production d'eau potable. La rivière des Hurons, par exemple, se déverse dans le bassin de Chambly de la rivière Richelieu, où la ville de Carignan prélève de l'eau brute pour la production de son eau potable. Plus en aval, la ville de Sorel-Tracy prélève aussi son eau dans la rivière Richelieu. La diminution de la contamination microbienne à la source dans les cours d'eau en milieu agricole permettrait en outre de réduire le risque pour la santé dans le cadre de l'approche à barrières multiples.



TABLEAU 2 – Concentrations moyennes annuelles des paramètres de qualité de l'eau pour la période 2021-2023

N° station	Cours d'eau	Paramètre (critère de qualité ou valeur repère et unités)					
		CF (200 UFC/100 ml) ²	Nitrates (3 mg N/l) ³	Azote total (1 mg/l) ⁴	Phosphore total (0,03 mg/l) ³	MES (13 mg/l) ⁴	Turbidité (5,2 UTN) ⁴
		Moyenne – période d'avril à novembre 2021-2023 ¹					
Rive sud							
02260002	Kamouraska	266	0,6	1,0	0,025	4,3	5,5
02E90001	Fouquette	571	2,5	3,0	0,041	6,4	8,1
02340034	Beaurivage	1216	1,0	1,3	0,033	6,8	6,4
02340051	Bras d'Henri	886	2,3	2,8	0,064	7,6	7,0
03010038	des Pins	917	2,4	2,9	0,041	12,7	6,1
03030003	Noire	259	1,6	2,2	0,055	6,3	5,3
03030038	Chibouet	400	4,0	4,9	0,110	7,1	10,4
03030096	à la Barbue	1715	4,6	5,5	0,120	17,0	15,6
03040007	des Hurons	838	3,9	4,6	0,109	23,2	22,5
03040015	aux Brochets ¹	921	1,9	2,5	0,050	9,1	9,2
03040071	Morpions ¹	1287	3,4	4,2	0,115	17,8	17,7
03040116	L'Acadie	119	3,4	4,2	0,144	9,1	10,7
03090002	des Anglais	468	1,3	1,9	0,291	6,5	5,8
03090046	Norton	317	3,1	4,0	0,740	5,6	5,8
03110003	Saint-Louis	434	1,5	1,8	0,091	25,5	22,7
Rive nord							
04640003	Mascouche	1699	2,3	2,9	0,110	27,1	31,7
05030114	des Envies	772	0,5	0,8	0,072	22,7	21,7
05040143	Niagarette	1488	1,1	1,4	0,110	25,9	13,6
05220005	de l'Achigan	1534	2,3	2,9	0,088	20,3	18,6
05220006	Saint-Esprit	477	1,4	1,7	0,096	35,0	28,8
06120001	Bédard	750	2,0	2,6	0,112	28,0	25,4
06200001	Ticouapé	412	0,6	0,9	0,077	55,5	33,8
<i>Moyenne globale</i>		807	2,2	2,7	0,12	17	15

Calculs issus des données de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, basés sur la moyenne arithmétique des échantillons pour la période d'avril 2021 à novembre 2023. Dans le cas des CF, la moyenne mobile la plus élevée sur 12 mois consécutifs est utilisée aux tributaires de la baie Missisquoi. Aux autres stations, les huit mois échantillonnés consécutifs sont utilisés. L'absence de données de décembre à mars peut influencer le résultat. Les valeurs moyennes dépassant le critère ou la valeur repère sont en caractères gras.

1. Tributaires de la baie Missisquoi échantillonnés de janvier à décembre.
2. Valeur repère impliquant la mise en place d'un traitement additionnel au traitement conventionnel pour l'utilisation de l'eau comme source d'approvisionnement en eau potable.
3. Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique).
4. Valeur repère.

Concentrations moyennes des paramètres de qualité de l'eau (coliformes fécaux, nitrites-nitrates, azote total dissous, phosphore total, matières en suspension et turbidité) au cours de la période 2002-2023 à l'embouchure de 22 cours d'eau en milieu agricole.

Tendance

L'état global de la période 2021-2023 des 22 cours d'eau agricoles, basé sur l'IQBP₆, montre une **tendance au maintien** par rapport à l'état global observé six ans plus tôt, qui était également mauvais. En effet, pour la période 2015-2017, la proportion de rivières de qualité « bonne » était de 0 %, comme celle de la période 2021-2023.

Les tendances de la période de 2002-2023 montrent une hausse des concentrations en nitrates et une baisse des concentrations en CF, en azote ammoniacal, en phosphore total, en MES et de la turbidité à la majorité des stations (tableau 3). Une [sous-estimation des données de phosphore de 2012 à 2021](#) pourrait induire cette tendance à la baisse ou masquer une tendance à la hausse. En effet, si l'on considère seulement la période 2012-2021, 3 stations montrent une hausse, 13 stations aucune tendance significative et 6 stations, une baisse des concentrations de phosphore total. L'hydrologie peut aussi avoir un effet sur les tendances, notamment pour les paramètres fortement corrélés avec les débits, comme les MES et la turbidité⁶.

Les résultats de l'IQBP₆, les fréquences de dépassements des critères de qualité de l'eau et valeurs repères ainsi que les valeurs moyennes des paramètres suivis aux 261 stations du Réseau-rivières sont disponibles pour la période 2021-2023 dans l'*Atlas de l'eau*¹⁴.



TABLEAU 3 – Tendances dans les concentrations pour la période 2002-2023

Cours d'eau		CHLOA	CF	NH ₃ -NH ₄ ⁺	Nitrates	Azote total	P total ²	MES	Turbidité
		Pourcentage de changement de 2002 à 2023							
Rive sud									
02260002	Kamouraska	-30	-33	0	19	5	-34	0	-32
02E90001	Fouquette	24	-26	-19	54	35	-33	0	-16
02340034	Beaurivage	-3	-59	-25	35	9	-23	-22	-24
02340051	Bras d'Henri	15	-39	0	59	18	-47	-34	-43
03010038	des Pins	-18	-34	-15	77	44	-55	-30	-22
03030003	Noire	13	-22	-37	34	11	-28	-19	-40
03030038	Chibouet	30	-13	-52	28	11	-13	-49	-46
03030096	à la Barbué	-4	5	-18	70	46	-10	-16	-3
03040007	des Hurons	-27	-77	-74	45	-4	-34	-43	-49
03040015	aux Brochets ¹	-12	-79	-18	70	49	-34	0	-31
03040071	Morpions ¹	-15	-86	-47	87	40	-30	-52	-34
03040116	L'Acadie	-40	-67	-42	34	29	11	-38	-41
03090002	des Anglais	-16	7	-22	27	33	18	-39	-32
03090046	Norton	-53	-69	32	317	136	-12	-75	-54
03110003	Saint-Louis	83	-12	-32	-19	-26	-33	-38	-50
Rive nord									
04640003	Mascouche	-55	-55	-39	47	18	-31	-24	0
05030114	des Envies	10	-13	-36	27	9	2	-7	-8
05040143	Niagarette	-9	-85	-66	12	6	4	0	-16
05220005	de l'Achigan	-37	-39	80	224	148	-6	-19	-20
05220006	Saint-Esprit	-32	-23	-15	-47	-33	-14	-6	0
06120001	Bédard	-2	49	-39	122	74	-21	8	1
06200001	Ticouapé	-19	45	-18	8	0	-23	20	13
Toutes les stations	Moyenne	-9	-33	-23	60	30	-20	-22	-25
	Mediane	-13	-33	-24	40	18	-23	-20	-27
Nombre de stations selon la tendance									
Tendance	Baisse	6	15	15	2	2	14	13	17
	Non significative	13	5	5	7	10	8	9	5
	Hausse	3	2	2	13	10	0	0	0

1. Tributaires de la baie Missisquoi échantillonnés de janvier à décembre.
2. Un changement de méthode a entraîné une sous-estimation des données de phosphore de 2011 à 2021 qui pourrait affecter les tendances.

Tendance			Niveau de probabilité
Baisse	Hausse		
■	■	< 0,05	
■	■	≥ 0,05 et < 0,10	
■	■	≥ 0,10 et < 0,20	
■	■	≥ 0,20	
Non significative			

Tendances observées au cours de la période 2021-2023 dans les concentrations de 8 paramètres physicochimiques et bactériologique mesurés à l'embouchure de 22 cours d'eau en milieu agricole. Les valeurs inscrites dans les cellules correspondent aux pourcentages de variation⁶ entre 2002 et 2023. Une tendance n'a pas été considérée comme significative lorsque le niveau de probabilité était supérieur ou égal à 0,05⁶, 0,10 ou 0,20.

Pressions et changements climatiques

Pressions

Dans les bassins versants comportant une forte densité animale ou une proportion élevée de territoire agricole (tableau 1), notamment en cultures intensives, les cours d'eau sont davantage dégradés^{11, 15, 16}.

Les pressions agricoles proviennent notamment du stockage non étanche et de l'épandage des déjections animales, de l'épandage d'engrais minéraux et de matières résiduelles fertilisantes (biosolides), ainsi que de certaines cultures et pratiques culturales¹³. La présence dans les bassins versants en milieu agricole de résidences isolées, et, dans certains cas, de rejets d'eaux usées municipales ou d'industries agroalimentaires, constitue également une pression, qui s'ajoute à l'agriculture.

Stockage et épandage des déjections animales

Les déjections animales (engrais organiques), produites dans les bâtiments d'élevage, les pâturages et les aires d'alimentation du bétail, contiennent du phosphore, de l'azote, des microorganismes et des MES. Elles contiennent aussi d'autres contaminants, comme des hormones¹⁷, des antimicrobiens et des métaux, dont le cuivre et le zinc. Ces contaminants peuvent atteindre les cours d'eau par ruissellement ou par les eaux de drainage souterrain, en l'absence d'entreposage étanche ou à la suite de leur épandage sur des terres en culture. Sans entreposage étanche, environ 5 % du phosphore et 12 % de l'azote des déjections animales s'écoulent vers les cours d'eau^{18, 19, 20}. Un manque de capacité d'entreposage



augmente également les risques de débordements et entraîne l'épandage de déjections en dehors des périodes de croissance des cultures. En l'absence d'un traitement de désinfection, celles-ci contiennent également de fortes concentrations de CF et de microorganismes pathogènes. Ainsi, les cours d'eau dont le bassin versant a de fortes densités animales et humaines ont des concentrations élevées de CF^{11, 16} et une proportion plus élevée de bactéries résistantes aux antibiotiques²¹.

Épandage d'engrais minéraux et de matières résiduelles fertilisantes

L'apport de contaminants vers les cours d'eau augmente avec la quantité de fertilisants épandue, qu'ils soient organiques ou minéraux^{18, 22} et, dans le cas du phosphore, également avec la quantité déjà accumulée dans les sols^{18, 23}. Cette accumulation se produit quand la quantité de phosphore épandue excède la quantité prélevée par les plantes contenue dans la partie récoltée^{23, 24, 25}. Au Québec, cet enjeu de surfertilisation en phosphore est important, car les sols dans certaines régions en sont saturés^{23, 24}. De plus, cet enjeu s'accroît^{26, 27} malgré une légère baisse de l'utilisation d'engrais minéraux phosphatés depuis 2002^{27, 28}, ainsi qu'une légère baisse du contenu en phosphore des déjections porcines et de volailles avec une enzyme, la phytase⁶. Cette hausse du phosphore des sols augmente la pression sur les cours d'eau agricoles. Le faible recours au traitement des déjections animales pour en réduire les surplus^{6, 29} et le maintien d'apports élevés d'engrais minéraux phosphatés, notamment pour les grandes cultures, comme le maïs et le soya, contribuent à cette pression.

Pour l'azote, l'utilisation d'engrais minéraux azotés au Québec a augmenté d'environ 50 % de 2002 à 2023^{28, 30}, ce qui contribue à expliquer la hausse des concentrations de nitrates et d'azote total dans les cours d'eau agricoles durant cette période et possiblement

dans les eaux souterraines. Dans les cours d'eau, l'excès d'éléments nutritifs favorise la production excessive d'algues et de plantes aquatiques.

Pratiques culturales

Certaines pratiques de gestion des déjections animales, comme l'épandage en surface du sol ou à l'automne, augmentent les pertes d'azote ammoniacal et de phosphore, comparativement à l'incorporation des déjections au sol ou à l'épandage pendant la période de croissance des cultures^{18, 22, 31}. Comparativement à certaines pratiques alternatives, comme les cultures intercalaires ou pérennes, les pratiques culturales laissant le sol à nu favorisent également l'érosion du sol, donc des valeurs élevées de MES, de turbidité et de phosphore adsorbé aux particules de sol. Le drainage souterrain des terres agricoles accroît le transport des contaminants, notamment celui des plus solubles, comme les nitrates. Finalement, la culture du sol et l'épandage de fertilisants à proximité des cours d'eau favorisent le transport de particules de sol, d'éléments nutritifs et de microorganismes vers les cours d'eau.

Changements climatiques

L'évolution de conditions climatiques au cours des dernières décennies, comme la hausse des pluies printanières et automnales³², combinée aux activités humaines, a pu accentuer les pressions sur les cours d'eau en milieu agricole.

Au cours des prochaines décennies, une augmentation probable des crues estivales et automnales, une diminution probable des crues printanières et une diminution très probable des débits d'étiage en été et en automne³³ sont anticipées. Ces changements risquent d'accroître les apports des contaminants de source diffuse en période estivale, comme le

phosphore et les microorganismes, ainsi que leurs effets sur l'environnement aquatique et sur les usages de l'eau. Combinés à une augmentation des températures de l'eau résultant d'un réchauffement des températures ambiantes³⁴, ces changements pourraient entraîner une diminution des concentrations d'oxygène dissous dans les cours d'eau³⁵, augmenter et modifier la population algale³⁶, accroître la toxicité de certains contaminants, comme l'azote ammoniacal⁴, et accélérer la nitrification et la dénitrification de l'azote³⁵. De faibles concentrations en oxygène pourraient favoriser une augmentation des concentrations de nitrites, davantage toxiques pour la vie aquatique que les nitrates⁴.

L'augmentation très probable des débits d'étiage hivernaux³³ et les redoux hivernaux plus fréquents pourraient accroître les dépassements des critères pour l'azote ammoniacal, dont celui pour la protection de l'eau brute d'approvisionnement. Ces changements pourraient également augmenter le potentiel de ruissellement de surface et de l'érosion des sols.

Une augmentation de la température des sols pourrait aussi favoriser la minéralisation de la matière organique et augmenter, en saison de culture et en période hivernale, les apports de nitrates aux cours d'eau, qui présentent déjà des tendances à la hausse et des dépassements du CVAC de 3 mg N/l dans la majorité des cours d'eau.

Les changements climatiques cités plus haut peuvent particulièrement affecter les cours d'eau agricoles, déjà touchés par des apports importants de sources diffuses. Ces changements requièrent une meilleure gestion des fertilisants, comme le phosphore, qui s'accumule dans les sols, et les engrais azotés, qui sont facilement lessivables sous forme de nitrates. Ils nécessitent également des mesures adéquates de protection des sols contre l'érosion. Les engrais azotés contribuent, de surcroît, au réchauffement climatique³⁷.



Pour en savoir plus

[Valeurs moyennes des paramètres suivis aux 261 stations du Réseau-rivières – Atlas de l'eau](#)

[Atlas hydroclimatique du Québec méridional – Faits saillants](#)

[Atlas climatique du Canada \(changements climatiques projetés dans les principales villes du Canada : Québec, Montréal et Ottawa\).](#)

Bibliographie

1. **HÉBERT, S.** (1997). *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN/970102, 20 p. + 4 annexes, [En ligne], https://environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf.
2. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2022). *Guide d'interprétation de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP_s et IQBP_e)*, 21 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/guide-interpretation-indice-qualite-bacteriologique-physicochimique-eau.pdf.
3. **CORRIVEAU, J.** (2009). *Étude des concentrations toxiques de nitrite dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole*. Thèse. Québec, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Doctorat en sciences de l'eau, 144 p., [En ligne], <https://espace.inrs.ca/id/eprint/1453/1/T000515.pdf>.
4. *Critères de qualité de l'eau de surface*, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.
5. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE** (2019). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec : règles générales d'utilisation des critères de qualité de l'eau*, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/generales.htm.
6. **PATOINE, Michel, et François D'AUTEUIL-POTVIN** (2013). *Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550 - 68544-9 (PDF), 22 p. + 7 ann., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/10bassins-1998-2008/tendance-qualite-eau1999-2008-10bv-agricole.pdf>.
7. **PATOINE, Michel, et François D'AUTEUIL-POTVIN** (2015). *Contamination bactériologique des petits cours d'eau en milieu agricole : état et tendances*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-72699-9 (PDF), 39 p. + 8 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agricole/synthese-info/rapport_agricole.htm
8. **CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME)** (2005). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles – tableau sommaire*, mis à jour en octobre 2005, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (1999), Winnipeg, Le Conseil.
9. **CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME)** (2024). *Recommandations pour la qualité de l'eau en vue de protéger les utilisations à des fins agricoles : eau d'irrigation*, de CCREM, 1987, [En ligne], <https://ccme.ca/fr/chemical/66>.
10. **CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME)** (2008). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, 785 p. et 17 annexes.
11. **PATOINE, M.** (2011). « Influence de la densité animale sur la concentration des coliformes fécaux dans les cours d'eau du Québec méridional, Canada », *Revue des sciences de l'eau*, 24(4), 329-448, [En ligne], <https://www.erudit.org/fr/revues/rseau/2011-v24-n4-rseau5005753/1007628ar/>
12. **CHAMBERS, P. A., D. J. MCGOLDRICK, R. B. BRUA, C. VIS, J. M. CULP et G. A. BENOY** (2012). « Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams », *Journal of Environmental Quality*, 41(1), 7-20. doi : 10.2134/jeq2010.0273.
13. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, Fiche « Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole », [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf#page=216>.



14. *Atlas de l'eau*, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/atlas>.
15. **HÉBERT, S., et D. BLAIS** (2017). Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement et Direction de l'expertise en biodiversité, ISBN 978-2-550-77770-0 (PDF), 30 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf.
16. **PATOINE, M., et F. D'AUTEUIL-POTVIN** (2020). *Contamination bactériologique des petits cours d'eau en milieu agricole : développement de modèles prédictifs*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-87111-8 (PDF), 29 p. et 10 annexes, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/contamination-bacteriologique-petits-cours-eau.pdf>.
17. **PATOINE, Michel** (2018). Suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols dans les petits tributaires agricoles au Québec, 2003 à 2011, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 41 p. et 10 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/suivi-exploratoire-steroides.pdf>.
18. **LAROCQUE, M., M. PATOINE, O. BANTON, A. N. ROUSSEAU et P. LAFRANCE** (2002). « Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole – Outil LoPhos », *Vecteur environnement*, 35(5), 48-56.
19. **PICHÉ, I., et G. GANGBAZO** (1995). *Incidence des tas de fumier sur la qualité des eaux de surface*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN : 2-550-23995-4, 40 p. et 3 annexes.
20. **PICHÉ, I., et G. GANGBAZO** (1995). *Incidence des cours d'exercice sur la qualité des eaux souterraines et superficielles*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN : 2-550-23996-2, 25 p. et 1 annexe.
21. **Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)** (2021). *Rapport quinquennal 2016-2021 : bilan des réalisations du Plan d'action Saint-Laurent*, ISBN : 978-0-660-39149-6 (PDF), Projet 3 : Améliorer les connaissances sur les microorganismes pathogènes provenant des sources agricoles dans les tributaires du lac Saint-Pierre, https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/eccc/En154-138-2021-fra.pdf.
22. **GANGBAZO, G., A. R. PESANT et G. M. BARNETT** (1997). *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN : 2550-32097-2, 46 p. et 3 annexes
23. **PATOINE, M., et M. SIMONEAU** (2002). « Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec », *Vecteur environnement*, 35(1), 61-66.
24. **TABI, M., L. TARDIF, D. CARIER, G. LAFLAMME et M. ROMPRÉ** (1990). *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec : rapport synthèse*, Québec, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de la recherche et du développement, Entente auxiliaire Canada Québec sur le développement agro-alimentaire, ISBN 2-550-211161-8, 70 p. et 1 annexe.
25. **SIMARD, R., D. CLUIS, G. GANGBAZO et S. BEAUCHEMIN** (1995). « Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density », *Journal of Environmental Quality*, 24(5), 1010-1017.
26. **GASSER, M.-O., C. BOSSÉ, C. C. CLÉMENT, C. BERNARD, L. GRENON, J.-B. MATHIEU et M.-E. TREMBLAY** (2023). *Rapport 1 de l'Étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec : état de santé des principales séries de sols cultivées*. Rapport final présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). IRDA. 190 p., [En ligne], <https://irda.blob.core.windows.net/media/8200/eessaq-rapport-1-final-juin2023.pdf>
27. **MELCCFP** (2025). Base de données des bilans phosphore déclarés au MELCCFP.
28. **SIMONEAU, Marc** (2017). *Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre : évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-76229-4 (PDF), 54 p. + 13 ann., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf>.
29. **BUON, E., et M. TRAHAN** (2007). « Bilan des traitements des lisiers au Québec », *Porc Québec*, août 2007, 35-38, [En ligne], <https://www.agrireseau.net/porc/documents/Environnement-Bilan.pdf>.
30. **STATISTIQUE CANADA**. Tableau 32-10-0038-01 *Expéditions d'engrais vers le marché agricole canadien et les marchés d'exportation, selon le type de produit et la campagne de fertilisation, données cumulatives (x 1 000)*, DOI : <https://doi.org/10.25318/3210003801-fra>
31. **GANGBAZO, G., D. CÔTÉ, A. R. PESANT et G. M. BARNETT** (1998). *Effets de l'épandage du lisier de porc en pré-semis ou en postlevée sur la qualité de l'eau et du sol et la production du maïs-grain*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN : 2-550-33032-3, 37 p. et 8 annexes.
32. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*. Partie 1 : *Évolution climatique au Québec*. Édition 2015. Montréal (Québec) : Ouranos, 114 p. [en ligne], <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>.
33. *Atlas hydroclimatique du Québec méridional – fait saillants*, [En ligne], <https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/faits-saillants.htm>.
34. *Atlas climatique du Canada* (changements climatiques projetés dans les principales villes du Canada : Québec, Montréal et Ottawa), [En ligne], <https://atlasclimatique.ca/accueil>.
35. **VERAART, A. J., J. J. M. DE KLEINET et M. SCHEFFER** (2011). « Warning can boost denitrification disproportionately due to altered oxygen dynamics », *PLoS ONE*, 6(3), e18508.
36. **RICHARDSON, J., H. FEUCHTMAYR, C. MILLER, P. D. HUNTER, S. C. MABERLY et L. CARVALHO** (2019). « Response of cyanobacteria and phytoplankton abundance to warning, extreme rainfall events and nutrient enrichment », *Global Change Biology*, 25, 3365-3380.
37. **ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA** (2024). *Rapport d'inventaire national 1990-2022 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*, [En ligne], https://publications.gc.ca/collections/collection_2024/eccc/En81-4-2022-1-fra.pdf



Physicochimie et bactériologie des masses d'eau du fleuve

État : Intermédiaire

Tendance : Détérioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Le suivi de la qualité physicochimique et bactériologique des masses d'eaux du fleuve Saint-Laurent s'appuie sur l'échantillonnage mensuel d'une vingtaine de stations représentatives des principales masses d'eau du secteur fluvial du Saint-Laurent (figure 1)¹.

La qualité de l'eau entre mai et octobre est évaluée à l'aide de l'indice de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP₅)². Cet indice, de type déclassant, intègre cinq paramètres (phosphore total*, coliformes fécaux, azote ammoniacal, nitrites-nitrates et chlorophylle α) et prend la valeur du sous-indice de celui qui s'avère le plus problématique pour définir sa [classe de qualité de l'eau](#), allant de « très mauvaise » à « bonne »². La classe de qualité d'une station est déterminée par sa valeur médiane d'IQBP₅ sur une base annuelle ou triennale.

L'[état global de la qualité de l'eau](#) du fleuve Saint-Laurent est quant à lui déterminé par le pourcentage de stations de bonne qualité³. Une analyse des fréquences de dépassements de critères ou de valeurs repères⁴ de certains paramètres est aussi effectuée en complément.

* Plusieurs changements de méthode de dosage du phosphore ont eu lieu depuis le début du suivi, pouvant mener à des différences entre les années. Pour la méthode utilisée pour le fleuve entre 2011 et 2020, notamment, une interférence par les chlorures a eu pour effet de sous-estimer les valeurs de phosphore total. Cependant, les valeurs de phosphore total utilisées pour établir le présent état physicochimique 2021-2023 ne sont pas biaisées.

FIGURE 1 – Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₅) des 27 stations du fleuve Saint-Laurent pour la période 2021-2023

Les stations d'échantillonnage sont situées dans différentes masses d'eau et secteurs géographiques. Le tronçon fluvial, en amont du lac Saint-Pierre, comporte essentiellement deux masses d'eau distinctes : une qui provient des Grands Lacs et l'autre qui se compose des eaux mélangées des Grands Lacs, de la rivière des Outaouais et des tributaires de la rive nord du fleuve. L'estuaire fluvial, situé en aval du lac Saint-Pierre et influencé par les marées, comporte les stations regroupées dans la région de Trois-Rivières et la région de la ville de Québec.

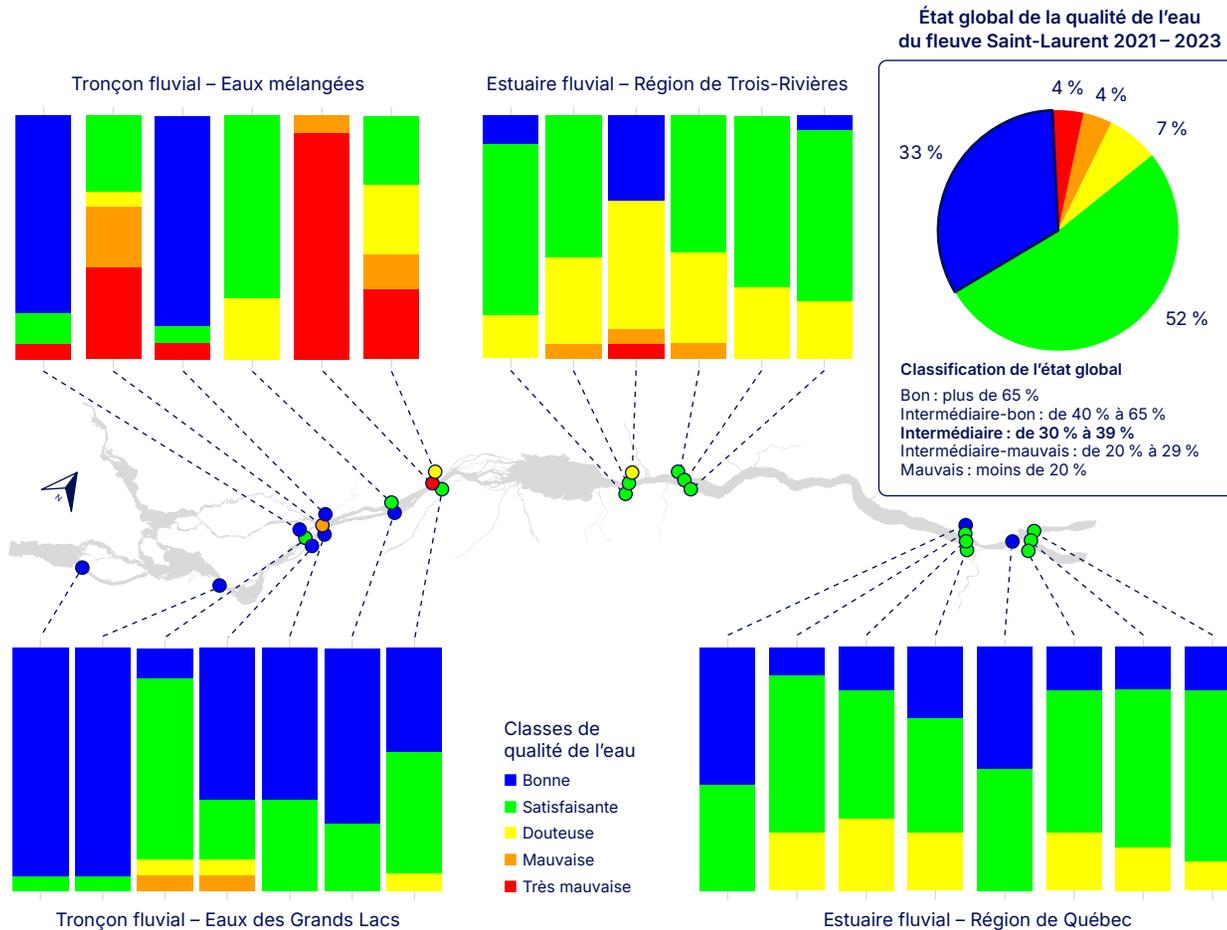
État et tendance

La qualité physicochimique et bactériologique de l'eau du secteur fluvial du Saint-Laurent (tronçon fluvial et estuaire fluvial) évaluée à partir des données validées pour la période 2021-2023 est jugée comme étant intermédiaire. En effet, seulement un tiers des 27 stations se situent dans la classe de qualité de l'eau « bonne », alors que 52 % des stations présentent une qualité de l'eau classée « satisfaisante ». De plus, 15 % des stations présentent une qualité de l'eau de « douteuse » à « très mauvaise », causée majoritairement par des concentrations élevées en coliformes fécaux (figure 2).

Bien que la qualité de l'eau puisse varier considérablement selon les échantillons, un patron est perceptible dans la distribution des données entre les masses d'eau douce du fleuve (figure 2). Les échantillons d'eau de qualité « bonne » se trouvent en majorité aux stations longeant la rive sud du tronçon fluvial, alimentées par l'eau des Grands Lacs. En revanche, ce tronçon présente également le plus d'échantillons de classe de qualité « très mauvaise », principalement aux stations situées dans la masse d'eau mélangeant les affluents de la rivière des Outaouais, de la rive nord et de l'archipel de Montréal et Laval (eaux mélangées). Dans l'estuaire fluvial, 11 des 14 stations qui s'y trouvent présentent une eau de qualité



FIGURE 2 – État global de la qualité de l'eau et répartition des classes de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau basées sur l'IQBP₅ des 27 stations du fleuve Saint-Laurent pour la période 2021-2023



Les diagrammes à colonnes montrent la répartition des classes de qualité de l'eau des échantillons récoltés entre 2021 et 2023 pour chacune des 27 stations regroupées par masse d'eau ou région. Chaque colonne est reliée à sa station située sur une représentation du fleuve. La couleur du point de chaque station représente la classe de qualité la plus fréquente (médiane).

Le diagramme circulaire montre la répartition des cotes médianes pour les 27 stations entre 2021 et 2023. L'état global de la qualité de l'eau est déterminé par le pourcentage de stations de bonne qualité. Puisque 33 % des stations sont de bonne qualité, l'état global est intermédiaire.

« satisfaisante ». Une seule station située à Trois-Rivières présente une eau de qualité « douteuse » et deux sont de « bonne » qualité dans la région de Québec (figure 2).

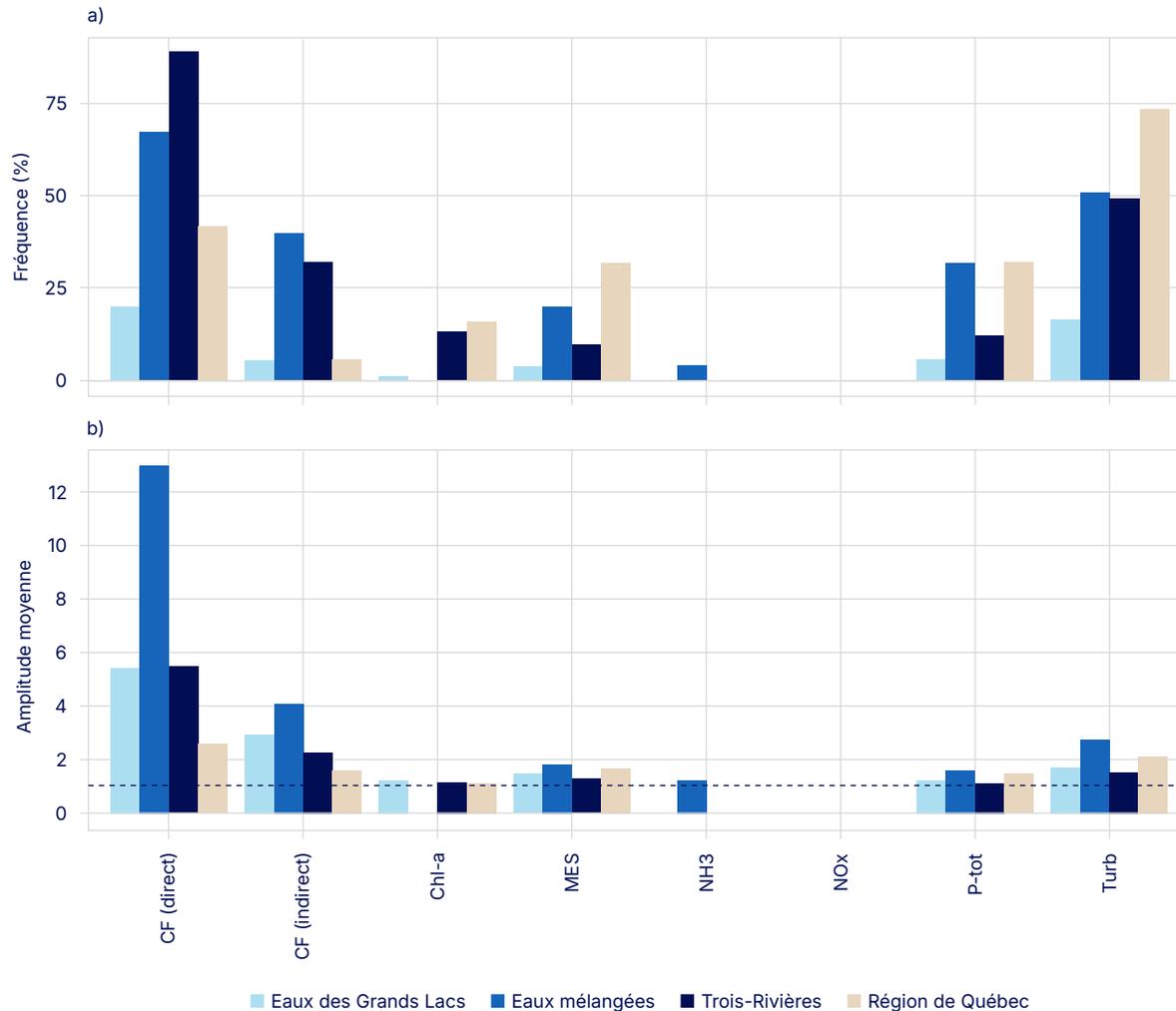
En général, les échantillons d'eau de qualité « douteuse » à « très mauvaise » sont caractérisés par des concentrations élevées en coliformes fécaux. Pour la région de Québec, ce sont cependant les concentrations plus élevées en chlorophylle α de certains échantillons qui sont à l'origine du classement dans la catégorie « douteuse ». Tout comme le phosphore total, la concentration en chlorophylle α est utilisée comme un indicateur de l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques.

Pour la période 2021-2023 entre mai et octobre, les paramètres dépassant le plus souvent les critères ou valeurs repères sont les coliformes fécaux et la turbidité (figure 3). En effet, près de la moitié des échantillons prélevés dépassent les critères ou valeurs repères de ces paramètres, et toutes les masses d'eau ou régions du fleuve sont touchées. Les concentrations de phosphore total et de matières en suspension dépassent également leur critère ou valeur repère dans environ un échantillon sur cinq, tandis que les critères liés à l'azote dissous (NO_x et NH_3) sont très rarement dépassés (figure 3a).

Les stations du tronçon fluvial rapportant le moins de dépassements de critères ou valeurs repères sont celles qui suivent l'eau des Grands Lacs, tandis que la majorité des dépassements sont rapportés aux stations recevant des eaux mélangées (figure 3a). À ces stations, l'amplitude moyenne des dépassements est supérieure à 12 fois le critère de contact direct des coliformes fécaux. Ne faisant pas exception, les stations de l'estuaire fluvial présentent également des fréquences élevées de dépassements de critères ou valeurs repères pour les coliformes fécaux et la turbidité. Cependant, l'amplitude moyenne des dépassements à ces stations est moins importante



FIGURE 3 – Fréquences et amplitudes de dépassements de critères ou de valeurs repères pour les différents paramètres physicochimiques et bactériologiques mesurés dans les 27 stations du fleuve Saint-Laurent pour la période 2021-2023



a) Les fréquences de dépassements de critères ou de valeurs repères (en pourcentage : %) sont présentées pour les coliformes fécaux (CF; critères de contact direct et indirect : 200 et 1000 UFC/100 ml), la chlorophylle α active (chl-a : 4,75 $\mu\text{g/l}$), les matières en suspension (MES : 13 mg/l), l'azote ammoniacal (NH3 : 0,2 mg N/l), les nitrites-nitrates (NOX : 3 mg N/l), le phosphore total (P-tot : 0,03 mg/l) et la turbidité (Turb : 5,2 UTN). Les couleurs représentent les fréquences de dépassements par masse d'eau ou région.

b) Amplitudes moyennes de dépassements de critères ou de valeurs repères par masse d'eau ou région pour les mêmes paramètres. La ligne pointillée représente la valeur de 1, c'est-à-dire le seuil de dépassement.

que dans les eaux mélangées du tronçon fluvial (figure 3b). D'ailleurs, ce sont les stations à proximité de la ville de Québec qui présentent les dépassements les plus fréquents au niveau des valeurs repères applicables à la turbidité et aux matières en suspension, ainsi qu'au niveau du critère applicable au phosphore total.

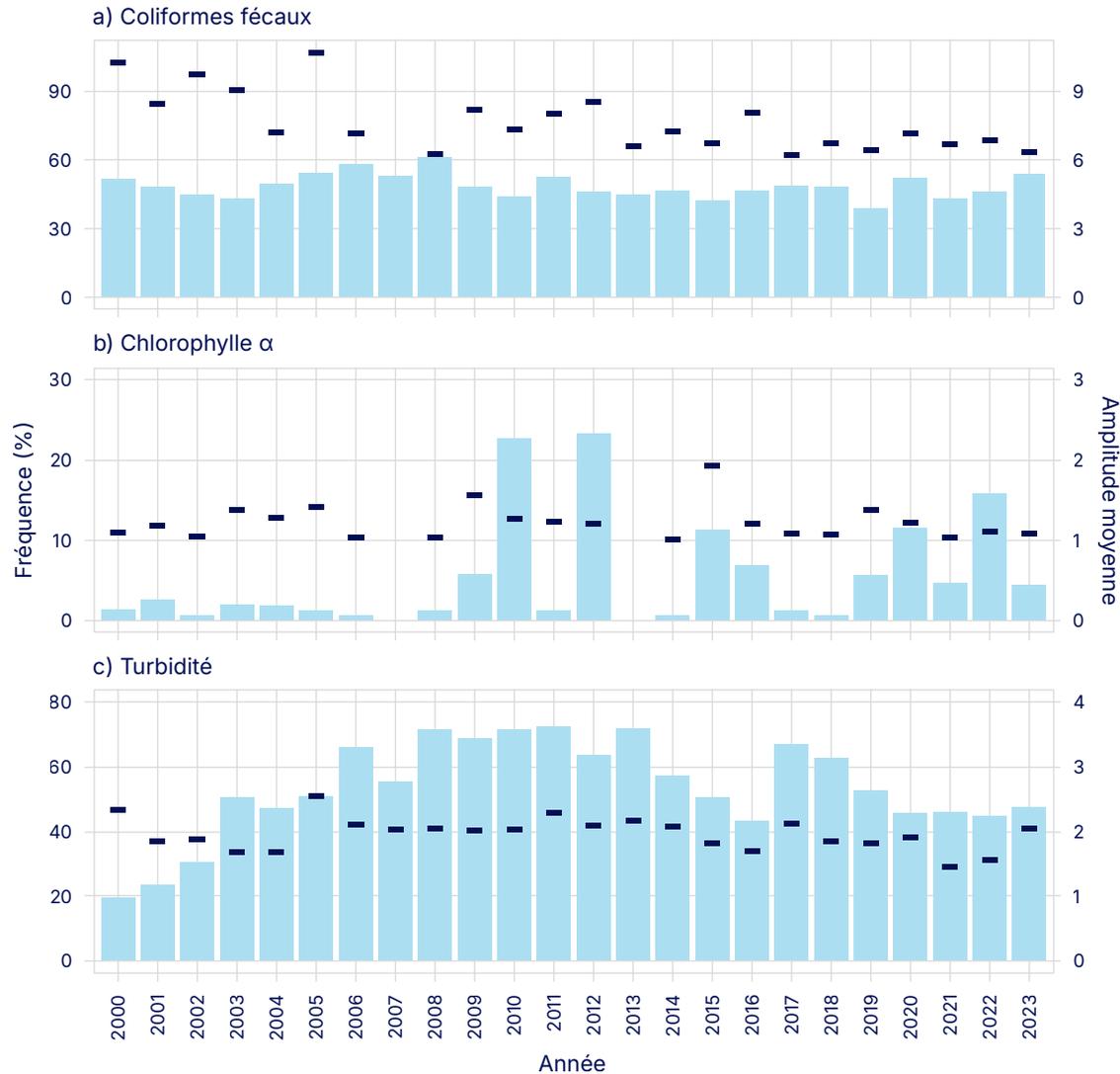
Peu de changements dans la qualité de l'eau depuis 2000

La transition d'un état intermédiaire-bon en 2015-2017³ à un état intermédiaire en 2021-2023 est causée principalement par quelques stations qui se situent près de la limite des classes « bonne » et « satisfaisante ». Ainsi, la qualité physicochimique et bactériologique globale du fleuve a très peu changé depuis 2000. En effet, d'année en année, la proportion des stations qui présentent une classe de qualité « bonne » ou « satisfaisante » est demeurée autour de 80 %⁵. Néanmoins, une tendance significative à la baisse de la proportion des classes « très mauvaise » a été observée au fil des années (régression du pourcentage de stations en fonction du temps, pente statistiquement différente de 0; $p < 0,001$)⁵. La proportion de ces stations est passée de deux ou trois stations au début des années 2000 à une seule depuis 2017⁵.

Depuis l'année 2000, ce sont entre 38 % et 61 % des échantillons de l'ensemble des stations qui dépassent le critère de concentration en coliformes fécaux pour les activités de contact direct (figure 4a). Une diminution de l'amplitude moyenne des dépassements de ce critère est toutefois observée, passant d'environ neuf à six fois la valeur du critère (régression de l'amplitude moyenne en fonction du temps, pente statistiquement différente de 0; $p < 0,001$). Cependant, l'amplitude moyenne des dépassements demeure très élevée, ce qui indique qu'il y a des améliorations à apporter pour atteindre une bonne qualité de l'eau.



FIGURE 4 – Fréquences de dépassements des seuils de qualité de l'eau et leurs amplitudes moyennes pour trois paramètres dans les 27 stations du fleuve Saint-Laurent depuis l'année 2000



Pour les coliformes fécaux (a), le critère de contact direct est établi à 200 UFC/100 ml, pour la chlorophylle α (b), la valeur repère est 4,75 µg/L et pour la turbidité (c), la valeur repère est de 5,2 UTN (unité de turbidité néphélogométrique). Les fréquences de dépassements sont présentées en pourcentage sur l'axe de gauche, et les amplitudes moyennes en bleu sur l'axe de droite.

Les dépassements de la valeur repère pour la chlorophylle α semblent plus fréquents à partir de 2009 (figure 4b). Sans être statistiquement significative au seuil de 5 % (mais significative au seuil de 10 % ; $p = 0,09$), l'augmentation semble plus marquée dans l'estuaire fluvial. Les fréquences de dépassements de la valeur repère pour la turbidité ont varié considérablement depuis l'année 2000. Après avoir augmenté jusqu'à atteindre un certain plateau entre 2008 à 2011, les fréquences de dépassements ont subi une légère diminution et se sont stabilisées autour de 40 % dans les dernières années (figure 4c).

Pressions et changements climatiques

La forte densité de la population autour du fleuve Saint-Laurent entraîne une pression constante sur la qualité de ses eaux. D'abord, certains polluants issus des milieux urbains, tels que les micro-organismes pathogènes, les nutriments et les matières en suspension, rejoignent le fleuve par le rejet d'eaux usées des stations d'épuration municipales, le ruissellement sur les surfaces imperméables, ou le débordement des réseaux d'égouts, notamment lors d'épisodes de fortes pluies^{6, 7}. En milieu agricole, la superficie et le type de culture ainsi que la densité animale ont été liés à un accroissement des concentrations ou des charges en nutriments, des matières en suspension, de la turbidité, des coliformes fécaux et de la chlorophylle α dans des rivières québécoises^{8, 9, 10, 11}. Les cours d'eau entraînent ces polluants avec eux jusqu'au fleuve Saint-Laurent, où ils constituent une importante source de contamination^{12, 13}.



L'influence urbaine se fait ressentir particulièrement aux stations en aval de l'agglomération de Montréal, dans la masse d'eau mélangée s'écoulant au centre et au nord du fleuve, où la mauvaise qualité de l'eau est attribuable surtout à des concentrations élevées de coliformes fécaux. Comme les rejets d'eaux usées de Montréal sont traités, mais non désinfectés, il en découle de fréquents dépassements de critères combinés à de fortes amplitudes de ces dépassements. La contamination bactériologique des masses d'eau affecte aussi [certains sites en rives](#), où la pratique d'activités récréatives, telles que la baignade, peut être compromise.

Outre les rejets urbains, les apports provenant des tributaires sont une source de pollution non négligeable pour le fleuve¹³. Selon un bilan de masse, 27 % du phosphore total qui transite par le fleuve à la hauteur de la ville de Québec proviendrait des tributaires (excluant la rivière des Outaouais), tandis qu'environ 6 % proviendrait des rejets municipaux¹³. La combinaison de ces sources de phosphore occasionne quelques dépassements de critère (figure 3). Ces dépassements de critère pour le phosphore total seront à surveiller de près dans les prochaines années, car ceux-ci sont précurseurs de la dégradation des écosystèmes d'eau douce (eutrophisation).

Bien que les concentrations de nutriments azotés ne semblent pas préoccupantes pour la qualité de l'eau de la portion fluviale, elles peuvent affecter l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent en favorisant l'hypoxie. Les teneurs en oxygène dans les couches profondes de l'estuaire maritime sont à leur plus bas niveau jamais observé, avec des impacts néfastes sur les organismes vivants qui s'y trouvent¹⁴. Ce phénomène est causé, d'une part, par les changements dans les courants océaniques et, d'autre part, par la dégradation de la matière organique déposée dans les sédiments. Cette matière organique est acheminée à l'estuaire maritime par le fleuve et les autres cours

d'eau, mais aussi par la sédimentation des débris d'algues^{15, 16, 17}. Comme la production d'algues dans l'estuaire maritime et le golfe est généralement limitée par les nitrates, ces derniers demeurent une préoccupation bien réelle¹⁵. En effet, il est estimé qu'environ un quart à un tiers des nitrates de l'estuaire proviennent du fleuve Saint-Laurent¹⁸.

Les processus qui influencent la turbidité dans le fleuve semblent bien actifs et diversifiés, comme en témoigne la grande variabilité temporelle et spatiale de la fréquence de dépassements de sa valeur repère (figure 4b). En général, l'érosion du lit et des berges du fleuve compterait pour une large part des matières en suspension et de la turbidité mesurée (65 % de la matière particulaire en suspension)^{13, 19}. Cependant, le processus de floculation de la rencontre des eaux douces et salées induit une zone de turbidité maximale, ce qui pourrait expliquer les dépassements fréquents de la valeur repère de la turbidité aux stations de la région de Québec (figure 3a). Les tributaires sont aussi une source non négligeable de matières en suspension et de turbidité dans le fleuve²⁰, influencés par la superficie et les types de cultures annuelles¹⁰. Ce phénomène est bien présent, par exemple, dans le lac Saint-Pierre, où les zones littorales sont particulièrement affectées par la turbidité²¹. En effet, des changements importants ont été observés dans ce lac fluvial pendant les 20 dernières années, tels que la diminution de la végétation aquatique submergée en lien avec une augmentation de la turbidité²². Une augmentation des fréquences de dépassements de la valeur repère de la chlorophylle α en aval du lac Saint-Pierre pourrait d'ailleurs être en lien avec ces changements (figure 4c).

Malgré le débit imposant du fleuve, sa capacité de dilution des divers polluants est précaire, principalement attribuable aux changements climatiques. Ceux-ci entraînent une modification du régime hydrique du fleuve en raison de leurs effets sur les précipitations, le couvert nival et les températures^{23, 24}.

Selon les données historiques du sud du Québec, plusieurs tendances significatives à la hausse ont été observées pour la pluie printanière et automnale²⁴, tandis que le risque de sécheresse serait plus important en été²⁵. Ainsi, les sources de pollution diffuses qui dépendent du ruissellement augmenteront en période de crue, mais diminueront en étiage. Les sources de pollution ponctuelles sont plus indépendantes des précipitations et seront plus importantes en période d'étiage, et moins importantes en période de crues due à la dilution^{26, 27}. De plus, il est déjà démontré que les épisodes de forte pluie peuvent causer des débordements d'eaux usées et contribuer à la dégradation de la qualité bactériologique des milieux aquatiques^{28, 29, 30}. Par conséquent, une augmentation de l'intensité et du nombre de débordements pourrait contribuer à une détérioration de la qualité bactériologique future, particulièrement au printemps et à l'automne.



Pour en savoir plus

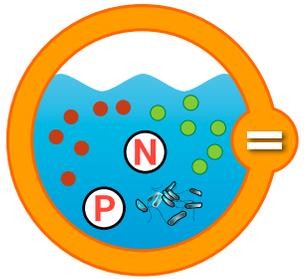
[La qualité de l'eau du secteur fluvial : paramètres physicochimiques et bactériologiques, 5^e édition](#)

Bibliographie

1. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS.** *Atlas de l'eau*, [En ligne], [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/atlas>] (consulté le 29 août 2024).
2. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2022). *Guide d'interprétation de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP_b et IQBP_c)*, 21 p., [En ligne], [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/guide-interpretation-indice-qualite-bacteriologique-physicochimique-eau.pdf].
3. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2020). « Physicochimie et bactériologie des masses d'eau du fleuve », *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, 480 p., [En ligne], [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf>].
4. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS.** *Critères de qualité de l'eau de surface*, [En ligne], [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp] (consulté le 29 août 2024).
5. **VACHON, Dominic** (2024). *La qualité de l'eau du secteur fluvial : paramètres physicochimiques et bactériologiques, 5^e édition*, Environnement et Changement climatique Canada et gouvernement du Québec.
6. **HÉBERT, Serge, et Daniel BLAIS** (2017). *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement et Direction de l'expertise en biodiversité, ISBN 978-2-550-77770-0, 30 p., [En ligne], [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf].
7. **WALSH, C., A. H. ROY, J. W. FEMINELLA, P. D. COTTINGHAM, P. M. GROFFMAN et R. P. MORGAN** (2005). « The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, n° 3, p. 706-723.
8. **PATOINE, Michel** (2011). « Influence de la densité animale sur la concentration des coliformes fécaux dans les cours d'eau du Québec méridional, Canada », *Revue des sciences de l'eau*, vol. 24, n° 4, p. 421-435.
9. **GANGBAZO, Georges** (2000). « Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières », *Vecteur environnement*, vol. 33, n° 2, p. 42-49.
10. **PATOINE, Michel, et François D'AUTEUIL-POTVIN** (2013). *Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68544-9 (PDF), 22 p. et 7 annexes.
11. **DELPLA, Ianis, et Manuel J. RODRIGUEZ** (2014). « Effects of future climate and land use scenarios on riverine source water quality », *Science of the Total Environment*, vol. 493, p. 1014-1024.
12. **ROY, Louis** (2002). « Les impacts environnementaux de l'agriculture sur le Saint-Laurent », *Le Naturaliste canadien*, vol. 126, n° 1, p. 67-77.
13. **HUDON, C., P. GAGNON, M. RONDEAU, S. HÉBERT, D. GILBERT, B. HILL, M. PATOINE et M. STARR** (2017). « Hydrological and biological processes modulate carbon, nitrogen and phosphorus flux from the St. Lawrence River to its estuary (Québec, Canada) », *Biogeochemistry*, vol. 135, p. 251-276.
14. **GROUPE DE TRAVAIL SUIVI DE L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT** (2024). *Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2024*, Plan d'action Saint-Laurent, Environnement et Changement climatique Canada, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, Parcs Canada, Pêches et Océans Canada, Stratégie Saint-Laurent, 72 p.
15. **BLAIS, M., P. S. GALBRAITH, S. PLOURDE, E. DEVRED, S. CLAY, C. LEHOUX et L. DEVINE** (2021). *Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020*. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO. Document de recherche 2021/060, iv + 70 p.
16. **JUTRAS, Mathilde** (2023). *Physical and biogeochemical drivers of deoxygenation in the Gulf and Lower St. Lawrence Estuary*, Thèse (Ph. D.), Université McGill, 299 p.
17. **DESLONGCHAMPS, Gabriel** (2021). *Revue de littérature : l'eutrophisation en milieu marin*, [En ligne], [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/revue-litterature-eutrophisation-milieu-marin.pdf>].



18. **LAVOIE, D., N. LAMBERT, M. STARR, J. CHASSÉ, O. RICHE, Y. LE CLAINCHE, K. AZETSU-SCOTT, B. BÉJAOUÏ, J.R. CHRISTIAN et D. GILBERT** (2021). « The Gulf of St. Lawrence biogeochemical model : A modelling tool for Fisheries and Ocean management », *Frontiers in Marine Science*, 8:732269. doi : 10.3389/fmars.2021.732269.
19. **RONDEAU, B., D. COSSA, P. GAGNON et L. BILODEAU** (2000). « Budget and sources of suspended sediments transported in the St. Lawrence River, Canada », *Hydrological processes*, vol. 14, p. 21-36.
20. **GRENIER, Martine** (2024). *Charges de six paramètres physicochimiques et bactériologique à l'embouchure des principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent, 2013-2017*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, 38 p. + 10 annexes, [En ligne], [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/physicochimie-bacteriologie/rapport-charges-six-parametres-physicochimiques-bacteriologique.pdf>].
21. **PÔLE D'EXPERTISE MULTIDISCIPLINAIRE EN GESTION DURABLE DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE** (2024). *Rapport final*, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval et Université McGill, 801 p. + annexes, [En ligne], [https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/portail/docs/GSC5765/O0006020883_RAPPORT_FINAL_2019_2024.pdf].
22. **LAPORTE, M., M.-J. GAGNON, P. N. BÉGIN, P. BRODEUR, É. PAQUIN, J. MAINGUY, M. MINGELBIER, C. CÔTÉ, F. LECOMPTE, C. BEAUVAIS, Z. E. TARANU, Y. PARADIS et R. POULIOT** (2023). « Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021 », *Le Naturaliste canadien*, 147 (2), p. 69-81. DOI : 10.7202/1105486ar.
23. **CENTRE D'EXPERTISE HYDRIQUE DU QUÉBEC** (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional : impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*, 81 p., [En ligne], [https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf].
24. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, édition 2015*, Montréal, Québec, Ouranos, 415 p., [En ligne], [<https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>].
25. **DIRECTION DE L'EXPERTISE HYDRIQUE** (2018). *Document d'accompagnement de l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 34 p., [En ligne], [<http://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/doc-accompagnement.pdf>].
26. **GRAHAM, D. J., M. F. P. BIERKENS et M. T. H. VAN VLIET** (2024). « Impacts of droughts and heatwaves on river water quality worldwide », *Journal of Hydrology*, 629 :130590, doi : 10.1016/j.jhydrol.2023.130590.
27. **van Vliet, M. T. H., Thorslund, J., Strokhal, M., et coll.** (2023). « Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes », *Nature Reviews Earth and Environment*, 4, 687-702. Doi : 10.1038/s43017-023-00472-3.
28. **SHAH, V. G., R. H. DUNSTAN, P. M. GEARY, P. COOMBES, T. K. ROBERTS et T. ROTHKIRCH** (2007). « Comparisons of water quality parameters from diverse catchments during dry periods and following rain events », *Water Research*, vol. 41, p. 3655-3666. doi : 10.1016/j.watres.2007.02.052.
29. **SHEHANE, S. D., V. J. HARWOOD, J. E. WHITLOCK et J. B. ROSE** (2005). « The influence of rainfall on the incidence of microbial faecal indicators and the dominant sources of faecal pollution in a Florida river », *Journal of Applied Microbiology*, vol. 98, p. 1127-1136. doi : 10.1111/j.1365-2672.2005.02554.x.
30. **RECHENBURG, A., CH. KOCH, TH. CLABEN et TH. KISTEMANN** (2006). « Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water », *Water Science & Technology*, vol. 54, p. 95-99. doi : 10.2166/wst.2006.454.



Physicochimie et bactériologie des tributaires du fleuve

État : Intermédiaire-mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

La qualité de l'eau des embouchures de 19 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de 3 tributaires de la rivière des Outaouais a été analysée. L'état récent de chaque cours d'eau est évalué à l'aide de [l'indice de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau \(IQBP₆\)](#)^{1, 2}, pour la période 2021-2023 de mai à octobre. L'IQBP₆ est calculé à partir des concentrations des six paramètres suivants : l'azote ammoniacal (NH₃-NH₄⁺), les nitrites et nitrates (ci-après appelés nitrates), le phosphore total, les coliformes fécaux (CF), les matières en suspension (MES) et la chlorophylle α (CHLOA). L'état global de l'ensemble des tributaires du fleuve Saint-Laurent est déterminé par le pourcentage de stations dont l'IQBP₆ est de bonne qualité*.

Une analyse des fréquences de dépassements des critères de qualité de l'eau^{3, 4} ou des valeurs repères^{5, 6, 7, 8, 9} pour ces six paramètres, en plus de l'azote total dissous (ci-après appelé azote total) et de la turbidité, a été effectuée. Une analyse de leurs concentrations moyennes a également été effectuée. La période de mai à octobre ou de janvier à décembre a été retenue, selon l'usage à protéger.

La tendance générale des cinq dernières années est établie en comparant l'état global de la période 2021-2023 avec celui de la période 2015-2017. De plus, les tendances dans l'évolution des concentrations ont été analysées pour la période 2002-2023.

FIGURE 1 – Qualité générale de l'eau de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais évaluée à l'aide de l'IQBP₆ pour la période 2021-2023

Qualité générale de l'eau aux embouchures de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais selon les classes de qualité de l'IQBP₆ calculé pour la période 2021-2023 de mai à octobre.

* Il est à noter que, dans la précédente édition du Rapport sur l'eau (2020), l'état global incluait les classes d'IQBP₆ « bonne » et « satisfaisante ». Cette classification a été revue en utilisant uniquement la classe « bonne », par souci de cohérence avec les autres indicateurs du Rapport. Par conséquent, l'état global de la fiche correspondante dans le Rapport 2020 passerait d'intermédiaire-bon à intermédiaire-mauvais.

État et tendance

État

Les 22 cours d'eau sélectionnés déversent leurs eaux dans la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent ou dans la rivière des Outaouais. Leurs bassins versants drainent la grande majorité du territoire habité du Québec. Pour la plupart de ces tributaires, des prélèvements d'eau sont effectués à leur embouchure tous les mois depuis plus de 40 ans, ce qui permet un suivi à long terme de la qualité de l'eau et de son impact sur le fleuve Saint-Laurent.

Selon les résultats d'IQBP₆ pour la période 2021-2023 de mai à octobre (figure 1, figure 2 et tableau 1), l'état global des 22 tributaires analysés est **intermédiaire-mauvais**. En effet, seulement 5 d'entre eux (23 %) ont une bonne qualité de l'eau, alors que 7 (32 %) ont une qualité satisfaisante, 5 (23 %) ont une qualité douteuse et 5 (23 %) ont une qualité de l'eau mauvaise ou très mauvaise. Les rivières Boyer, Yamaska, Châteauguay, La Chaloupe et Bayonne ont une qualité générale de l'eau mauvaise ou très mauvaise, alors que les rivières Etchemin, Nicolet, Nicolet Sud-Ouest, du Nord et Saint-Charles ont une qualité douteuse. La plupart de ces rivières dégradées alimentent le tronçon fluvial



du fleuve Saint-Laurent et le lac Saint-Pierre. Les rivières du Lièvre, Gatineau, Saint-Maurice, Batiscan et Jacques-Cartier, situées sur la rive nord du fleuve, affichent pour leur part une bonne qualité générale de l'eau.

Fréquences de dépassements des critères de qualité et des valeurs repères

Les paramètres dont les échantillons dépassent le plus souvent les critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (CVAC) ou les valeurs repères, en considérant la moyenne annuelle de l'ensemble des cours d'eau (tableau 1), sont la turbidité (52 %), le phosphore total (51 %), l'azote total (45 %), les matières en suspension (MES) (21 %) et les nitrates (10 %). Aucun dépassement du CVAC n'est observé pour l'azote ammoniacal (NH₃-NH₄⁺).

Cependant, le critère de qualité pour la protection de l'eau brute d'approvisionnement de l'azote ammoniacal (0,20 mg N/l) est dépassé en moyenne dans 7 % des échantillons.

Le critère de qualité pour les activités récréatives de contact indirect (p. ex., pêche sportive, canotage) des coliformes fécaux (CF) (1000 UFC/100 ml)¹⁰, est également dépassé en moyenne dans 7 % des échantillons. Le critère de qualité pour les activités récréatives de contact direct (p. ex., baignade) des CF (200 UFC/100 ml) est dépassé dans près du quart des cas (23 % en moyenne) en période estivale (mai à octobre). La valeur repère pour l'eau d'irrigation à des fins agricoles (100 UFC/100 ml)^{6, 7, 8, 9} est quant à elle dépassée dans le tiers des cas (33 % en moyenne).

La chlorophylle α (CHLOA), mesurée en période estivale, dépasse la valeur repère dans près du quart des cas (22 % en moyenne) (tableau 1).

TABLEAU 1 – IQBP₆ et pourcentages de dépassements des critères de qualité et valeurs repères pour la période 2021-2023

N° station	Cours d'eau	IQBP ₆	Critères de qualité et valeurs repères											Superficie (km ²)	Milieux					
			CHLOA (4,75 µg/l) ²	CF (100 UFC/100 ml) ²	CF (200 UFC/100 ml) ³	CF (1 000 UFC/100 ml) ⁴	NH ₃ -NH ₄ ⁺ (0,2 mg N/l) ⁵	NH ₃ -NH ₄ ⁺ (variable) ⁶	Nitrates (3 mg N/l) ⁶	Azote total (1 mg/l) ²	Phosphore total (0,03 mg/l) ⁶	MES (13 mg/l) ²	Turbidité (5,2 UJN) ²		Agricole	Anthropique	Aquatique	Forestier	Humide	Coupe et régénération
			Mai à octobre					Janvier à décembre						Occupation (%)						
Rive sud																				
02300001	Boyer	27	11	22	6	3	3	0	72	97	72	11	78	209	67,6	3,9	0,64	14,9	12,9	0,03
02330001	Etchemin	58	12	24	12	3	21	0	0	76	44	9	26	1 466	28,2	4,3	1,0	56,7	8,4	1,44
02340033	Chaudière	77	18	41	18	6	6	0	0	31	25	17	33	6 619	19,8	3,6	1,58	60,6	12,0	2,46
02400004	Bécancour	65	33	0	0	3	0	0	0	49	20	20	29	2 595	31,5	4,7	1,37	44,8	15,8	1,86
03010008	Nicolet	50	33	11	6	3	0	0	0	82	21	12	24	1 668	44,1	4,6	1,0	38,7	9,7	2,0
03010009	Nicolet Sud-Ouest	50	50	0	0	0	6	0	0	76	76	15	65	1 577	43,2	3,9	0,84	36,0	13,9	2,21
03020031	Saint-François	66	27	18	6	0	6	0	0	11	28	29	43	10 164	21,4	5,0	4,0	51,0	15,9	2,66
03030023	Yamaska	0	81	7	7	7	21	0	12	82	100	56	91	4 464	54,2	6,1	1,3	27,1	10,5	0,8
03040009	Richelieu	67	12	6	6	3	0	0	0	25	44	14	64	23 817	56,0	8,3	3,24	23,8	8,37	0,31
03090001	Châteauguay	24	50	44	39	17	3	0	0	80	97	17	71	2 463	60,4	2,9	0,86	24,4	11,3	0,28
Rive nord																				
04010002	Du Nord ¹	54	39	89	72	14	44	0	0	72	100	11	56	2 076	7,07	10,3	6,23	66,6	9,64	0,18
04060004	Du Lièvre ¹	91	0	6	0	0	0	0	0	6	6	9	9	9 485	2,93	1,1	9,15	76,7	6,4	3,8
04080003	Gatineau ¹	92	0	6	0	0	0	0	0	0	3	6	6	23 818	1,37	0,6	11,5	72,6	10,4	3,51
05010007	Saint-Maurice	84	0	17	11	0	0	0	0	0	17	11	14	42 899	0,25	0,6	11,3	65,0	10,2	12,6
05030001	Batiscan	87	0	11	11	3	0	0	0	0	18	12	35	4 624	5,09	1,2	7,2	75,7	7,0	3,79
05080105	Jacques-Cartier	82	0	22	22	0	0	0	0	6	14	9	14	2 471	2,89	3,1	4,51	76,1	10,2	3,22
05090017	Saint-Charles	41	11	89	72	25	3	0	0	8	42	31	50	527	5,31	29,0	2,18	54,6	7,11	1,77
05220003	L'Assomption	61	11	44	39	14	14	0	0	69	83	28	83	4 193	16,6	6,0	4,78	63,4	6,33	2,86
05230001	La Chaloupe	8	50	72	61	6	18	0	94	100	100	30	85	145	67,9	9,3	0,52	15,6	6,07	0,57
05240001	Bayonne	28	50	50	33	13	10	0	29	84	100	52	97	364	54,4	5,9	0,77	35,3	3,13	0,55
05260003	Maskinongé	71	0	56	38	10	0	0	0	16	59	27	78	1 096	9,31	2,3	6,66	71,9	5,33	4,47
05280001	Du Loup	62	6	83	56	22	0	0	3	16	63	31	97	1 506	8,32	1,1	7,61	70,8	5,36	6,83
Fréquence de dépassement moyenne			22	33	23	7	7	0	10	45	51	21	52							

Calculs issus des données de la Banque de données sur la qualité du milieu en considérant les mois de mai à octobre pour l'IQBP₆, les dépassements du critère de qualité de 200 UFC/100 ml (contact direct) et des valeurs repères de 100 UFC/100 ml (irrigation) pour les CF et de 4,75 µg/l pour la CHLOA, et les mois de janvier à décembre pour les dépassements des autres critères de qualité et valeurs repères, en 2021 à 2023.

1. Tributaires de la rivière des Outaouais.
2. Valeur repère.
3. Critère pour activités récréatives de contact direct comme la baignade et la planche à voile.
4. Critère pour activités récréatives de contact indirect comme la pêche sportive et le canotage.
5. Critère pour la protection de l'eau brute d'approvisionnement.
6. Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique).

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

IQBP₆ médian, pourcentages de dépassements des critères de qualité et valeurs repères au cours de la période mai-octobre ou janvier-décembre 2021-2023 et occupation du territoire des bassins versants de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais.

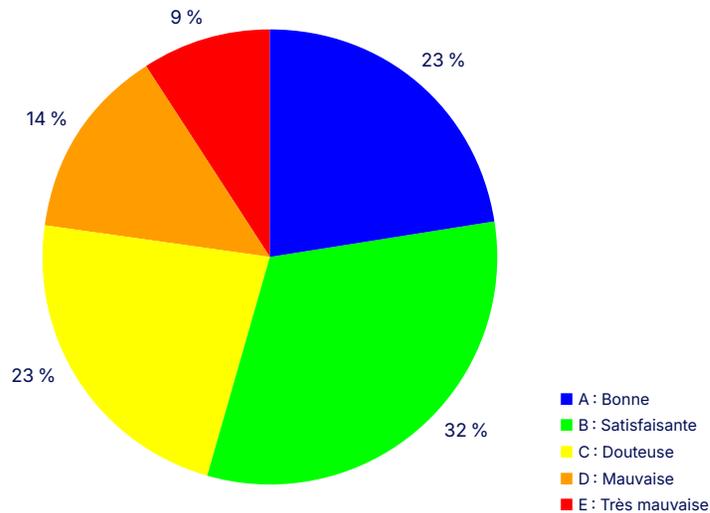


Concentrations moyennes annuelles

Les concentrations moyennes annuelles de phosphore total dépassent le CVAC (0,03 mg/l) dans 77 % des cours d'eau, soit aux 10 stations situées sur la rive sud du fleuve et à 7 des 12 stations de la rive nord (tableau 2). Bien que ce CVAC permet de protéger les cours d'eau, il n'assure pas toujours la protection des lacs en aval, incluant les lacs fluviaux, comme le lac Saint-Pierre. Les concentrations moyennes annuelles de nitrates dépassent le CVAC (3 mg N/l) à deux stations (rivières Boyer et La Chaloupe). Celles d'azote total dépassent la valeur repère (1 mg/l) à 10 stations. Cette valeur repère n'assure pas nécessairement la protection de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent contre l'eutrophisation.

Les concentrations moyennes annuelles des MES dépassent la valeur repère (13 mg/l) à la moitié des stations, alors que les valeurs moyennes de turbidité dépassent la valeur repère (5,2 UTN) à 17 stations. Ces moyennes d'échantillons prélevés une fois par mois sont inférieures à celles qui ont été obtenues de concentrations estimées journalièrement à l'aide de données de débit, utilisées aussi pour le calcul de charges excédentaires aux critères de qualité ou valeurs repères^{11, 12}.

FIGURE 2 – Qualité générale de l'eau selon l'IQBP₆ pour la période 2021-2023



Répartition des 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais dans les classes de qualité de l'IQBP₆.

TABLEAU 2 – Concentrations moyennes annuelles des paramètres de qualité de l'eau pour la période 2021-2023

N° station	Cours d'eau	Paramètre (critère de qualité ou valeur repère et unités)					
		CF (200 UFC/100 ml) ²	Nitrates (3 mg N/l) ³	Azote total (1 mg/l) ⁴	Phosphore total (0,03 mg/l) ³	MES (13 mg/l) ⁴	Turbidité (5,2 UTN) ⁴
		Moyenne – période de janvier à décembre 2021-2023					
Rive sud							
02300001	Boyer	392	3,7	4,3	0,054	15,2	10,4
02330001	Etchemin	505	1,2	1,6	0,034	6,2	5,0
02340033	Chaudière	755	0,6	1,0	0,036	12,9	11,1
02400004	Bécancour	262	0,8	1,0	0,034	14,5	8,6
03010008	Nicolet	461	1,5	1,9	0,033	11,5	7,4
03010009	Nicolet Sud-Ouest	155	1,2	1,6	0,062	13,5	11,1
03020031	Saint-François	199	0,5	0,8	0,037	17,5	11,1
03030023	Yamaska	345	2,2	2,9	0,091	25,7	23,6
03040009	Richelieu	216	0,6	0,8	0,036	7,9	10,2
03090001	Châteauguay	847	1,3	1,8	0,133	12,4	14,2
Rive nord							
04010002	Du Nord ¹	987	0,8	1,3	0,060	9,6	10,9
04060004	Du Lièvre ¹	22	0,1	0,3	0,013	4,1	4,0
04080003	Gatineau ¹	20	0,1	0,2	0,010	5,3	2,7
05010007	Saint-Maurice	61	0,1	0,2	0,020	5,5	4,0
05030001	Batiscan	238	0,2	0,4	0,030	11,2	8,2
05080105	Jacques-Cartier	125	0,4	0,6	0,027	7,5	4,1
05090017	Saint-Charles	1620	0,4	0,7	0,042	19,0	10,4
05220003	L'Assomption	858	1,0	1,3	0,068	16,3	20,1
05230001	La Chaloupe	782	5,7	6,5	0,116	30,3	31,5
05240001	Bayonne	1105	2,0	2,5	0,142	51,9	37,7
05260003	Maskinongé	691	0,4	0,6	0,075	31,0	24,1
05280001	Du Loup	1296	0,5	0,7	0,077	46,3	60,6
Moyenne globale		543	1,1	1,5	0,056	17	15

Calculs issus des données de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, basés sur la moyenne arithmétique des échantillons pour la période de janvier 2021 à décembre 2023. Dans le cas des CF, la moyenne mobile la plus élevée sur 12 mois consécutifs est utilisée (valeurs manquantes comblées par la moyenne du mois). Les valeurs moyennes dépassant le critère ou la valeur repère sont en caractères gras.

1. Tributaires de la rivière des Outaouais.
2. Valeur repère nécessitant la mise en place d'un traitement additionnel au traitement conventionnel pour l'utilisation de l'eau comme source d'approvisionnement en eau potable.
3. Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique).
4. Valeur repère.

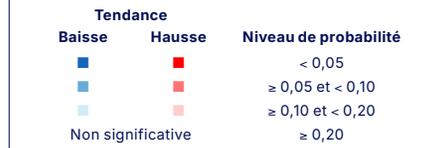
Concentrations moyennes des paramètres de qualité de l'eau au cours de la période janvier-décembre 2021-2023 des bassins versants de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais.



TABLEAU 3 – Tendances dans les concentrations pour la période 2002-2023

Cours d'eau		CHLOA	CF	NH ₃ -NH ₄ ⁺	Nitrates	Azote total	P total ¹	MES	Turbidité
		Pourcentage de changement de 2002 à 2023							
Rive sud									
2300001	Boyer	19	-69	-13	10	14	-30	-26	-41
2330001	Etchemin	-17	-21	-10	33	17	-27	0	-20
2340033	Chaudière	3	-2	-49	22	11	-41	0	-27
2400004	Bécancour	-1	-31	0	36	25	-18	0	-2
3010008	Nicolet	23	-33	0	59	34	-46	-32	-29
3010009	Nicolet Sud-Ouest	23	-22	-20	26	12	-15	-35	-14
3020031	Saint-François	-28	-30	0	33	19	-34	-4	-20
3030023	Yamaska	37	-50	0	45	25	-24	-2	1
3040009	Richelieu	9	-47	0	1	12	-6	-15	-13
3090001	Châteauguay	-25	-46	0	23	15	7	0	5
Rive nord									
4010002	Du Nord	4	70	0	14	14	2	0	1
4060004	Du Lièvre	-6	-9	0	-27	-16	-38	0	-18
4080003	Gatineau	-17	-146	0	-32	-48	-57	0	-4
5010007	Saint-Maurice	-2	-107	0	-20	-13	-9	0	0
5030001	Batiscan	4	-55	0	-2	-10	-19	0	-19
5080105	Jacques-Cartier	29	13	0	51	53	-15	0	9
5090017	Saint-Charles	18	-82	-65	-19	-22	-63	0	-22
5220003	L'Assomption	-40	-37	-31	34	26	-24	-10	-15
5230001	La Chaloupe	79	-12	-18	165	153	-3	-39	-30
5240001	Bayonne	25	-85	-58	8	3	-20	-28	-26
5260003	Maskinongé	-22	-52	0	-11	-7	-6	-28	-17
5280001	Du Loup	-0	-30	-48	-7	-24	-30	-30	-6
Toutes les stations	Moyenne	5	-40	-14	20	13	-24	-11	-14
	Mediane	3	-35	0	18	13	-22	-1	-16
Nombre de stations selon la tendance									
Tendance	Baisse	4	16	9	6	7	15	9	13
	Non significative	14	5	13	6	3	7	13	8
	Hausse	4	1	0	10	12	0	0	1

1. Un changement de méthode a entraîné une sous-estimation des données de phosphore de 2011 à 2020 qui pourrait affecter les tendances.



Tendances observées au cours de la période 2002-2023 dans les concentrations de 8 paramètres physicochimiques et bactériologique mesurés à l'embouchure de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. Les valeurs inscrites dans les cellules correspondent aux pourcentages de variation⁵ entre 2002 et 2023. Une tendance n'a pas été considérée significative lorsque le niveau de probabilité était supérieur ou égal à 0,05⁵, 0,10 ou 0,20.

En ce qui concerne les CF, la valeur repère (200 UFC/100 ml), qui nécessite la mise en place d'un traitement additionnel au [traitement conventionnel](#) si une telle eau est utilisée comme source d'approvisionnement en eau potable, est dépassée pour 16 des 22 stations. L'eau de plusieurs de ces rivières (Chaudière, Richelieu et L'Assomption, par exemple) sert à la production d'eau potable.

Tendance

L'état global de la période 2021-2023 des 22 tributaires du fleuve et de la rivière des Outaouais, établi à l'aide de l'IQBP₆, montre une **tendance au maintien** par rapport à l'état global observé six ans plus tôt, qui était également **intermédiaire-mauvais**. En effet, pour la période 2015-2017, la proportion de rivières de qualité « bonne » était de 23 %, comme celle de la période 2021-2023.

Les tendances de la période de 2002-2023 montrent une hausse des concentrations en azote total et une baisse des concentrations en CF, en phosphore total et de la turbidité à la majorité des stations (tableau 3). [Une sous-estimation des données de phosphore de 2012 à 2021](#) pourrait induire cette tendance à la baisse ou masquer une tendance à la hausse. En effet, si l'on considère seulement la période 2012-2021, 2 stations montrent une hausse, 13 stations aucune tendance significative et 7 stations une baisse des concentrations de phosphore total. Plus du tiers des stations montrent aussi une hausse des concentrations de nitrates et une baisse de l'azote ammoniacal et des MES. Les hausses d'azote total et de nitrates se sont produites surtout dans les cours d'eau dont les activités agricoles sont dominantes.



Les résultats de l'IQBP₆, les fréquences de dépassements des critères de qualité de l'eau et des valeurs repères ainsi que les concentrations moyennes des paramètres suivis aux 261 stations du [Réseau-rivières](#) sont disponibles pour la période 2021-2023 dans l'*Atlas de l'eau*¹³. Les tendances à long terme sont aussi présentées, pour la période 1979-2017, dans l'*Atlas de l'eau* et dans la fiche du Rapport sur l'eau de 2020¹⁴.

Pressions et changements climatiques

Pressions

L'analyse des résultats de qualité de l'eau de la période 2021-2023 aux 22 stations permet d'évaluer l'effet des pressions exercées par les activités humaines. Elle traduit également le lien étroit entre la qualité de l'eau et l'occupation du territoire des bassins versants (tableau 1). Les milieux agricoles et anthropiques autres qu'agricoles, qui totalisent en moyenne le tiers du territoire (28 % agricole et 5 % anthropique), dont 47 % sur la rive sud et 21 % sur la rive nord du fleuve, sont étroitement liés à leur état global intermédiaire-mauvais. En effet, ils sont fortement corrélés à la dégradation de l'IQBP₆ (corrélation de Spearman : $r = -0,83$; $p < 0,0001$), à l'augmentation des nutriments (phosphore total, azote total et nitrates) ($r > 0,6$; $p < 0,001$) et à l'augmentation de l'indicateur de biomasse d'algues (chlorophylle α) ($r = 0,74$; $p < 0,0001$). La corrélation est moins forte avec la turbidité, les MES et les CF ($r > 0,35$; $p < 0,1$) en raison d'autres facteurs, comme l'érosion des berges des cours d'eau et le degré d'assainissement des eaux usées et des déjections animales.

En particulier, une qualité de l'eau mauvaise ou très mauvaise a été relevée pour le suivi de la période 2021-2023 de mai à octobre dans cinq rivières (Boyer, Yamaska, Châteauguay, la Chaloupe et Bayonne) qui se trouvent dans des bassins versants dont l'occupation du territoire est majoritairement agricole et anthropique (tableau 1, tableau 2).

Excès d'éléments nutritifs

L'excès d'éléments nutritifs contribue à l'eutrophisation des cours d'eau et des plans d'eau. Le phosphore contribue généralement à l'eutrophisation en eaux douces et l'azote à l'eutrophisation des eaux salées. Selon une étude de 2009-2012 sur les principaux tributaires du fleuve, un peu moins de la moitié de leurs charges en phosphore sont de source naturelle (27 %), municipale ponctuelle (17 %) et des papetières (1 %), alors que 55 % proviennent des sources diffuses anthropiques¹². Ces sources diffuses anthropiques sont surtout agricoles, mais incluent aussi le ruissellement urbain et les apports à caractère ponctuel des résidences isolées, des industries agroalimentaires hors réseau municipal, des ouvrages de surverse et des lieux d'enfouissement¹². La charge excédentaire de phosphore total des principaux tributaires du fleuve pour la période 2009-2012 et 2013-2017, en regard du CVAC du phosphore total, est d'environ de 1500 tonnes par année, soit de l'ordre de 40 % de leurs apports au fleuve^{11, 12}. Cet excès en regard des valeurs repères pour l'azote total et les MES est de l'ordre de dix mille tonnes (15 %) et d'un peu plus d'un million de tonnes (plus de 55 %) respectivement^{11, 12}.

En milieu agricole, des quantités importantes d'engrais minéraux sont utilisées, notamment dans les grandes cultures, comme le maïs. Dans les zones à forte densité animale, le phosphore et l'azote excrétés dans les déjections animales, combinés aux engrais minéraux, dépassent les besoins des cultures¹⁵. Un apport de phosphore dépassant l'exportation de la récolte enrichit les sols agricoles^{16, 17} et l'eau des rivières¹⁸. Les cultures annuelles (surtout le maïs et le soya), l'épandage de fertilisants (surtout à l'automne ou sans incorporation au sol) ainsi que l'absence d'entreposage étanche des déjections animales augmentent les apports de phosphore vers les cours d'eau^{19, 20}.

L'épandage d'azote sous forme d'engrais minéraux et de déjections animales en excès par rapport aux besoins des cultures¹⁵ ainsi que les autres apports de sources agricoles, municipales et industrielles, contribuent aux concentrations élevées d'azote total observées dans plusieurs tributaires du fleuve. Dans le cas des nitrates, le CVAC des tributaires est dépassé très fréquemment dans les rivières Boyer et la Chaloupe. Les activités agricoles²⁰ contribuent notamment aux valeurs observées. Une fois dans le fleuve, ces apports d'azote contribuent à l'eutrophisation de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent²¹. Les tributaires du fleuve et la rivière des Outaouais contribuent au tiers de la charge d'azote du fleuve à la hauteur de Québec, comparativement à 6 % pour les effluents urbains rejetés directement au fleuve après traitement²².



Les apports agricoles, municipaux et industriels peuvent contribuer aux dépassements du critère d'azote ammoniacal pour la protection de l'eau brute d'approvisionnement, comme cela a été observé dans 12 tributaires du fleuve (tableau 1). En particulier, l'épandage de déjections animales à l'automne accroît les apports d'azote ammoniacal vers les cours d'eau²³.

Matières en suspension et turbidité

Les MES et la turbidité, souvent reliées, peuvent affecter de différentes manières la qualité de l'eau et des habitats aquatiques. Les apports de sources agricoles, municipales et industrielles contribuent à augmenter les MES et la turbidité dans les tributaires du fleuve. L'érosion des berges et des sols, surtout dans les cultures annuelles, comme le maïs et le soya, qui laissent le sol à nu, y contribue principalement. Le dépôt de MES dans le lit des rivières peut colmater les aires de reproduction des poissons. La turbidité peut affecter la vie aquatique des rivières et la production des herbiers, comme cela a été observé dans le lac Saint-Pierre²⁴.

Coliformes fécaux

Une densité élevée de populations animales et humaines, associée à l'absence de traitement de désinfection aux ouvrages d'assainissement des eaux usées, contribue aux concentrations élevées de coliformes fécaux en rivières^{6, 25}. Ces bactéries indiquent la présence potentielle de micro-organismes pathogènes dans l'eau provenant des déjections animales et humaines. De plus, une proportion de ces micro-organismes peut être résistante aux antimicrobiens²⁶, ce qui en augmente le risque pour la santé associé aux divers usages de l'eau des tributaires, comme la baignade, la pêche sportive et l'irrigation des cultures. Cette contamination

microbienne augmente les coûts et la complexité de la production d'eau potable et peut présenter un risque accru à la santé en cas de défaillance.

Évolution des pressions au fil du temps

Depuis 2002, l'utilisation accrue d'engrais minéraux azotés contribue à expliquer les hausses d'azote total à la majorité des stations, alors que la baisse d'utilisation d'engrais minéraux phosphatés et l'utilisation de la phytase dans les moulées porcines et avicoles⁵ contribuent à la diminution des concentrations de phosphore total observées en rivières. Une sous-estimation des données de phosphore de 2011 à 2020 peut également affecter les tendances. D'autres facteurs, comme l'assainissement des eaux usées municipales et industrielles ou l'entreposage des déjections animales, ainsi que les débits des cours d'eau dans le cas des MES et de la turbidité notamment⁵, pourraient aussi contribuer aux tendances observées.

Changements climatiques

Les changements climatiques affectent l'eutrophisation des rivières, la vie aquatique et la santé humaine et animale. Les étiages plus sévères et plus longs en période estivale²⁷ diminuent la capacité de dilution des rejets ponctuels, augmentant les concentrations de nutriments, de MES et de micro-organismes en rivières. Le réchauffement de l'eau accentue le risque d'eutrophisation, de présence de cyanobactéries toxiques et de conditions anoxiques^{28, 29, 30}. L'augmentation des pointes des crues estivales et automnales²⁷ accroît les apports agricoles et anthropiques, par l'érosion, les réseaux d'égout pluviaux et le débordement des ouvrages de surverse, notamment^{29, 30}.

Pour en savoir plus

[*Critères de qualité de l'eau de surface*](#)

[*Valeurs moyennes des paramètres suivis aux 261 stations du Réseau-rivières – Atlas de l'eau*](#)

[*Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*](#)

[*Atlas hydroclimatique du Québec méridional*](#)

[*Fiche Physicochimie et bactériologie des tributaires du fleuve \(2020\)*](#)

[*Fiche Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole \(2020\)*](#)

[*Fiche Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole \(2025\)*](#)



Bibliographie

1. **HÉBERT, S.** (1997). *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN/970102, 20 p. + 4 annexes, [En ligne], https://environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf.
2. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2022). *Guide d'interprétation de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP_s et IQBP_e)*, 21 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/guide-interpretation-indice-qualite-bacteriologique-physicochimique-eau.pdf.
3. *Critères de qualité de l'eau de surface*, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.
4. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE** (2019). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec : règles générales d'utilisation des critères de qualité de l'eau*, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/generales.htm.
5. **PATOINE, Michel et François D'AUTEUIL-POTVIN** (2013). *Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68544-9 (PDF), 22 p. + 7 ann., [En ligne], [Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec \(gouv.qc.ca\)](https://www.gouv.qc.ca/Tendances_de_la_qualite_de_l_eau_de_1999_a_2008_dans_dix_bassins_versants_agricoles_au_Quebec).
6. **PATOINE, Michel et François D'AUTEUIL-POTVIN** (2015). *Contamination bactériologique des petits cours d'eau en milieu agricole : état et tendances*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-72699-9 (PDF), 39 p. + 8 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/rapport_agricole.htm.
7. **CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME)** (2024). *Recommandations pour la qualité de l'eau en vue de protéger les utilisations à des fins agricoles : eau d'irrigation*, CCREM, 1987, [En ligne], <https://ccme.ca/fr/chemical/66>.
8. **CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME)** (2008). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, 785 p. et 17 annexes.
9. **PATOINE, M.** (2011). « Influence de la densité animale sur la concentration des coliformes fécaux dans les cours d'eau du Québec méridional, Canada », *Revue des sciences de l'eau*, 24(4), 329-448, [En ligne], <https://www.erudit.org/fr/revues/rseau/2011-v24-n4-rseau5005753/1007628ar/>.
10. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Lexique des usages liés au milieu aquatique*, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/Lexique-usages.pdf>.
11. **GRENIER, Martine** (2024). *Charges de six paramètres physicochimiques et bactériologique à l'embouchure des principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent, 2013-2017*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-97312-6 (PDF), 38 p. et 10 annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/Eau/flrivlac/physicochimie-bacteriologie/rapport-charges-six-parametres-physicochimiques-bacteriologique.pdf>.
12. **PATOINE, Michel** (2017). *Charges de phosphore, d'azote et de matières en suspension à l'embouchure des rivières du Québec, 2009 à 2012*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-77490-7 (PDF), 25 p. et 11 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/charge-phosphore-azote-mes2009-2012.pdf.
13. *Atlas de l'eau*, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/atlas>.
14. Fiche Physicochimie et bactériologie des tributaires du fleuve, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2020.pdf#page=230>.
15. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT** (2003). *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*, Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq n° ENV/2003/0025, 143 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf.
16. **TABI, M., L. TARDIF, D. CARRIER, G. LAFLAMME et M. ROMPRÉ** (1990). *Inventaire des problèmes de dégradation des sols au Québec*, rapport synthèse. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire, 71 p.
17. **GASSER, M.-O., BOSSÉ C., CLÉMENT, C. C., BERNARD, C., GRENON, L., MATHIEU, J.-B., TREMBLAY, M.-E.** (2023). *Rapport 1 de l'Étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec : État de santé des principales séries de sols cultivées*, rapport final présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). IRDA, 190 p., [En ligne], <https://irda.blob.core.windows.net/media/8200/eessaq-rapport-1-final-juin2023.pdf>.
18. **PATOINE, M., et M. SIMONEAU** (2002). « Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec », *Vecteur environnement*, 35(1), 61-66, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/impact-agriculture-intensive-eau-janvier-2002.pdf.



19. **LAROCQUE M., M. PATOINE, O. BANTON, A.N. ROUSSEAU et P. LAFRANCE** (2002). « Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole – Outil LoPhos », *Vecteur environnement*, 35(5), 47-56.
20. **HÉBERT, S., et D. BLAIS** (2017). *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement et Direction de l'expertise en biodiversité, ISBN 978-2-550-77770-0 (PDF), 30 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf.
21. **DESLONGCHAMPS, G.** (2021). *Revue de littérature : l'eutrophisation en milieu marin*, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/revue-litterature-eutrophisation-milieu-marin.pdf>.
22. **HUDON, C., P. GAGNON, M. RONDEAU, S. HÉBERT, D. GILBERT, B. HILL, M. PATOINE et M. STARR** (2017). « Hydrological and biological processes modulate carbon, nitrogen and phosphorus flux from the St. Lawrence River to its estuary (Quebec, Canada) », *Biogeochemistry*, DOI 10.1007/s10533-017-0371-4.
23. **GANGBAZO, G., A.R. PESANT et G.M. BARNETT** (1997). *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN : 2550-32097-2, 46 p. et 3 annexes.
24. **LAPORTE, M., M.-J. GAGNON, P. N. BÉGIN, P. BRODEUR, É. PAQUIN, J. MAINGUY, M. MINGELBIER, C. CÔTÉ, F. LECOMTE, C. BEAUVAIS, Z. E. TARANU, Y. PARADIS et R. POULIOT** (2023). « Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021 », *Le Naturaliste canadien*, 147(2), 69-81, [En ligne], <https://doi.org/10.7202/1105486ar>.
25. **PATOINE, M., et F. D'AUTEUIL-POTVIN** (2020). *Contamination bactériologique des petits cours d'eau en milieu agricole : développement de modèles prédictifs*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-87111-8 (PDF), 29 p. et 10 annexes, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/contamination-bacteriologique-petits-cours-eau.pdf>.
26. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA** (2021). *Rapport quinquennal 2016-2021 : bilan des réalisations du Plan d'action Saint-Laurent*. ISBN : 978-0-660-39149-6.
27. *Atlas climatique du Québec méridional*, [En ligne], <https://cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/>.
28. **GRAHAM, J. G., M. F. P. BIERKENS et M. T. H VAN Vliet** (2024). « Impacts of droughts and heatwaves on river water quality worldwide », *Journal of hydrology*, 629, 130590. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130590.
29. **ALBERTI-DUFORT, A., V. BOURDUAS CROUHEN, D. DEMERS-BOUFFARD, R. HENNIGS, S. LEGAULT, J. CUNNINGHAM, C. LARRIVÉE et OURANOS** (2022). Québec; Chapitre 2 dans *Le Canada dans un climat en changement : le rapport sur les perspectives régionales* (éd.) F. J. Warren, N. Lulham, D. L. Dupuis et D.S. Lemmen; Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario).
30. **VAN VLIET, M. T. H, J. THORSLUND, M. STOKAL, N. HOFSTRA, M. FLORKE, H. E. MACEDO, A. NKWASA, T. TANG, S. S. KAUSHAL, R. KUMAR, A. VAN GRIENSVEN, L. BOUWMAN et L. M. MOSLEY** (2023). « Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes », *Nature Reviews Earth and Environment*, 4, 687-702. [Doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3](https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3).



Qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent

État : Intermédiaire-mauvais

Tendance : Détérioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

La qualité bactériologique de l'eau en rive du fleuve Saint-Laurent est évaluée en mesurant les concentrations d'*Escherichia coli* (*E. coli*; UFC/100 ml) à 16 sites sentinelles représentatifs des secteurs d'eau douce. Chaque site a été visité 10 fois par période estivale, de 2003 à 2009, puis de 2017 à 2023. Entre quatre et six échantillons ont été récoltés et une valeur moyenne par visite a été calculée. Une cote de qualité bactériologique annuelle ou triennale, de « mauvaise » à « excellente », est attribuée pour chaque site en utilisant la concentration médiane des *E. coli* (figure 1). L'état global de l'indicateur est déterminé par le pourcentage de sites à bon potentiel d'usage récréatif, soit 80 % et plus : bon; 67 % à 79 % : intermédiaire-bon; 50 % à 66 % : intermédiaire; 20 % à 49 % : intermédiaire-mauvais; moins de 20 % : mauvais. Les sites à bon potentiel d'usage récréatif sont caractérisés par une cote de qualité triennale au minimum « passable », avec au moins 70 % des jours sans dépassement du critère de protection des activités récréatives de contact direct.

FIGURE 1 – Cote de qualité bactériologique triennale des 16 sites sentinelles en rive du fleuve Saint-Laurent pour la période 2021-2023

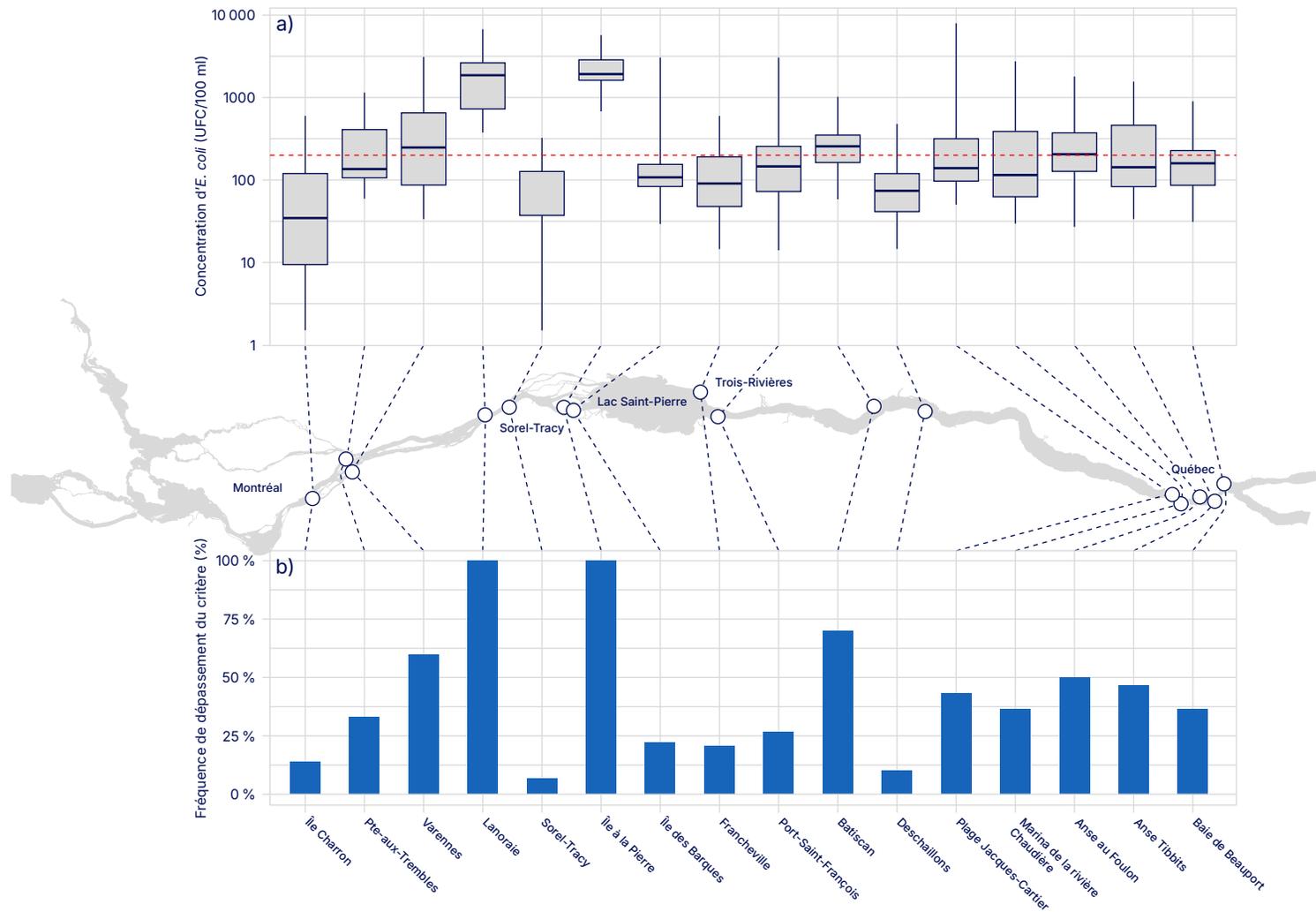
Les classes de qualité sont basées sur la médiane des concentrations d'*E. coli* : « A : excellente » si moins de 20 UFC/100 ml, « B : bonne » entre 21 et 100 UFC/100 ml, « C : passable » entre 101 et 200 UFC/100 ml et « D : mauvaise » plus de 200 UFC/100 ml.

État et tendance

L'état global de la qualité bactériologique en rive du fleuve pour 2021-2023 est jugé comme étant intermédiaire-mauvais, comptant seulement 6 sites sur 16 (38 %) ayant un bon potentiel d'usage récréatif. Ces derniers sont caractérisés par une cote de qualité bactériologique triennale au minimum « passable » (médiane des concentrations d'*E. coli* plus petite que 200 UFC/100 ml), ainsi que par un minimum de 70 % des jours sans dépassement du critère de protection des activités récréatives de contact direct pour l'*E. coli* (200 UFC/100 ml¹). Ce critère est basé sur des études épidémiologiques évaluant les seuils de concentration d'*E. coli* sous lesquels le risque est jugé acceptable pour différents types d'activités récréatives. Il concerne les activités impliquant un contact direct avec l'eau ou un risque d'immersion complète du corps dans l'eau, y compris la tête, telles que la baignade ou la planche à voile².



FIGURE 2 – Qualité bactériologique des 16 sites sentinelles en rive du fleuve Saint-Laurent pour la période 2021-2023



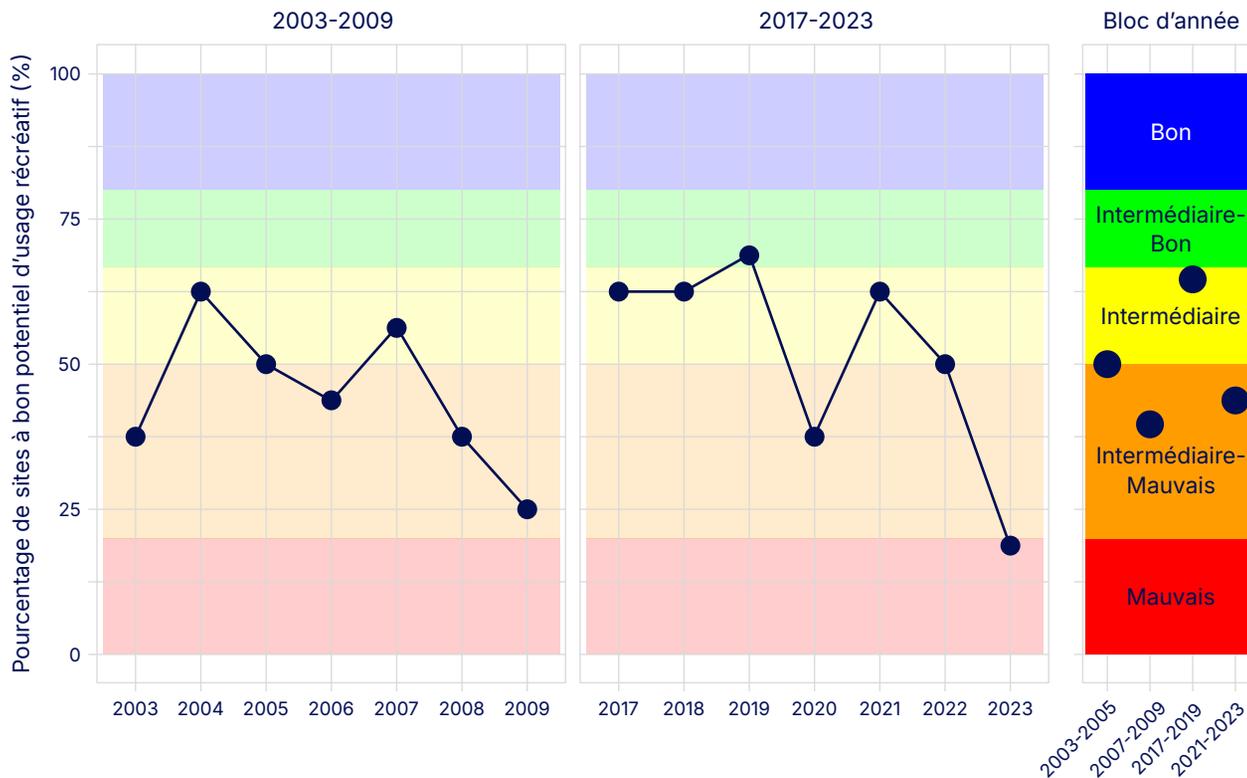
a) Distributions des concentrations d'E. coli par site présentées par boîtes à moustaches sur une échelle logarithmique. Chaque boîte grise montre où se concentrent la majorité des données (écart interquartile), avec la ligne horizontale au centre de la boîte représentant la médiane. La ligne verticale de la boîte (la moustache) représente l'étendue des données, de la plus petite valeur (extrémité inférieure) à la plus grande valeur (extrémité supérieure). La ligne pointillée rouge représente la valeur du critère de contact direct de 200 UFC/100 ml.

b) Pourcentage de jours où la concentration moyenne d'E. coli dépasse le critère de contact direct pour chaque site.



Pour la période 2021-2023, aucun site ne présente une cote de qualité « excellente » (médiane des concentrations d'E. coli égale ou inférieure à 20 UFC/100 ml) et seulement un quart des sites présentent une cote de qualité « bonne » (médiane des concentrations d'E. coli entre 21 et 100 UFC/100 ml). Pour l'ensemble des sites visités entre 2021 et 2023, 40 % présentaient une eau dont la concentration moyenne d'E. coli dépassait le critère de contact direct de 200 UFC/100 ml¹.

FIGURE 3 – Évolution de l'état de la qualité bactériologique en rive du fleuve Saint-Laurent



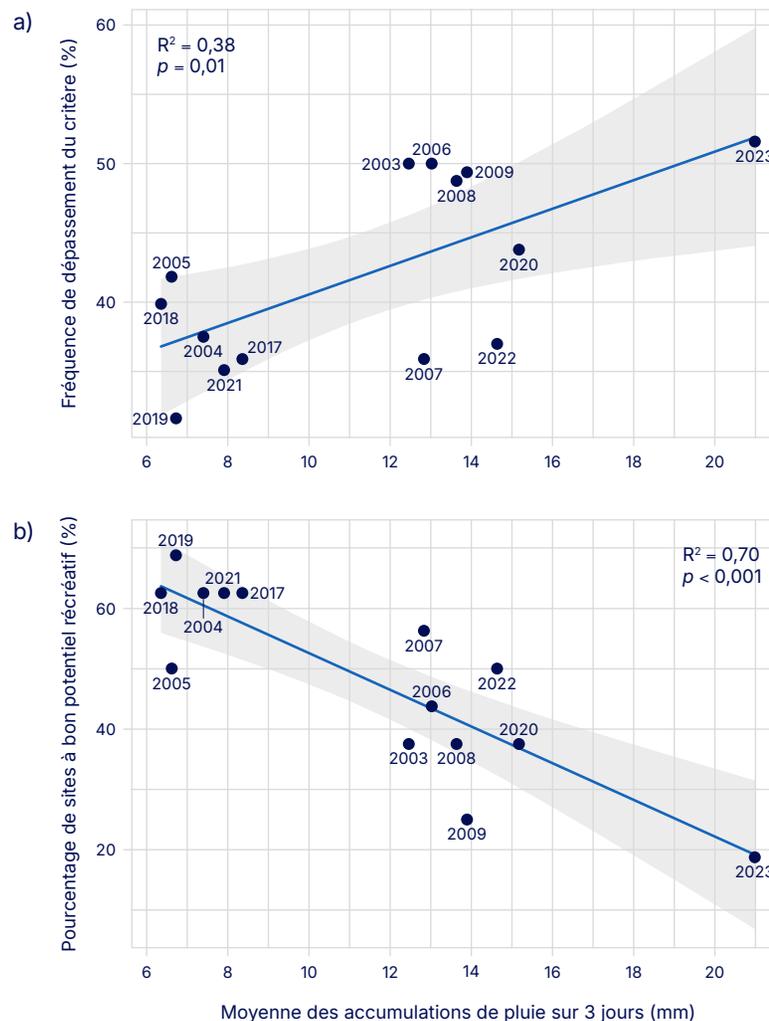
L'état global annuel, pour les périodes 2003-2009 et 2017-2023, et triennal (bloc de trois années) est déterminé par le pourcentage de sites à bon potentiel (%) d'usage récréatif pour les activités de contact direct.

La qualité bactériologique de l'eau n'est cependant pas répartie uniformément le long du fleuve; les rives de certains secteurs (figure 1) sont davantage affectées par des eaux de mauvaise qualité bactériologique. La figure 2 présente les concentrations d'E. coli et les fréquences de dépassement du critère de contact direct aux sites sentinelles pour la période 2021-2023. En classant les sites de l'amont vers l'aval, on remarque que les concentrations d'E. coli aux sites situés entre Montréal et le lac Saint-Pierre (figure 2a) sont très variables, avec des cotes de qualité allant de « bonne » à « mauvaise ». La qualité bactériologique de l'eau en rive tend à se dégrader en aval de l'agglomération de Montréal, montrant des concentrations d'E. coli et des fréquences de dépassement qui augmentent jusqu'aux sites qui se trouvent près de Sorel-Tracy. Ce tronçon du fleuve est caractérisé par différentes masses d'eau qui ne se mélangent que très peu, ce qui crée une barrière physique entre les sites de la rive nord et ceux de la rive sud. Certains sites sont alimentés par des masses d'eau de bonne qualité bactériologique, tandis que d'autres se trouvent dans le panache des eaux usées et non désinfectées de grandes villes. C'est le cas immédiatement en amont du lac Saint-Pierre, où deux sites sentinelles (figure 2) présentent des cotes triennales de qualité « mauvaise », et dont le critère de contact direct était dépassé à chaque visite. Les sites situés entre le lac Saint-Pierre et Québec présentent des concentrations d'E. coli moins variables, avec la majorité des sites présentant une cote de qualité triennale jugée « passable ». Néanmoins, le critère de contact direct pour l'E. coli est souvent dépassé, surtout aux sites près de la ville de Québec (figure 2b).



La fiche de l'édition 2020 du présent Rapport présentait un état jugé comme étant intermédiaire pour la période 2017-2019. L'état de la qualité bactériologique en rive du fleuve s'est donc dégradé lors des dernières années. Cependant, depuis le début du suivi en 2003, l'état annuel s'est montré très variable et sans tendance visuellement perceptible, avec un pourcentage de sites à bon potentiel d'usage récréatif oscillant entre 20 % et 60 % (figure 3). Sur une base annuelle et pour tous les sites confondus, le pourcentage de jours où la concentration d'*E. coli* dépassait le critère de contact direct était moins variable au fil des années, demeurant entre 30 % et 50 %. Une part de la variabilité interannuelle dans la qualité bactériologique de l'eau peut être expliquée par la pluviométrie. En effet, les années présentant des accumulations moyennes de pluie importantes présentent moins de sites à bon potentiel d'usage récréatif et plus de dépassements de critère de contact direct (figure 4). L'accumulation moyenne de pluie correspond à la moyenne des accumulations de pluie (en millimètres) sur trois jours pour chaque site, soit la journée de l'échantillonnage et les deux journées précédentes. Les années présentant de fortes accumulations de pluie sont celles qui présentent aussi de plus fortes variations, donc plus d'extrêmes (corrélation de Pearson entre moyenne et écart type des accumulations; $r = 0,95$). Par exemple, plusieurs valeurs extrêmes d'accumulation de pluie ont eu lieu en 2023, avec des échantillonnages présentant jusqu'à 120 mm d'accumulation sur trois jours. Les temps de pluie n'expliquent toutefois pas la totalité de la variabilité interannuelle de la qualité bactériologique des rives du fleuve; ainsi, d'autres facteurs associés aux caractéristiques des sources de pollution et aux autres conditions environnementales peuvent entrer en compte.

FIGURE 4 – Relation entre la moyenne des accumulations de pluie sur trois jours et les indices de qualité bactériologiques en rive du fleuve pour les périodes 2003-2009 et 2017-2023



- a) Régression linéaire avec la fréquence annuelle de dépassement du critère de contact direct pour tous les sites confondus. La zone grise représente les intervalles de confiance de 95 %.
- b) Régression linéaire avec le pourcentage de sites à bon potentiel (%) d'usage récréatif. La zone grise représente les intervalles de confiance de 95 %.



Pressions et changements climatiques

La concentration de micro-organismes fécaux en rive est influencée par plusieurs facteurs qui sont reliés, d'une part, aux quantités émises par les différentes sources et, d'autre part, aux conditions qui déterminent leur persistance dans l'environnement, toutes deux influencées par les changements climatiques.

Les sources de pollution d'origine fécale des rives du fleuve sont grandement associées aux activités anthropiques. En milieu urbain, le rejet d'eaux usées non désinfectées, la présence de raccordements inversés des réseaux d'égouts ainsi que les débordements d'égouts survenant par temps de pluie constituent d'importantes sources d'agents pathogènes microbiologiques vers les cours d'eau. En milieu agricole, une contamination bactériologique des eaux de surface est notamment associée à un mauvais entreposage des déjections animales ou à des pratiques culturales et d'épandage favorisant le ruissellement des coliformes fécaux vers les milieux aquatiques adjacents. La présence de faune, comme les animaux domestiques ou les colonies d'oiseaux, constitue aussi une source de contamination par leurs déjections. D'ailleurs, la présence d'animaux ou de déjections a été notée sur plusieurs des sites suivis et pourrait contribuer à expliquer certaines variations locales.

Une fois dans l'environnement, les micro-organismes fécaux se retrouvent dans des conditions très différentes de celles de leur habitat initial, et leur concentration décline plus ou moins rapidement³. Par exemple, le déclin des concentrations d'*E. coli* dans les eaux de surface est principalement dû à la prédation et à la compétition causée par la présence du microbiome indigène, mais plusieurs autres facteurs ont été répertoriés⁴. En général, le déclin

des concentrations d'*E. coli* est accéléré lorsque l'eau se réchauffe⁵ et en présence de lumière, principalement en présence de rayons ultraviolets (UV)^{3, 6, 7}. Ainsi, la faible transparence de l'eau limiterait le déclin des concentrations d'*E. coli*, car il serait protégé des rayons UV⁸.

Même avec une persistance de quelques jours seulement, la présence de micro-organismes fécaux en rive du fleuve peut tout de même provenir de sources éloignées. Par exemple, en tenant compte du courant moyen du chenal de navigation⁹, l'eau contaminée de la région de Montréal prendrait d'un à trois jours pour atteindre le lac Saint-Pierre. Toutefois, comme les micro-organismes tendent à s'attacher aux particules, ils peuvent aussi se déposer rapidement. Une fois dans les sédiments ou le sable des rives, ils pourraient persister plus longtemps, favorisés par l'absence de lumière et par des concentrations plus élevées de nutriments et de matières organiques³. Ainsi, la re-suspension des sédiments par les vagues ou les baigneurs pourrait parfois être en cause lorsque de fortes concentrations d'*E. coli* sont observées dans l'eau des rives du fleuve. Par exemple, il a été observé que les sédiments provenant de surverses et se déposant dans les estuaires peuvent demeurer contaminés par l'*E. coli* plus de sept jours après l'épisode de pluie¹⁰.

Les changements climatiques entraînent principalement une modification du régime hydrique du fleuve en raison de leurs effets sur les précipitations, le couvert nival et les températures^{11, 12}. Selon les données historiques du sud du Québec, plusieurs tendances significatives à la hausse ont été observées pour la pluie printanière et automnale¹². Les précipitations peuvent causer des débordements d'eaux usées¹³ et contribuer à la dégradation de la qualité bactériologique des milieux aquatiques^{14, 15, 16, 17, 18}. Une étude sur l'effet des changements climatiques au Québec¹⁹ prévoit qu'une hausse de la fréquence et de la durée des débordements est attendue pour les mois

de mai et d'octobre, et une diminution en juillet et août. Une autre analyse des prévisions des précipitations au Québec prévoit que le nombre annuel d'événements demeurerait inchangé, mais que les volumes des déversements augmenteraient à cause des événements de pluies extrêmes²⁰. Par conséquent, une augmentation de l'intensité des débordements pourrait contribuer à une détérioration de la qualité bactériologique future.

En été, le risque de sécheresse sera plus important sur l'ensemble du territoire du Québec méridional²¹. Une méta-analyse récente suggère que, globalement, les épisodes de vagues de chaleurs et de sécheresses diminuent les concentrations de coliformes fécaux dans les cours d'eau, principalement grâce à la diminution de la pollution diffuse et à leur déclin accéléré par la température²². Une réduction des débordements d'eaux usées lors de sécheresses pourrait diminuer les risques pour la santé lors de la pratique d'activités avec contact direct et indirect. Toutefois, une redistribution des panaches bactériens due aux modulations du régime hydrique pourrait modifier le risque entre les secteurs.

Pour en savoir plus

[La salubrité des sites potentiels de baignade en eau douce du fleuve – 3^e édition \(planstlaurent.qc.ca\)](#)



Bibliographie

1. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS.** *Critères de qualité de l'eau de surface – Escherichia coli*, [En ligne], [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0240] (consulté le 23 juillet 2024).
2. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Lexique des usages liés au milieu aquatique*, 8 p., [En ligne], [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/Lexique-usages.pdf>].
3. **KORAJKIC, A., WANJUGI, P., BROOKS L., CAO, Y., et HARWOOD, V. J.** (2019). « Persistence and decay of fecal microbiota in aquatic habitats », *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 83 :e00005-19. doi : 10.1128/MMBR.00005-19.
4. **KORAJKIC, A, WANJUGI, P., et HARWOOD, V. J.** (2013). « Indigenous Microbiota and Habitat Influence *Escherichia coli* Survival More than Sunlight in Simulated Aquatic Environments ». *Appl. Environ. Microbiol.* 79. doi :10.1128/AEM.01362-13.
5. **BLAUSTEIN, R. A., PACHEPSKY, Y., HILL, R.L., SHELTON, D. R., et WHELAN, G.** (2013). « *Escherichia coli* survival in waters: Temperature dependence », *Water Research*, vol. 47, n° 2, p. 569-578. doi :10.1016/j.watres.2012.10.027.
6. **TIWARI, A., KAUPPINEN, A., RÄSÄNEN, P., SALONEN, J., WESSELS, L., JUNTUNEN, J., MIETTINEN, I.T., et PITKÄNEN, T.** [2023]. « Effects of temperature and light exposure on the decay characteristics of fecal indicators, norovirus, and Legionella in mesocosms simulating subarctic river water », *Science of the Total Environment*, 859 :160340, doi : 10.1016/j.scitotenv.2022.160340.
7. **SINTON, L. W., HALL, C. H., LYNCH, P. A., et DAVIES-COLLEY, R. J.** (2002). « Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters », *Appl. Environ. Microbiol. Mar.*, 68(3) :1122-31. doi : 10.1128/AEM.68.3.1122-1131.2002.
8. **MARACCINI, P. A., MATTIOLI, M. C., SASSOUBRE, L. M., CAO, Y., GRIFFITH, J. F., ERVIN, J. S., VAN DE WERFHORST, L. C., et BOEHM, A. B.** (2016). « Solar inactivation of enterococci and *Escherichia coli* in natural waters: effects of water absorbance and depth », *Environ. Sci. Technol.*, 50 :5068-5076. doi : 10.1021/acs.est.6b00505.
9. **HUDON, C., P. GAGNON, M. RONDEAU, S. HÉBERT, D. GILBERT, B. HILL, M. PATOINE et M. STARR** (2017). « Hydrological and biological processes modulate carbon, nitrogen and phosphorus flux from the St. Lawrence River to its estuary (Québec, Canada) », *Biogeochemistry*, vol. 135, p. 251-276. doi : 10.1007/s10533-017-0371-4.
10. **HUEIWANG, C.J., A.J. ENGLAND et H.B. BRADFORD** (2005). « Indicator organisms associated with stormwater suspended particles and estuarine sediment », *Journal of Environmental Science and Health*, vol. 40, p. 779-791. doi : 10.1081/ese-200048264.
11. **CENTRE D'EXPERTISE HYDRIQUE DU QUÉBEC (CEHQ)** (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional : impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*, 81 p., [En ligne], [https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydropetrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf].
12. **OURANOS** (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*, édition 2015, Montréal, Québec, Ouranos, 415 p., [En ligne], [<https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>]
13. **MAILHOT, A., et G. TALBOT** (2014). *Analyse de la corrélation entre fréquences des surverses et pluviométrie : version finale*, travaux réalisés pour le compte ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, rapport de recherche (R1500), Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre eau, terre et environnement, 45 p.
14. **HÉBERT, S., et J. LACOURSIÈRE** (2004). *Modélisation de la qualité bactériologique d'un site potentiel de baignade à la baie de Beauport, Québec*, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Association pour la sauvegarde de la baie de Beauport, 10 p., [En ligne], [http://environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/baie_beauport/2003/Rapport.pdf].
15. **HÉBERT, S.** (2010). *Qualité bactériologique de sites potentiels de baignade, été 2009*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 8 p., [En ligne], [<http://environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/stlaurent/Plages2009.pdf>].
16. **SHAH, V. G., R. H. DUNSTAN, P. M. GEARY, P. COOMBES, T. K. ROBERTS et T. ROTHKIRCH** (2007). « Comparisons of water quality parameters from diverse catchments during dry periods and following rain events », *Water Research*, vol. 41, p. 3655-3666. doi : 10.1016/j.watres.2007.02.052.
17. **SHEHANE, S. D., V. J. HARWOOD, J. E. WHITLOCK et J. B. ROSE** (2005). « The influence of rainfall on the incidence of microbial faecal indicators and the dominant sources of faecal pollution in a Florida river », *Journal of Applied Microbiology*, vol. 98, p. 1127-1136. doi : 10.1111/j.1365-2672.2005.02554.x.
18. **RECHENBURG, A., CH. KOCH, TH. CLABEN et TH. KISTEMANN** (2006). « Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water », *Water Science & Technology*, vol. 54, p. 95-99. doi : 10.2166/wst.2006.454.
19. **FORTIER, Claudine** (2013). *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*, Mémoire (M.A.), Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre eau, terre et environnement, 125 p. et 6 annexes.
20. **DIRECTION DES EAUX USÉES MUNICIPALES** (2023). *Guide de gestion des débordements et des dérivations d'eaux usées : Tome I – Connaissances de base*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 176 p., [En ligne], [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/debordements/guide/guide-gestion-debordements-tome1.pdf>].
21. **DIRECTION DE L'EXPERTISE HYDRIQUE** (2018). *Document d'accompagnement de l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 34 p., [En ligne], [<http://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/doc-accompagnement.pdf>].
22. **GRAHAM, D. J., BIERKENS, M. F. P., et VAN VLIET, M. T. H.** (2024). « Impacts of droughts and heatwaves on river water quality worldwide », *Journal of Hydrology*, 629 :130590. doi : 10.1016/j.jhydrol.2023.130590.



Biodiversité et écosystèmes

Le terme « biodiversité », ou « diversité biologique », désigne l'ensemble des espèces et des écosystèmes de la Terre ainsi que les processus écologiques dont ils font partie.

Faune aquatique

La faune aquatique au Québec est un élément important pour la société, que ce soit comme source alimentaire de subsistance, comme ressource à la base de la pêche sportive et commerciale et comme élément essentiel pour les Premières Nations et Inuit.

La pêche sportive au Québec est une activité pratiquée par près de 700 000 personnes et génère des retombées économiques de 2,5 milliards de dollars annuellement, tout en soutenant plus de 15 000 emplois au Québec¹⁸.

ENCART

Taux de mortalité et reproduction de populations d'omble chevalier anadrome dans le Nord québécois

La biodiversité faunique aquatique peut être d'une importance cruciale sur le plan alimentaire, social et culturel pour les Premières Nations et Inuit. L'omble chevalier anadrome en est un bon exemple puisqu'il s'agit d'une espèce de poisson essentielle pour la santé et le mode de vie des communautés inuites du Nunavik.

Entre 2016 et 2019, le MELCCFP a réalisé un état de référence pour quatre populations d'omble chevalier anadrome du Nunavik à l'aide d'indicateurs biodémographiques obtenus par des suivis de la montaison. L'analyse des segments de la population d'omble échantillonnée suggère une mortalité élevée et un faible nombre d'individus participant à la reproduction. En effet, le taux de mortalité annuelle totale estimé atteignait entre 47 % et 52 % à Aupaluk, 50 % à Tasiujaq et 68 % à Inukjuak. Les individus contribuant à la reproduction représentaient seulement 7,5 % des spécimens échantillonnés à Aupaluk, 8,8 % à Tasiujaq et 1,8 % à Inukjuak.

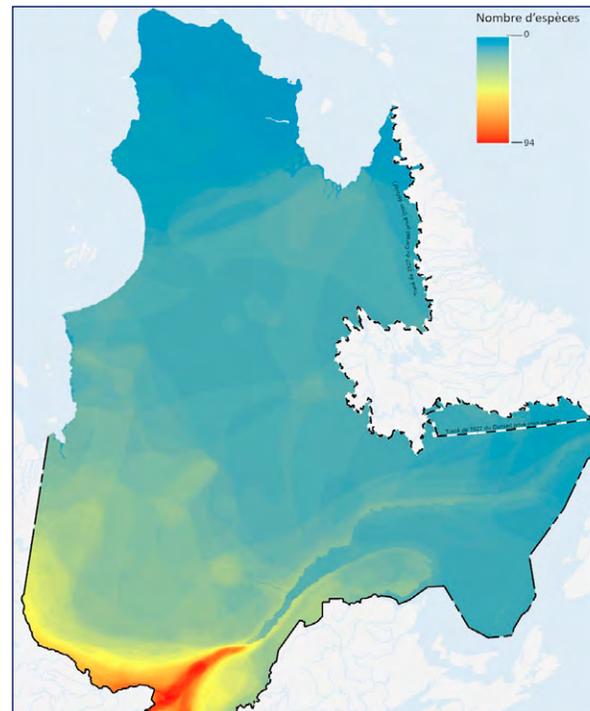
Pour plus d'information, consultez la fiche « Taux de mortalité et reproduction de populations d'omble chevalier anadrome dans le Nord québécois » dans le [Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques 2020](#).



Compte tenu de l'importance de la pêche sportive au Québec, le gouvernement, qui est responsable de la gestion des poissons d'eau douce et anadromes, déploie d'importants efforts afin d'assurer la durabilité des activités visant ces espèces^{19, 20}. Il est à noter que la grande majorité des poissons pêchés au Québec proviennent de la production naturelle sauvage (c.-à-d. qu'ils ne proviennent pas d'ensemencements). Les plans de gestion en place et les suivis de l'exploitation permettent d'ajuster le taux d'exploitation à la productivité piscicole des divers plans d'eau. Cette productivité est elle-même dépendante de la qualité des habitats aquatiques, ce qui inclut la qualité de l'eau.

Un total de 118 espèces de poissons d'eau douce et anadromes vivent au Québec, la plus grande diversité se retrouvant dans le sud de la province (figure 1). Un total de 11 espèces de poissons et de 8 espèces de moules d'eau douce sont en situation précaire au Québec. Le seul vertébré endémique au Québec, le chevalier cuirré (*Moxostoma hubbsi*), espèce spécialisée pour s'alimenter de moules d'eau douce, est présentement menacé de disparition. D'importants efforts humains et financiers sont déployés pour assurer la survie et éventuellement le rétablissement de cette espèce au Québec. Le succès que représente la réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) au Québec illustre qu'il est possible de rétablir une espèce malgré les défis que cela peut amener. En effet, le bar rayé avait disparu des eaux du fleuve Saint-Laurent au cours des années 60. À la suite d'efforts de réintroduction et de protection des habitats critiques pour l'espèce (frayères, aires d'alevinages, etc.), une population en santé est désormais en train de se rétablir dans le fleuve Saint-Laurent.

FIGURE 1 – Nombre d'espèces de poissons d'eau douce et anadromes au Québec



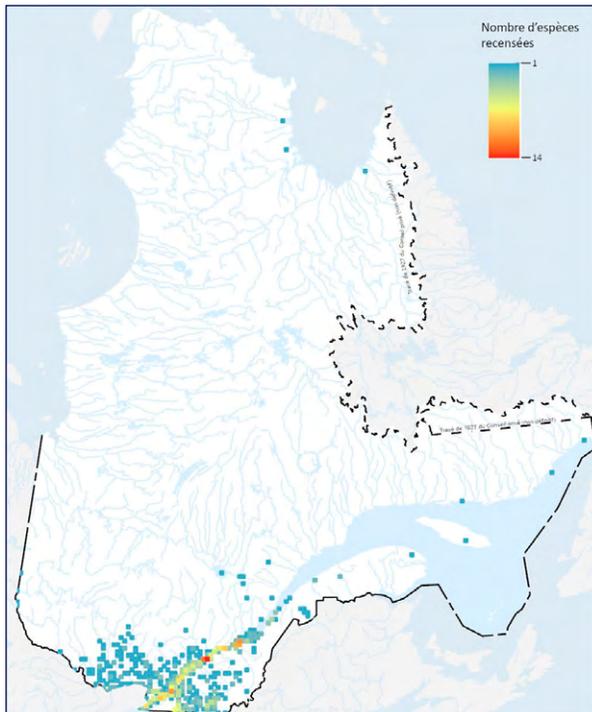
Nombre d'espèces de poissons d'eau douce et anadromes au Québec. La couleur reflète le nombre d'espèces cooccurrentes à un point interpolé des cartes de distribution générale pour les 118 espèces répertoriées au Québec.

Les populations de poissons sont menacées par de nombreuses pressions qui affectent simultanément la qualité des ressources en eau et la faune aquatique. En effet, les poissons occupent le haut de la pyramide alimentaire et bioaccumulent donc les polluants. De plus, étant donné que leur espérance de vie s'échelonne de 2 ans à plusieurs décennies, les poissons sont d'excellents indicateurs spatiotemporels de l'état de l'environnement. Par exemple, l'absence locale de poissons peut être associée à un stress passé (p. ex. : sécheresse) ou encore à l'absence d'un élément essentiel à leur survie (p. ex. : une rupture de connectivité empêchant les poissons d'accéder des habitats essentiels : frayère, sites d'alevinage, zone d'alimentation, refuge hivernal, etc.).

Comme on le voit aux figures 1, 2 et 3, la plus grande biodiversité de poissons se retrouve dans le sud du Québec, là où les menaces pesant sur les écosystèmes aquatiques sont exacerbées : urbanisation, présence d'espèces envahissantes, prélèvements d'eau, agriculture intensive, artificialisation ou linéarisation des cours d'eau, barrages et digues permettant de réguler les niveaux d'eau causant une rupture de connectivité, pollution, etc. Les organismes aquatiques étant continuellement en contact avec le milieu aquatique, en plus de bioaccumuler des contaminants, ils sont particulièrement menacés par l'arrivée de nombreux contaminants émergents, de nouveaux pesticides et de perturbateurs endocriniens qui ne sont pas encore traités par les usines d'épuration des eaux.

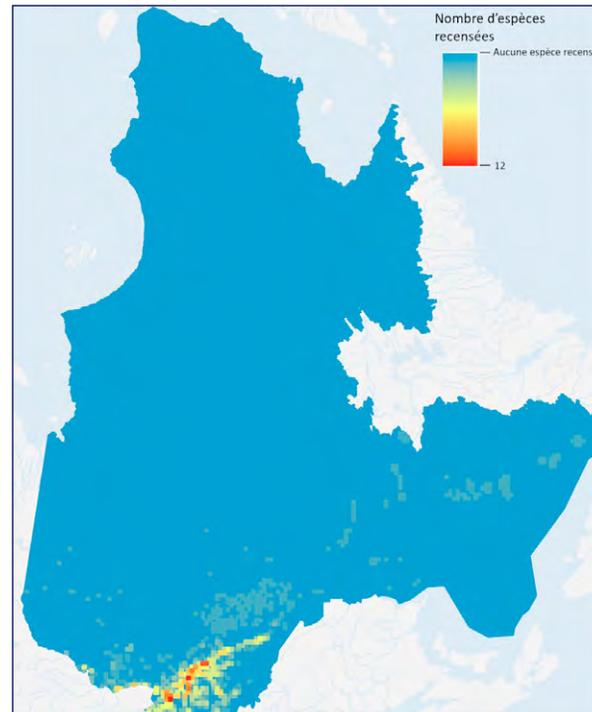


FIGURE 2 – Nombre d'espèces aquatiques envahissantes rapportées au Québec



Occurrences d'espèces aquatiques envahissantes observées au Québec. Le nombre recensé correspond au nombre d'espèces distinctes rapportées par zone de 10 × 10 km.

FIGURE 3 – Nombre d'espèces aquatiques en situation précaire au Québec



Occurrence d'espèces aquatiques (poissons, moules) en situation précaire selon la base de données du CDPNQ.

Entrant directement en compétition avec la faune aquatique indigène ou modifiant les habitats aquatiques, l'arrivée d'espèces aquatiques envahissantes est une menace de plus en plus présente au Québec. Bien que de nombreuses actions soient mises en œuvre pour limiter la dispersion et l'arrivée de nouvelles espèces²¹, cette menace est loin d'être endiguée. La collaboration de tous les acteurs est donc nécessaire.

La distribution des diverses espèces de poissons au Québec est d'autant plus problématique lorsqu'il est question des impacts anticipés des changements climatiques. La répartition des poissons au Québec suit en grande partie le gradient climatique nord-sud. En effet, les espèces se répartissent en fonction des températures auxquelles elles sont adaptées ou tolérantes. La migration des communautés du sud vers le nord pourrait être limitée par leur capacité de dispersion intrinsèque par rapport à la rapidité des changements climatiques et par la capacité des espèces de se redistribuer dans le paysage du Québec moderne avec ses entraves à la dispersion (p. ex. : barrages, zones artificialisées/anthropisées). Avec les changements climatiques, nous observons également une augmentation des événements extrêmes qui menacent les habitats aquatiques. Cette problématique est exacerbée par l'artificialisation des berges, l'absence de bandes riveraines végétalisées ainsi que les altérations augmentant la vitesse de l'eau et l'érosion qui s'en suit.



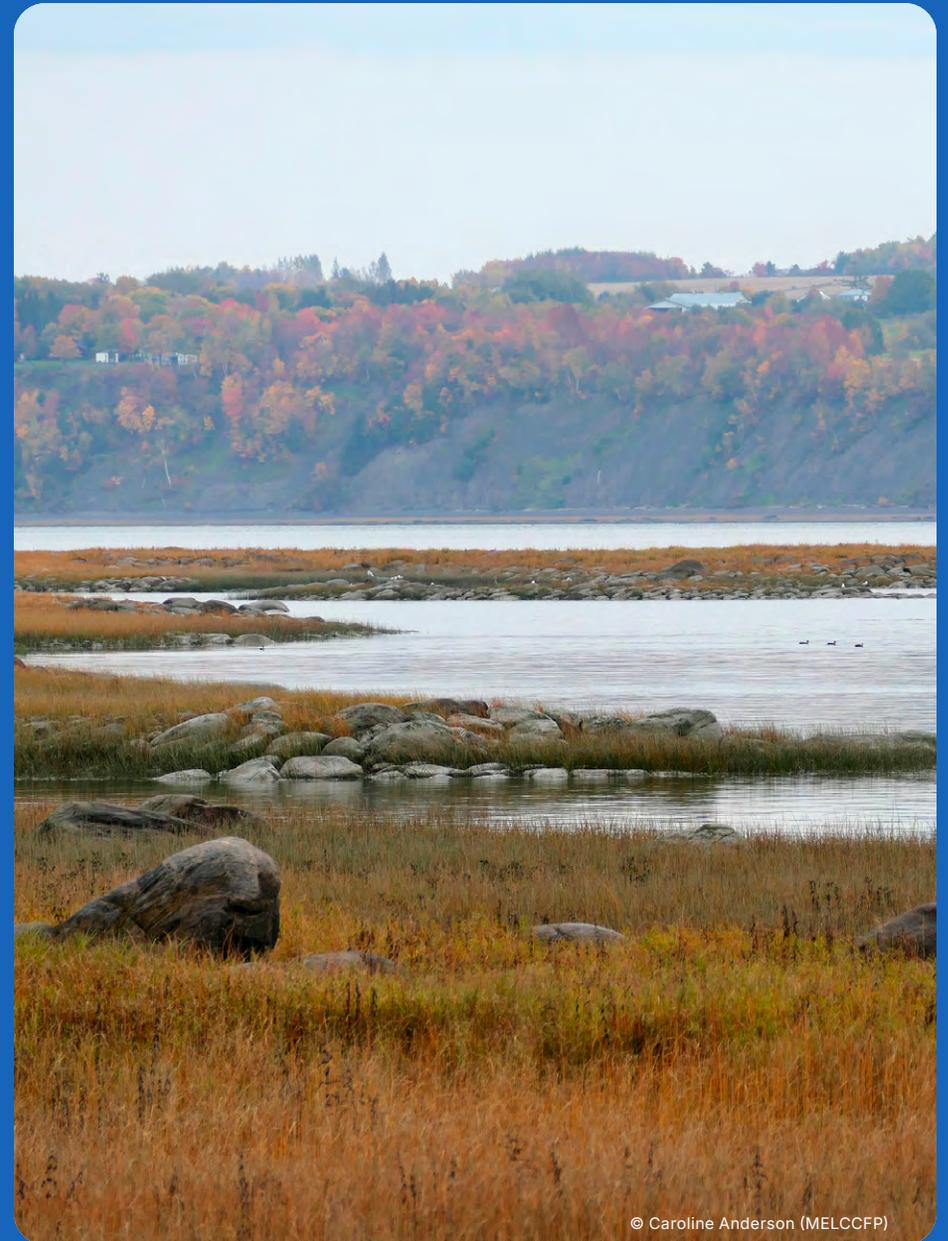
ENCART

État des écosystèmes riverains

Les écosystèmes riverains remplissent une multitude de fonctions écologiques nécessaires au fonctionnement des milieux aquatiques et de leurs communautés biologiques, telles que la rétention des sédiments, nutriments et contaminants, la stabilisation des berges et la protection contre l'érosion des sols, ainsi que la régulation de la température de l'eau. Toutefois, de nombreuses activités d'origine anthropique, telles que l'industrialisation, l'urbanisation et l'expansion des terres agricoles, compromettent l'intégrité des écosystèmes riverains. Ces activités peuvent notamment engendrer une modification des processus physiques (p. ex. : érosion, sédimentation), une détérioration de la végétation riveraine et une perte d'habitat. Il importe donc de développer des outils permettant d'effectuer un suivi de l'état des écosystèmes riverains.

Bien qu'un indice existe déjà pour évaluer la condition écologique des milieux riverains (indice de qualité des bandes riveraines), celui-ci ne prend pas en compte certaines composantes importantes de l'état des écosystèmes riverains comme la connectivité longitudinale et latérale, la pente, la qualité d'habitat et le type de sol. Ainsi, la conception d'un nouvel outil pour le calcul d'un indice de suivi de l'état de l'écosystème riverain (ISÉÉR) permettra d'établir un portrait plus précis et plus global de l'état des milieux riverains, en plus de suivre son évolution. Cet outil géomatique s'appuiera sur des principes écosystémiques, visant l'ensemble de l'écosystème riverain plutôt que seulement la rive au sens légal du terme (c.-à-d. la bande riveraine). L'ISÉÉR a pour but de cibler les secteurs à protéger ou à restaurer pour le maintien de la qualité de l'eau et de la biodiversité.

Il est à noter que cet outil est toujours en développement et pourrait être finalisé d'ici la publication de la prochaine édition du Rapport, en 2030.



© Caroline Anderson (MELCCFP)



Indice de qualité morphologique des cours d'eau

Les processus hydrologiques et géomorphologiques qui interviennent dans les cours d'eau contribuent notamment au maintien de l'intégrité des milieux hydriques, de la biodiversité et des services écosystémiques associés. Toutefois, ces processus sont altérés par de nombreuses activités anthropiques, telles que des travaux de curage des cours d'eau en milieu agricole, de stabilisation de berges, de protection contre les inondations, de retrait de bois du lit et de gestion de la végétation riveraine. Il importe donc de développer des outils afin d'effectuer un suivi de l'état des processus et du fonctionnement hydrogéomorphologiques des cours d'eau.

L'indice de qualité morphologique (IQM), originalement développé par Rinaldi et coll. (2013)¹, est de plus en plus utilisé² pour décrire l'état hydrogéomorphologique d'un cours d'eau selon des critères relatifs à son fonctionnement et à son niveau d'altération en réponse à des perturbations d'origine anthropique. Cet indice, élaboré à partir de plusieurs indicateurs, compare l'état d'un cours d'eau à un état de référence théorique jugé optimal au regard des pressions identifiées. L'IQM peut notamment être utilisé pour évaluer les impacts ou les gains environnementaux associés à une intervention dans le cours d'eau, par exemple un projet de développement ou un projet de restauration.

Le calcul de l'IQM est fait à partir d'observations relatives aux formes et aux processus actifs dans le cours d'eau, ainsi qu'aux éléments anthropiques susceptibles d'en altérer le fonctionnement (p. ex. : processus de continuité hydraulique, connectivité avec une plaine inondable, morphologie du lit, caractéristiques du substrat, couverture végétale de la bande riveraine). Les observations sont faites à l'échelle d'un tronçon homogène par le biais d'une analyse par photographies aériennes ou d'une visite sur le terrain.

Il est à noter qu'un outil géomatique est en développement afin de produire un IQM automatisé qui utilisera les différentes bases de données gouvernementales afin de caractériser rapidement les cours d'eau. Cet outil pourrait être finalisé d'ici la publication de la prochaine édition du Rapport en 2030.

Références :

1. **RINALDI, M., N. SURIAN, F. COMITI, et M. BUSSETTINI** (2013). « A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: the Morphological Quality Index (MQI) », *Geomorphology*, vol. 180-181, p. 96-108. doi : 10.1016/j.geomorph.2012.09.009.
2. **LEMAY, J., P. M. BIRON, M. BOIVIN, N. STÄMPFLI, et K. FOOTE** (2021). « Can the Morphological Quality Index (MQI) be used to determine the ecological status of lowland rivers? », *Geomorphology*, vol. 395. doi : 10.1016/j.geomorph.2021.108002.



ENCART

Évolution spatiotemporelle des milieux humides

Tout changement (gain ou perte) de superficie d'un milieu humide peut être précisément estimé, notamment à l'aide des données de télédétection, de lidar et de photographie aérienne. Ce n'est cependant pas encore le cas pour la majorité des milieux humides du Québec. Un indicateur à cet effet est présentement en développement et des résultats pourraient être présentés dans le Rapport sur l'eau 2030.

Pour plus d'information, consultez la fiche « Évolution spatiotemporelle des milieux humides » dans le [Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques 2020](#).

Flore aquatique

Les étangs, les marais, les marécages, les herbiers aquatiques et les tourbières du Québec abritent une végétation abondante et diversifiée. Certaines espèces sont abondantes et bien réparties sur le territoire, alors que d'autres sont rares et localisées. Le Saint-Laurent, à lui seul, contribue remarquablement à la diversité végétale du Québec. Une concentration d'espèces floristiques s'y trouve d'ailleurs en exclusivité²², dont la gentiane de Victorin²³. Ces espèces ont une valeur de conservation considérable, puisqu'elles ne croissent nulle part ailleurs au monde que dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

L'équilibre de la diversité floristique du Québec demeure fragile. Effectivement, les menaces sont nombreuses pour celle-ci.

Par exemple, la présence de plantes aquatiques exotiques envahissantes (PAEE) exerce une pression sur la biodiversité floristique. Ces espèces profitent de la perturbation des milieux naturels pour s'installer et se propager, au point d'affecter la biodiversité existante. Elles peuvent entraîner des modifications substantielles de la végétation en place, allant jusqu'à remplacer les espèces indigènes. Les activités de déboisement, de drainage, de décapage du couvert végétal et de remaniement du sol, qui nécessitent de la machinerie, peuvent contribuer à introduire ou à propager les espèces exotiques envahissantes. Celles-ci pourront ensuite déloger les espèces en situation précaire ou affecter l'intégrité de l'habitat, entraînant un déclin de ces populations^{24, 25}. Le gouvernement agit tant au niveau de la lutte aux PAEE, notamment avec le Programme pour la lutte contre les plantes exotiques envahissantes, qu'au niveau de la prévention, avec des activités de sensibilisation, de détection et d'acquisition de connaissances.

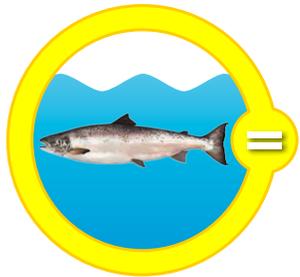
De plus, la dégradation ou la perte de milieux humides exercent une pression importante sur la biodiversité floristique aquatique. Ces perturbations conduisent inévitablement à une perte d'habitats. Par exemple, toute modification du drainage initial d'un habitat peut compromettre la survie d'espèces floristiques, dont certaines qui sont déjà en situation précaire. Les activités agricoles, sylvicoles, industrielles et commerciales ainsi que le développement résidentiel sont les principales sources de perturbation des milieux humides²⁶. La *Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques* (c. 14), qui introduisait notamment les plans régionaux des milieux humides et hydriques, et le cadre réglementaire en milieux hydriques, sont les principaux outils gouvernementaux face à cette pression.

Les changements climatiques affecteront également la flore québécoise, plus particulièrement les espèces qui sont déjà en situation précaire. Effectivement, les changements climatiques risquent d'avoir une incidence plus forte sur les espèces en situation précaire qui ont une faible capacité de déplacement en raison de leur préférence pour un habitat ou un substrat en particulier. La vulnérabilité de ces espèces pourrait en partie être contrée par différentes initiatives, telles que la création d'aires protégées ciblant des substrats basiques ou des habitats côtiers, estuariens, arctiques ou alpins de même que des affleurements rocheux, le rétablissement des populations locales, ainsi que la conservation *ex-situ* permettant la création de banques de graines ou de spécimens qui sont conservés dans des lieux tels un jardin botanique²⁷.



Biodiversité et écosystèmes

<u>Atteinte des seuils de conservation pour le saumon atlantique</u>	<u>121</u>	<u>État des principales espèces exploitées du fleuve Saint-Laurent</u>	<u>154</u>
<u>Biovolume de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent</u>	<u>126</u>	<u>Indice d'introduction des espèces exotiques envahissantes aquatiques animales</u>	<u>159</u>
<u>Degré de naturalité des écosystèmes aquatiques</u>	<u>132</u>	<u>Plantes aquatiques exotiques envahissantes</u>	<u>164</u>
<u>Écologie et biodiversité floristique en milieux humides</u>	<u>136</u>	<u>Population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent</u>	<u>169</u>
<u>Espèces floristiques en situation précaire</u>	<u>142</u>	<u>Tendance des rangs de précarité des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques</u>	<u>174</u>
<u>État des populations exploitées en lac (doré, touladi, omble de fontaine)</u>	<u>149</u>	<u>Tendance des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrants</u>	<u>181</u>



Atteinte des seuils de conservation pour le saumon atlantique

État : Intermédiaire

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Des seuils de conservation sont établis afin d'évaluer l'état de santé des populations de saumon atlantique et de suivre les variations temporelles. Ces seuils sont à la base du mode de gestion de la pêche au saumon « rivière par rivière » effectuée par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs au Québec (MELCCFP). Ces indicateurs utilisent un indice de qualité de l'habitat (IQH) pour chacune des rivières, ainsi que des modèles démographiques déterminant la production de recrues (jeunes) en fonction de la quantité de reproducteurs. Des points de référence biologiques de ces modèles établissent la production optimale d'une rivière (seuil de conservation optimal) et le niveau de production minimal requis pour assurer la pérennité de la population (seuil de conservation démographique). Ces seuils sont déterminés en nombre d'œufs requis. De plus, un seuil de conservation génétique est établi à des fins de préservation de la diversité génétique des populations de saumon de chacune des rivières, et est exprimé en nombre de reproducteurs requis annuellement (200 individus).

FIGURE 1 – Carte des rivières à saumon telles qu'elles sont définies dans le *Règlement de pêche du Québec*

Carte des rivières à saumon au Québec en vertu de l'annexe VI du *Règlement de pêche du Québec* (DORS/90-214), incluant leurs limites en amont et en aval.

État et tendance

Le Québec compte 111 rivières (et leurs tributaires) reconnues comme rivières à saumon atlantique par le *Règlement de pêche du Québec* (DORS/90-214) (figure 1). Comme certains des tributaires de ces rivières sont des cours d'eau d'importance, le MELCCFP gère l'exploitation sportive de manière indépendante sur 114 rivières (incluant les tributaires de certaines d'entre elles).

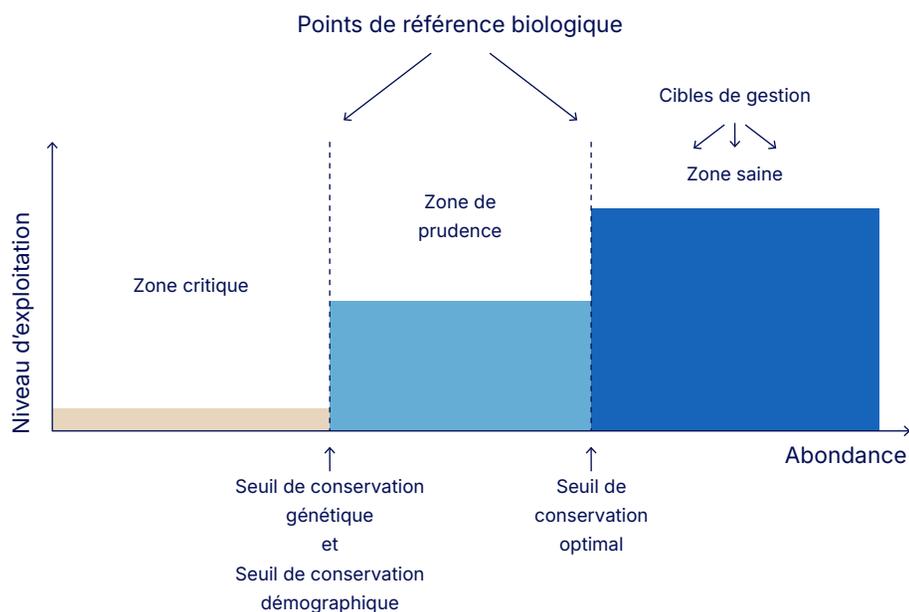
Le seuil de conservation démographique et le seuil de conservation optimal permettent de classer les populations en trois grandes catégories relativement à leur état de situation. Par souci d'uniformisation et de simplification, le seuil de conservation génétique n'a pas été utilisé pour décrire l'état. Ainsi, la situation est jugée mauvaise si la population n'atteint pas son seuil de conservation optimal ni démographique. La situation est jugée intermédiaire si la population atteint son seuil de conservation démographique, mais pas son seuil de conservation optimal. Enfin, la situation est jugée bonne si la population atteint le seuil de conservation démographique et optimal. Ce classement d'état est inspiré de la catégorisation des populations de saumon en fonction des seuils de conservation et est basé sur l'atteinte moyenne au cours des cinq dernières années (figure 2).



Puisqu'il est nécessaire de connaître le nombre de saumons en montaison afin de statuer sur l'atteinte des seuils de conservation, cet indicateur intègre les données des 32 (sur 114) rivières à saumon dotées d'un suivi à cet effet. Par ailleurs, 85 % de la pêche au saumon au Québec se pratique sur ces rivières.

L'état de l'indicateur, soit la moyenne d'atteinte des seuils de conservation de saumon pour les cinq dernières années (2019-2023), est calculé sur les 32 rivières disposant d'une série temporelle complète pour cette période. Cette analyse révèle que la plupart des rivières se trouvent dans un état bon ou intermédiaire (figure 3). En effet, seulement trois rivières se classent dans un état mauvais, alors que respectivement 14 et 15 rivières se classent dans un état intermédiaire et bon. Ce portrait correspond à l'état des montaisons de saumon enregistrées au Québec, qui est jugé stable depuis le début des années 2000, malgré des fluctuations annuelles.

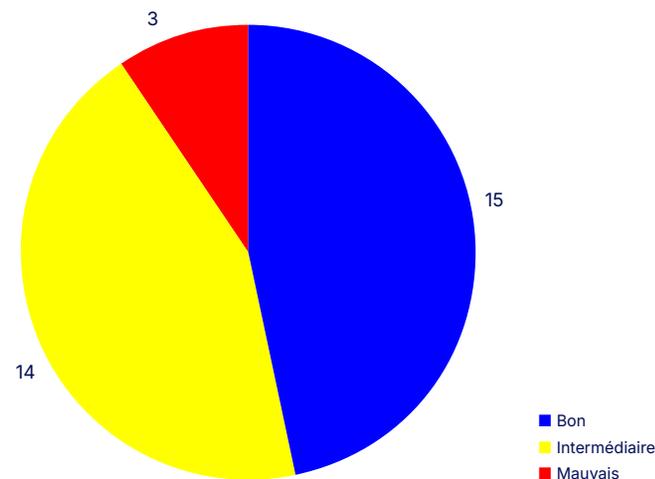
FIGURE 2 – Catégorisation des populations de saumon en fonction des seuils de conservation



Utilisation des seuils de conservation dans la gestion de l'exploitation sportive du saumon atlantique au Québec¹.

Pour suivre la tendance de l'indicateur, le Québec dispose d'une série temporelle complète de suivi de la montaison sur 21 rivières depuis 1984. Ces données sont utilisées pour présenter la tendance de l'indicateur au cours de cette période. Le niveau moyen d'atteinte du seuil de conservation démographique basé sur ces 21 rivières est présenté dans la figure 4. Bien que des variations annuelles soient notables, la tendance générale demeure relativement stable. Toutefois, ce portrait dressé pour les rivières pour lesquelles les données d'abondance les plus complètes sont disponibles pourrait quelque peu dévier du portrait exhaustif de la situation des 114 rivières à saumon du Québec. En effet, la répartition des rivières faisant l'objet de suivi est notamment influencée par la présence de passes migratoires, la transparence de l'eau permettant la réalisation de décomptes de saumon en apnée et l'accessibilité du cours d'eau. Cela pourrait faire en sorte de surreprésenter les rivières de régions où les populations vont particulièrement bien (comme la Gaspésie).

FIGURE 3 – État des rivières à saumon au cours des 5 dernières années (2019-2023)



État de 32 rivières à saumon ayant fait l'objet d'un dénombrement au cours des 5 dernières années.

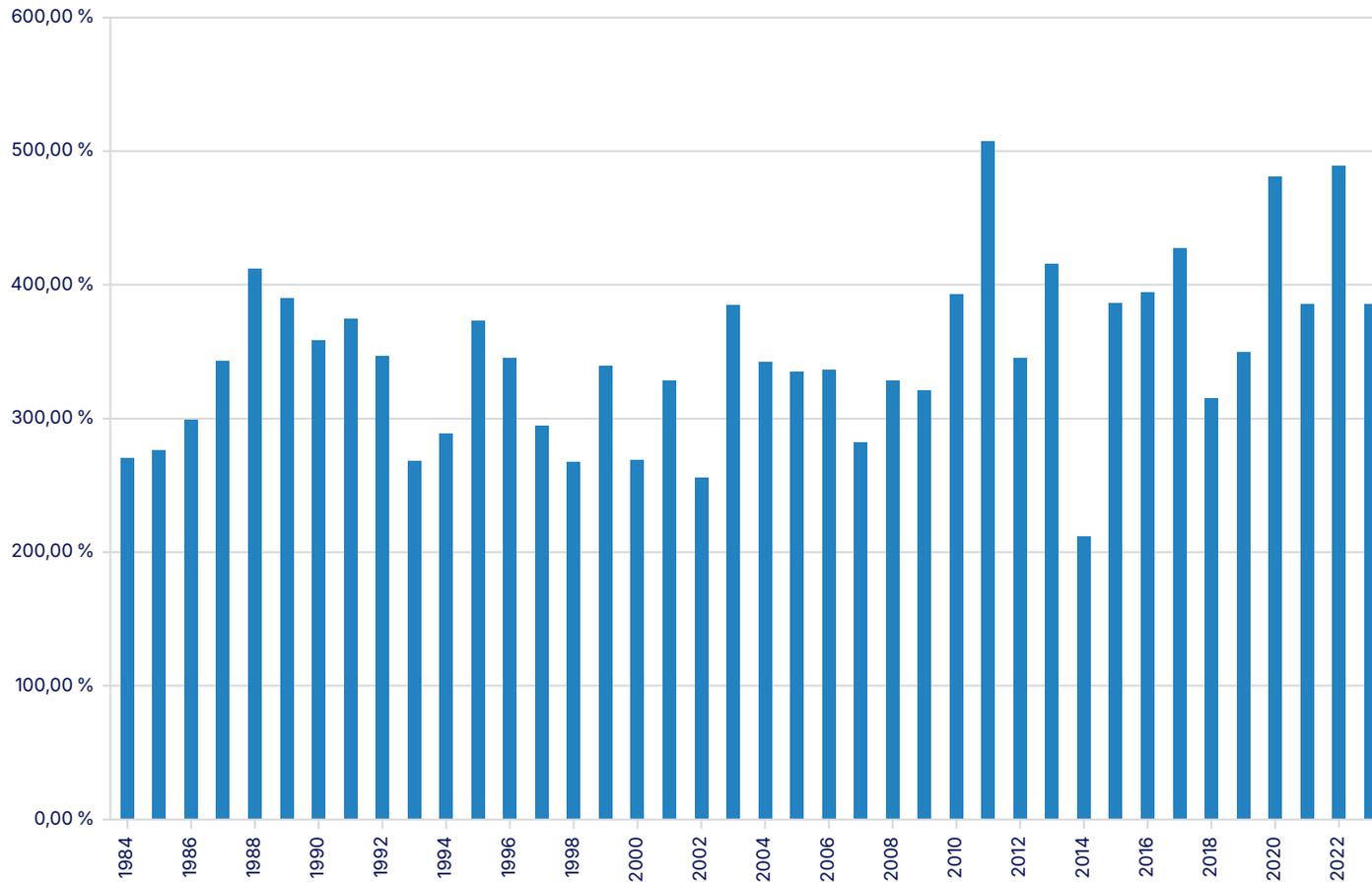
- Bon : population en moyenne au-dessus du seuil de conservation optimal;
- Intermédiaire : population en moyenne au-dessus du seuil de conservation démographique, mais en dessous du seuil de conservation optimal;
- Mauvais : population en moyenne sous le seuil de conservation optimal et démographique.

Par souci d'uniformisation et de simplification, seuls les seuils de conservation optimal et démographique ont été utilisés pour décrire l'état de l'indicateur, contrairement à la catégorisation des rivières effectuée pour la gestion de l'exploitation sportive (figure 2) qui intègre davantage de critères, tel le seuil de conservation génétique.



L'état des rivières à saumon du Québec basé sur l'atteinte des seuils de conservation est donc jugé intermédiaire, avec une tendance au maintien. Cependant, il importe de souligner que des montaisons particulièrement faibles ont été observées en 2024. Puisque ces données préliminaires ne sont pas prises en compte dans le calcul de l'indicateur pour cette édition, le portrait de la saison 2024 diffère négativement de celui qui est présenté dans cette fiche.

FIGURE 4 – Niveau moyen d'atteinte du seuil de conservation démographique de 21 rivières pour lesquelles un suivi de l'abondance est effectué depuis 1984



Indice moyen d'abondance calculé annuellement en fonction de l'atteinte du seuil de conservation démographique des 21 rivières.



Pressions et changements climatiques

Les activités forestières et agricoles dans le bassin versant des rivières à saumon ont de nombreux impacts. On observe notamment une augmentation du ruissellement et de l'apport de sédiments dans les rivières causé par le retrait de la végétation. Le ruissellement occasionne un apport de polluants supplémentaires dans les cours d'eau. Les sédiments fins peuvent quant à eux se déposer sur les frayères, ayant pour effet de réduire l'apport en oxygène des œufs en incubation². L'infiltration de sédiments dans le fond des cours d'eau est également une cause de diminution de la survie des œufs, ainsi que de l'émergence et de la survie en hiver des juvéniles³. Les ponceaux associés aux infrastructures de transport, construits principalement par la voirie forestière, occasionnent une fragmentation de l'habitat, lorsque ceux-ci sont infranchissables par le poisson. Cet effet augmente en importance si les infrastructures sont mal construites³ ou avec le temps, au fur et à mesure qu'elles vieillissent et sont potentiellement laissées à l'abandon⁴. Cette pression s'exerce majoritairement sur les jeunes stades de vie, en raison de leur capacité de nage inférieure.

Les pressions sur les populations de saumon atlantique causées par les barrages sont variables en fonction de plusieurs facteurs intrinsèques à ces structures. Mentionnons qu'il faut notamment évaluer le type de construction (avec ou sans retenue d'eau), son emplacement dans le parcours migratoire en rivière, ainsi que la présence de passes migratoires et, le cas échéant, son aménagement, pour ensuite déterminer les impacts de la structure. De manière générale, les barrages entraînent une régulation du débit qui modifie l'hydrologie naturelle, ayant entre autres pour effet de réduire l'habitat productif résultant des crues, en plus de contribuer à la modification du régime thermique naturel et à l'augmentation de la température de l'eau³. Ces structures modifient également les processus naturels de transport de sédiments³. Les barrages hydroélectriques peuvent occasionner de la mortalité chez les saumoneaux et les post-reproducteurs qui empruntent la conduite forcée et, ultimement, les turbines ou encore qui se font plaquer contre les grilles à l'entrée de cette conduite. Finalement, la présence d'une passe migratoire et sa franchissabilité influencent les dépenses énergétiques associées du saumon en migration et la capacité des adultes à atteindre les sites de fraie.

L'intégrité de la faune ichthyenne a été modifiée par l'humain au fil du temps. Pour le saumon, l'introduction d'espèces comme la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) a contribué à augmenter la compétition interspécifique, ayant nécessairement un effet négatif sur les populations⁵. Le saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*), une espèce aquatique envahissante ayant connu une expansion rapide en Europe, a été observé au Québec en 2019⁶. De plus, la pêche récréative et de subsistance (alimentaire, rituelle et sociale) joue un rôle dans l'atteinte des seuils de conservation,

puisque cette pression est exercée sur des individus matures. Les femelles ainsi prélevées ne pourront contribuer à la reproduction et à l'atteinte du nombre d'œufs requis par les seuils de conservation. De plus, on considère une certaine mortalité associée à la remise à l'eau des saumons pêchés, même si cette méthode, largement pratiquée et encouragée au Québec, est reconnue comme une modalité de gestion durable de la ressource¹.

En ce qui a trait à la qualité de l'eau, on observe sur certaines rivières des niveaux de pH en dehors des plages préférentielles pour le saumon, notamment lors du choc acide printanier associé à la fonte des neiges. Les eaux usées contiennent des contaminants qui, lorsqu'ils sont déversés dans les rivières à saumon, peuvent notamment perturber le système endocrinien et affecter la survie ou encore avoir des effets sur l'alimentation et la croissance³.

Changements climatiques

On soupçonne que les récentes baisses d'abondance observées dans les rivières du Québec méridional sont occasionnées par des modifications importantes de l'écosystème du golfe du Saint-Laurent découlant des changements climatiques, lesquels engendrent un taux de mortalité des saumons juvéniles en migration vers les pâturages d'alimentation marins.

En rivière, les principaux impacts des changements climatiques sur le saumon sont le réchauffement de l'eau et l'augmentation de la fréquence et de la sévérité des étiages en période estivale, deux facteurs fortement corrélés. Dans ces conditions, le saumon est soumis à un stress thermique qui peut même le mener jusqu'à la mort. Les saumons en situation de stress thermique doivent se réfugier dans les refuges thermiques, ce qui peut les rendre vulnérables. Le MELCCFP mène des travaux visant à recenser les refuges thermiques des rivières à saumon, en plus d'effectuer un suivi rigoureux de la température sur une quarantaine de rivières annuellement. Les modalités de pêche sportive établies par le MELCCFP doivent prendre en considération les changements climatiques. Le Québec applique ainsi des mesures de gestion de la pêche sur quelques rivières en fonction de la température de l'eau, afin de minimiser l'impact des activités de pêche avec remise à l'eau lorsque la température de l'eau est trop élevée.



Pour en savoir plus

[Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026 \(quebec.ca\)](#)

[Bilan cinq ans suivant la mise en œuvre du Plan de gestion du saumon atlantique 2016 \(gouv.qc.ca\)](#)

[Bilan de l'exploitation du saumon au Québec en 2023 \(gouv.qc.ca\)](#)

[Saumon atlantique | Gouvernement du Québec \(quebec.ca\)](#)

Bibliographie

1. **MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2016). *Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 40 p., [En ligne], https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/faune/documents/gestion-especes/Plans-gestion/PL_gestion-saumon-atlantique.pdf.
2. **FQSA-DGR** (2012). *Développement de stratégies et de modalités de protection de l'habitat du saumon atlantique dans un contexte de gestion intégrée faune-forêt*. Publié par la Fédération québécoise pour le saumon atlantique (FQSA), 142 p.
3. **COSEPAC** (2010). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (Salmo salar) au Canada*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, i + 162 p.
4. **GAGNON-POIRÉ, Rosemarie** (2017). *Fragmentation de l'habitat du saumon atlantique (Salmo salar) par les ponceaux routiers et forestiers*. Université du Québec. Institut national de la recherche scientifique, 84 p.
5. **THIBAUT, Isabel** (2010). *Invasion de la truite arc-en-ciel (Oncorhynchus mykiss) dans l'est du Québec*, Université Laval. 144 p.
6. **APRIL, J., BEAN, C. W., BERNTSEN, J. H. H., DUNMALL, K. M., ENSING, D., ERKINARO, J., [...] et WELLS, A.** (2023). *A Review of Pink Salmon in the Pacific, Arctic, and Atlantic Oceans*. North Pacific Anadromous Fish Commission. Technical Report 21. ISSN 1029-5917, 58 p.



Biovolume de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent

État : Intermédiaire

Tendance : Détérioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Le suivi du biovolume de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent s'appuiera à terme sur l'échantillonnage annuel d'au moins cinq secteurs répartis dans les trois lacs fluviaux (lac Saint-François, lac Saint-Louis et lac Saint-Pierre) et dans les deux secteurs fluviaux (entre Montréal et Sorel et entre Trois-Rivières et Québec)* (figure 1). Des relevés par sonar sont effectués entre la mi-août et la fin de septembre pour mesurer la hauteur de la végétation aquatique submergée relativement au fond de l'eau. La hauteur mesurée (m) est projetée sur une grille d'analyse recouvrant la superficie du plan d'eau (cellules de 1 m²) afin de calculer le volume de la colonne d'eau occupé par la végétation (biovolume en mètres carrés) dans chacune des cellules. Les biovolumes seront à terme comparés annuellement par site pour évaluer l'état global de l'indicateur en fonction des tendances observées et des pressions présentes sur le territoire. À ce jour, à l'exception d'un sous-secteur, il est impossible d'effectuer des comparaisons interannuelles puisqu'un nombre insuffisant de sites sont caractérisés sur plus d'une année. Ainsi, l'état global est basé sur les connaissances actuelles du milieu.

FIGURE 1 – Lieux d'échantillonnage au sonar faits pour illustrer les biovolumes de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent pour la période 2021-2023

Carte du fleuve Saint-Laurent présentant les lieux d'échantillonnage au sonar faits pour illustrer les biovolumes de la végétation aquatique submergée dans la section d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. Les données ont été récoltées sur une période de quatre ans (entre 2021 et 2023) sans avoir nécessairement de récurrence. Elles servent à faire un état de référence pour la quantité de végétation aquatique submergée.

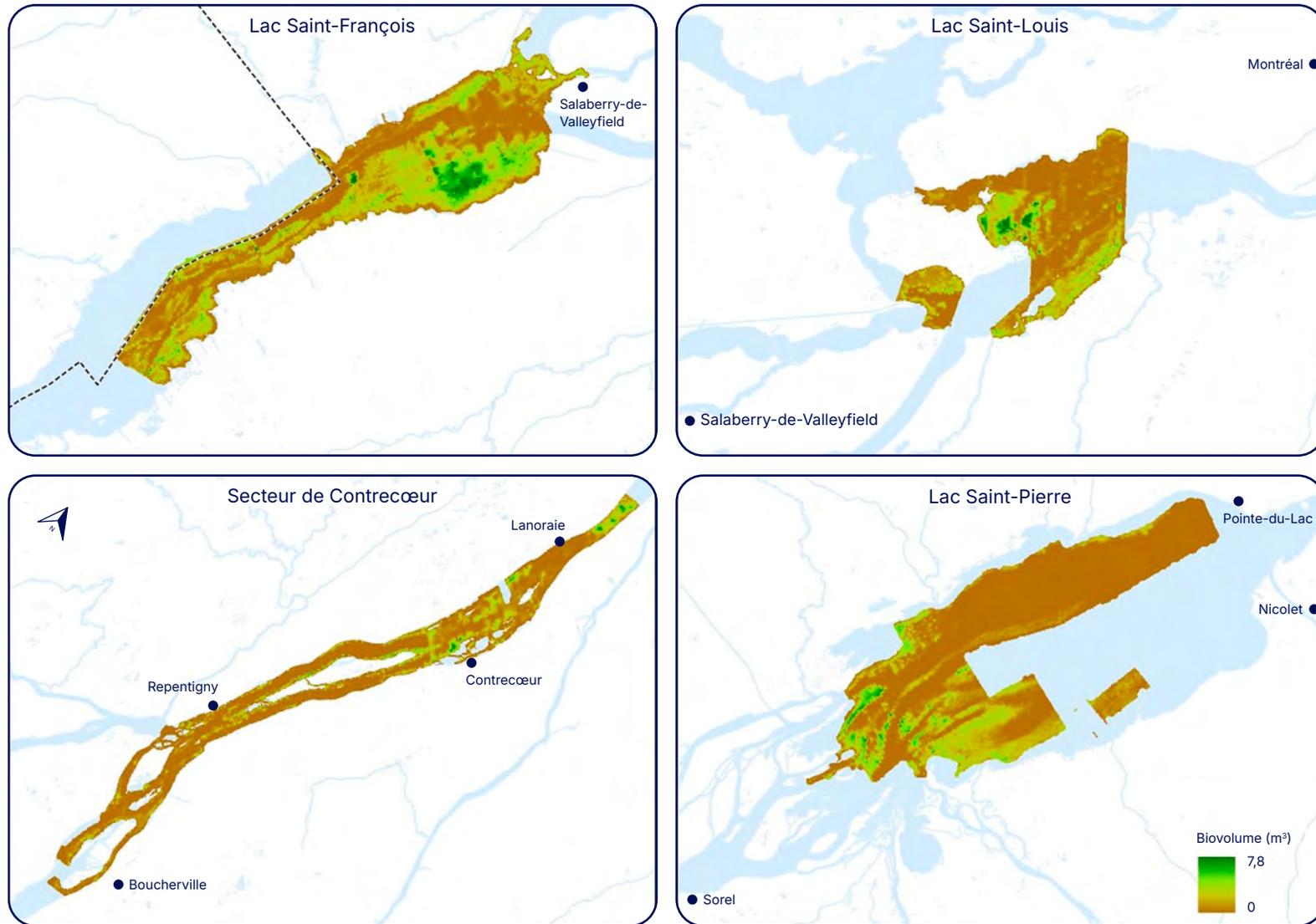
* Pour cette édition du Rapport, seuls quatre secteurs sont considérés (les trois lacs fluviaux et le tronçon entre Montréal et Sorel).

État et tendance

Le biovolume de la végétation aquatique submergée (VAS) est évalué dans le fleuve Saint-Laurent depuis 2019. Pour le moment, les données disponibles permettent de représenter l'état du biovolume dans quatre grands secteurs du fleuve, soit les trois lacs fluviaux (de l'amont vers l'aval : lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre) et le tronçon fluvial entre Montréal et Sorel, nommé le secteur de Contrecoeur (figure 2). Une importante variabilité est observée entre les secteurs et à l'intérieur de chacun. La VAS dans le lac Saint-François est bien répartie dans l'ensemble du lac et semble plus abondante qu'ailleurs (biovolumes plus élevés). La végétation dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre semble regroupée en plus grande quantité dans certains secteurs bien précis, davantage le long des berges. De plus, de grandes zones sont dénuées, ou presque, de toute végétation (par exemple, le nord du lac Saint-Pierre). Le secteur de Contrecoeur contient moins de végétation submergée que les lacs fluviaux, ce qui est cohérent avec les courants plus importants auxquels est soumis ce secteur.



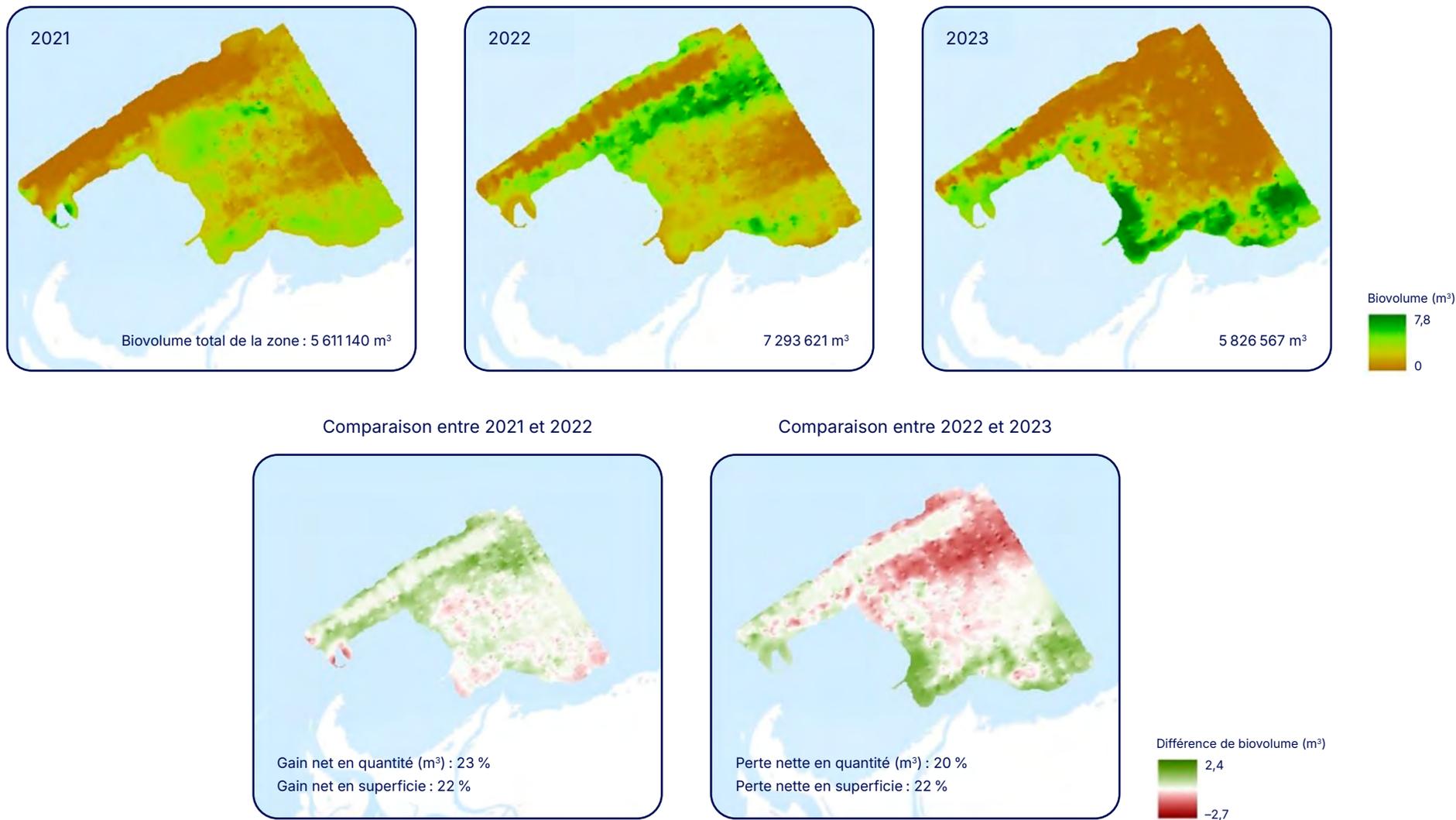
FIGURE 2 – Représentation du biovolume (m^3) de la végétation submergée dans quatre secteurs du fleuve Saint-Laurent pour la période 2019-2023



Le biovolume est représenté en mètres cubes (m^3) dans les trois lacs fluviaux du fleuve Saint-Laurent et pour le tronçon entre Montréal et Sorel (appelé le secteur de Contrecoeur). Une portion de chaque secteur était caractérisée par des relevés sonar durant différentes années d'échantillonnage (entre 2019 et 2023). La figure est donc une représentation composite des relevés faits pour un secteur donné.



FIGURE 3 – Biovolume (m³) de la végétation submergée pour un sous-secteur au sud-ouest du lac Saint-Pierre pour trois années d'échantillonnage (2021-2023) et comparaison entre les années pour les gains ou les pertes de biovolume (avec un seuil de 10 % de variation sur des cellules de 1 m²).



Représentation du biovolume de la végétation submergée pour un même sous-secteur pour trois années consécutives. Les gains nets et les pertes nettes de quantité et de superficie sont calculés avec un seuil de 10 %. Donc, si une cellule de 1 m² variait de moins de 10 % en quantité de biovolume, il ne variait pas. S'il variait de plus de 10 %, alors la résultante était soit un gain, soit une perte.



Pour l’instant, il est impossible de présenter un état pour le biovolume de la VAS en se basant uniquement sur les états de référence obtenus dans ces quatre secteurs. Il est nécessaire de caractériser certains secteurs chaque année pour repérer les changements d’abondance de plantes présentes, mais aussi des espèces observées. Ainsi, une stratégie d’échantillonnage à long terme de la VAS sera mise en place dans les prochaines années dans ces quatre secteurs et ailleurs dans le fleuve Saint-Laurent. Des comparaisons interannuelles pourront être faites et permettront de clarifier l’état de l’indicateur.

Variations interannuelles

Avec les données récoltées dans les dernières années, il est possible d’explorer les variations interannuelles dans un sous-secteur, soit celui au sud-ouest du lac Saint-Pierre, près des embouchures des rivières Saint-François et Yamaska. Le biovolume total varie beaucoup entre les années, tant en quantité qu’en superficie (figure 3). Entre 2021 et 2022, un gain net de 23 % en quantité (m³) est observé. À l’inverse, entre 2022 et 2023, une perte nette de 20 % est observée. Pour ce sous-secteur, le système semble donc très dynamique, renforçant le besoin de suivre des secteurs sur plusieurs années afin de dégager les tendances à long terme.

Même pour des années où le biovolume total du sous-secteur était similaire (5 611 140 m³ et 5 826 567 m³ pour 2021 et 2023 respectivement), une variation importante est observée localement (figure 3 et tableau 1). Seulement 5,4 % des cellules de 1 m² montrent une stabilité du biovolume, avec un seuil de 10 % de différence entre 2021 et 2023. Ce pourcentage est également bas pour les comparaisons entre les autres années (tableau 1). Les concentrations du biovolume végétal varient donc spatialement (plus uniforme en 2021, une bande au large en 2022 et une zone très dense près de la berge en 2023). D’autres pistes explicatives seront explorées pour raffiner notre interprétation des résultats. Par exemple, lorsque la VAS est plus haute que la colonne d’eau, elle flotte à la surface et le biovolume est sous-estimé, suggérant un biais relié au niveau d’eau.

Conclusion pour l’état et la tendance actuels

L’acquisition antérieure de connaissances sur les pressions en place et sur l’évolution de la VAS dans le fleuve Saint-Laurent nous permet d’évaluer avec confiance le niveau d’état global de l’indicateur de biovolume végétal comme étant intermédiaire, avec une tendance à la détérioration. L’état de l’indicateur et la tendance sont réfléchis en fonction des pertes ou des gains de biovolume dans un secteur donné et des communautés végétales en place.

TABEAU 1 – Variation du biovolume de la végétation submergée pour trois années d’échantillonnage (2021-2023) dans un sous-secteur au sud-ouest du lac Saint-Pierre (avec un seuil de 10 % de variation sur des cellules de 1 m²).

Années comparées	Diminution		Stable		Augmentation	
	Nb pixels	%	Nb pixels	%	Nb pixels	%
2021 et 2022	3 809 167	32,7	1 451 004	12,4	6 403 555	54,9
2022 et 2023	6 780 563	58,1	453 111	4,7	4 188 731	35,9
2021 et 2023	5 808 529	49,8	626 892	5,4	5 229 231	44,8

Évolution du nombre de cellules de 1 m² montrant des changements de biovolume. Les gains nets et les pertes nettes de quantité et de superficie sont calculés avec un seuil de 10 %. Donc, si une cellule variait de moins de 10 % en quantité de biovolume, il ne variait pas. S’il variait de plus de 10 %, alors la résultante était soit un gain, soit une perte.

L’indicateur ne sera pas uniforme sur l’ensemble du fleuve Saint-Laurent, car les pressions que subit la VAS ne sont pas également réparties, tant dans leur occurrence que dans leur impact. Par exemple, des données acquises dans le cadre du Réseau de suivi ichtyologique montrent un déclin de la VAS accompagné d’un changement de la composition des communautés végétales présentes dans le lac Saint-Pierre¹. En revanche, des analyses en cours dans le lac Saint-François et le secteur de Contrecœur montrent peu de changements dans la composition végétale. Ainsi, l’indicateur d’état dans le lac Saint-Pierre serait plutôt intermédiaire-mauvais ou mauvais, alors que ceux des deux autres secteurs seraient plutôt bons ou intermédiaires-bons. Considérant cette variabilité de biovolume de la VAS tout le long du fleuve Saint-Laurent, un état intermédiaire semble être le meilleur point de départ pour cet indicateur. De plus, toutes les informations acquises dans les dernières décennies démontrent un déclin de la VAS dans le fleuve, confirmant la tendance mondiale et la tendance à la détérioration de l’indicateur².

Pressions et changements climatiques

Les écosystèmes d’eau douce, dont font partie les grandes étendues de végétation aquatique submergée (VAS), sont soumis à plusieurs pressions et montrent un déclin alarmant à l’échelle de la planète². Dans le lac Saint-Pierre, un déclin de la VAS couplé à une augmentation des cyanobactéries benthiques est observé depuis une cinquantaine d’années^{3, 4}. Bien qu’ils soient moins bien documentés pour les effets directs sur la VAS, les autres secteurs du fleuve Saint-Laurent sont également affectés par différentes pressions. Plus spécifiquement, les effets collatéraux de l’agriculture et les changements climatiques sont les principales pressions auxquelles fait face la VAS dans le fleuve Saint-Laurent. Ces pressions sont exacerbées par la forte densité de population et de zones agricoles le long de ses rives ou dans les bassins versants des rivières qui s’y jettent.



Effets de l'agriculture et d'autres pressions

Depuis 1950, plus de 3800 hectares de cultures pérennes (fourrage et pâturages) ont graduellement fait place à des cultures annuelles (maïs et soya) autour du lac Saint-Pierre⁵. Ce changement est également présent ailleurs sur le territoire. L'absence de couvert végétal pérenne a contribué et contribue toujours à augmenter l'érosion des sols cultivés, ce qui engendre des apports de matières en suspension et de nutriments vers les cours d'eau et, éventuellement, vers le fleuve Saint-Laurent. Ainsi, la turbidité et la production de phytoplancton augmentent dans les cours d'eau, entraînant une diminution de la luminosité dans la colonne d'eau⁶. La superficie des zones de croissance potentielles pour la VAS s'en trouve réduite et la végétation peut disparaître de certaines zones. La vallisnérie d'Amérique est typiquement l'espèce la plus abondante de la VAS dans le fleuve Saint-Laurent. Elle supporte des vitesses d'écoulement plus importantes et peut s'établir davantage en profondeur⁷. En revanche, elle a besoin d'une forte luminosité pour prospérer. Elle est donc particulièrement à risque dans des conditions de turbidité élevée, fragilisant potentiellement l'ensemble des grandes étendues de VAS. Il est également plausible qu'une certaine quantité d'herbicides affecte la VAS dans le fleuve Saint-Laurent, mais davantage d'investigations sont nécessaires pour bien quantifier cet impact.

Les effets du changement des pratiques en agriculture sont probablement variables le long du fleuve Saint-Laurent en fonction des masses d'eau qui y circulent et de leur apport individuel. Dans le lac Saint-Pierre, en plus de la masse d'eau en provenance des Grands Lacs, plusieurs masses d'eau proviennent des tributaires de part et d'autre du lac. Les analyses suggèrent que les concentrations des espèces les plus abondantes de VAS se retrouvent dans les zones peu turbides, peu profondes et avec une conductivité élevée, correspondant aux conditions de la masse d'eau en provenance des Grands Lacs¹.

Localement, la navigation commerciale (par le batillage) et la navigation de plaisance peuvent avoir des effets négatifs sur la VAS, notamment en augmentant l'effet des vagues ou en brisant les tiges des plantes.

Effets des changements climatiques

Les effets des changements climatiques sont plus complexes à anticiper pour la VAS dans le fleuve Saint-Laurent. Une méta-analyse a démontré que le biovolume de la VAS pourrait s'accroître avec une augmentation de la température de l'eau, si la luminosité n'est pas limitante⁸. Ainsi, une hausse de température, telle que celles qui sont projetées par les scénarios de changements climatiques, n'affecterait pas

négativement la VAS du fleuve Saint-Laurent. Cependant, cette augmentation n'est pas nécessairement linéaire et d'autres facteurs peuvent interagir avec la température⁹. Finalement, des changements dans le régime de précipitations, et conséquemment dans les niveaux d'eau, pourraient affecter la distribution spatiale et le biovolume de la VAS, mais il est difficile de les prévoir dans un environnement où les niveaux d'eau sont régulés pour assurer la navigation commerciale, comme dans le fleuve Saint-Laurent.

Conséquences potentielles sur la faune aquatique

Une diminution de la VAS dans le fleuve Saint-Laurent peut avoir des conséquences importantes sur les populations de poissons, dont plusieurs espèces qui sont pêchées sportivement ou commercialement. Par exemple, la diminution de la VAS dans le lac Saint-Pierre a contribué à l'effondrement du stock et de la pêcherie de la perchaude³. Les changements des communautés végétales ont alors causé des modifications dans les communautés de poissons, passant d'une communauté dominée par des espèces profitant de la lumière vers des espèces benthiques plus tolérantes à la turbidité¹⁰. Ainsi, les étendues de VAS dans le fleuve Saint-Laurent sont des habitats essentiels à préserver et à restaurer.

Trajectoire possible

Les effets des pressions et des changements climatiques sur la VAS ne sont probablement pas irréversibles, dans la mesure où des solutions sont mises en place pour réduire leurs impacts négatifs. Par exemple, aux endroits où l'eau est turbide, les apports en sédiments et en nutriments provenant des différents bassins versants et reliés aux activités anthropiques doivent être régulés et réduits. Ensuite, certaines actions de restauration pourraient être envisageables dans les prochaines années. Malgré ces possibilités, l'amélioration des conditions de croissance pour la VAS sera graduelle. Ainsi, la tendance à la détérioration semble justifiée pour le prochain cycle d'analyses.



Bibliographie

1. LAPORTE, M., M.-J. GAGNON, P. BÉGIN, P. BRODEUR, É. PAQUIN, J. MAINGUY, M. MINGELBIER, C. CÔTÉ, F. LECOMTE, C. BEAUVAIS, Z. E. TARANU, Y. PARADIS et R. POULIOT (2023). « Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021 », *Le Naturaliste canadien*, vol. 147, n° 2, p. 69-81.
2. VÖRÖSMARTY, C. J., P. B. MCINTYRE, M. O. GESSNER, D. DUDGEON, A. PRUSEVICH, P. GREEN, P. GLIDEN, S. E. BUNN, C. A. SULLIVAN, C. R. LIERMANN et P. M. DAVIES (2010). « Global threats to human water security and river biodiversity », *Nature*, vol. 467, p. 555-561, [En ligne], <https://doi.org/10.1038/nature09440>.
3. GIACOMAZZO, M., A. BERTOLO, P. BRODEUR, P. MASSICOTTE, J.-O. GOYETTE et P. MAGNAN (2020). « Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality », *Science of The Total Environment*, vol. 717, 135377, [En ligne], <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135377>.
4. HUDON, C., M. JEAN et G. LÉTOURNEAU (2018). « Temporal (1970-2016) changes in human pressures and wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada) », *Science of The Total Environment*, vol. 643, p. 1137-1151, [En ligne], <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.080>.
5. JOBIN, B., et P. BRODEUR (2023). « Changements de l'occupation du sol de la plaine inondable du lac Saint-Pierre de 1950 à 2016 et perspectives pour la restauration des milieux naturels », *Le Naturaliste canadien*, vol. 147, p. 14-26.
6. CAMPEAU, S., J. RUIZ, B. BOURGEOIS, H. DAMAR, C. HALDE, R. PROULX, M. A. RODRIGUEZ, V. MAIRE, R. MAZZEI, M. VAILLANCOURT, M. POULIN, A. VANASSE, P. SEGUIN, A. BERTOLO, P.-A. BORDELEAU, A. BREGARD, G. CABANA, L. D. TAMINI, A.-M. DECELLES, M. DOYON, R. DUCHESNE-PELLETIER, V. FOURNIER, V. FUGÈRE, V. GRAVEL, F. GUILLEMETTE, J. HEAD, C. KALLENBACH, C. KINNARD, N. LEWIS, C. MARTIN, P. MUNDLER, S. PRASHER, Z. QI, A. ROY, M. TREMBLAY et C. WATSON (2024). « Synthèse et recommandations des recherches du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre », Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université McGill, rapport déposé au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Québec, 143 p.
7. HUDON, C. (1997). « Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 54, p. 2853-2865, [En ligne], <https://doi.org/10.1139/f97-201>.
8. ERSOY, Z., U. SCHARFENBERGER, D.L. BAHÖ, T. BUCAK, T. FELDMANN, J. HEJZLAR, E. E. LEVI, A. MAHDY, T. NÖGES, E. PASTERGIADOU, K. STEFANIDIS, M. ŠORF, M. SØNDERGAARD, C. TRIGAL, E. JEPPESEN et M. BEKLIOĞLU (2020). « Impact of nutrients and water level changes on submerged macrophytes along a temperature gradient: A pan-European mesocosm experiment », *Global Change Biology*, vol. 26, p. 6831-6851, [En ligne], <https://doi.org/10.1111/gcb.15338>.
9. BOTREL, M., C. HUDON, J. B. HEFFERNAN, P. M. BIRON et R. MARANGER (2022). « Climate-driven variations in nitrogen retention from a riverine submerged aquatic vegetation meadow », *Water Resources Research*, vol. 58, 2022WR032678, [En ligne], <https://doi.org/10.1029/2022WR032678>.
10. LAPORTE, M., M. GIACOMAZZO, R. RAGOT-PEERE, M.-J. GAGNON, P. BRODEUR, É. PAQUIN, S. BERNATCHEZ, P. BÉGIN, M. MINGELBIER, Y. PARADIS et R. POULIOT (en préparation). La transformation du lac Saint-Pierre : plus qu'une histoire de perchaude.



Degré de naturalité des écosystèmes aquatiques

État : Intermédiaire

Tendance : Détérioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Le degré de naturalité des écosystèmes aquatiques est un indicateur généraliste et robuste de l'intégrité écologique de ces milieux. Effectivement, l'intégrité chimique, physique et biologique d'un écosystème est d'office assurée par le fait de laisser naturelles ses rives et son bassin versant. Cet indicateur est appliqué aux unités écologiques aquatiques (UEA) du Cadre de référence hydrologique du Québec (CRHQ). Il est constitué de deux composantes, soit le pourcentage de milieux naturels qui occupent le bassin versant propre à chaque UEA ainsi que le pourcentage des rives de chaque unité qui est occupé par des milieux naturels. Le degré de naturalité est déterminé à l'aide d'une matrice de décision mettant en relation ces deux composantes (figure 2). Les seuils utilisés dans cette matrice reflètent les liens que l'on observe entre le pourcentage de naturalité d'un bassin versant et l'état trophique des écosystèmes aquatiques ainsi que la composition des communautés benthiques de ces milieux. Ces liens révèlent par exemple que la grande majorité des cours d'eau affichant moins de 47 % de milieux naturels dans le bassin versant sont eutrophes². Ils soulignent également l'importance de maintenir une couverture forestière minimale dans un bassin versant, afin d'éviter la dégradation marquée de l'état de santé des écosystèmes

aquatiques. Ce portrait du degré de naturalité des écosystèmes aquatiques du sud du Québec est basé sur un échantillon représentatif de la diversité des conditions rencontrées, constitué d'une sélection de bassins versants*.

FIGURE 1 – Naturalité des unités écologiques aquatiques du CRHQ

L'indice de naturalité est calculé pour chacune des UEA du CRHQ.

* Ceci représente un changement par rapport à l'édition 2020 du Rapport, où cet indicateur prenait uniquement en compte les basses-terres du Saint-Laurent.

État et tendance

État

D'un point de vue global, la proportion des écosystèmes aquatiques du sud du Québec dont la naturalité est en bon état est plutôt élevée (85 %). À l'échelle des municipalités, dans 46 % des 614 retenues dans l'échantillon, plus de la moitié des écosystèmes aquatiques sont en bon état et 24 % sont en mauvais état ou dans un état intermédiaire-mauvais.

Or, ces pourcentages varient fortement dans l'espace. Si le portrait global représente relativement bien la réalité de territoires tels que la province naturelle des Laurentides méridionales, il est très peu représentatif de la réalité des basses-terres du Saint-Laurent, où l'utilisation urbaine et l'utilisation agricole du territoire sont principalement concentrées. Le niveau de naturalité des écosystèmes aquatiques y est globalement faible, 53 % des écosystèmes aquatiques affichant un état de naturalité mauvais ou intermédiaire-mauvais. Cela signifie que l'intégrité écologique de plus de la moitié des cours d'eau de cette province naturelle est fortement altérée. Les polygones en rouge et en orange, pour la plupart concentrés dans les basses-terres du Saint-Laurent (figure 3),



représentent les municipalités dont le niveau de naturalité dominant est en mauvais état (rouge) ou dans un état intermédiaire-mauvais (orange). Ce sont 67 % des municipalités des basses-terres du Saint-Laurent qui sont dans cette situation. Dans un tel contexte de dégradation, caractérisée par une utilisation intense du territoire, la capacité de résilience des communautés vivantes peut être compromise. Il est généralement admis que la résilience des communautés vivantes est favorisée par la présence d'îlots naturels liés entre eux où l'on trouve une biodiversité importante. Or, la dégradation des milieux dans les basses-terres du Saint-Laurent se distribue de manière intense et continue dans l'espace, offrant ainsi peu de potentiel de résilience pour les communautés vivantes. Il est important aussi de souligner le caractère permanent des pressions qui caractérisent les basses-terres du Saint-Laurent, les milieux urbains et les terres agricoles étant établis à long terme.

La province naturelle des Laurentides méridionales offre un fort contraste. En effet, moins de 2 % des écosystèmes aquatiques sont en mauvais état ou dans un état intermédiaire-mauvais. Dans ce contexte, c'est principalement la coupe forestière qui contribue à altérer le niveau de naturalité de manière étendue. Dans ce cas, c'est en principe seulement la composante bassin versant de l'indice qui se voit affectée puisque les rives des cours d'eau doivent normalement demeurer naturelles lors des opérations forestières. La province naturelle des Appalaches, quant à elle, est dans une position intermédiaire où un peu moins de 10 % des écosystèmes aquatiques sont en mauvais état ou dans un état intermédiaire-mauvais.

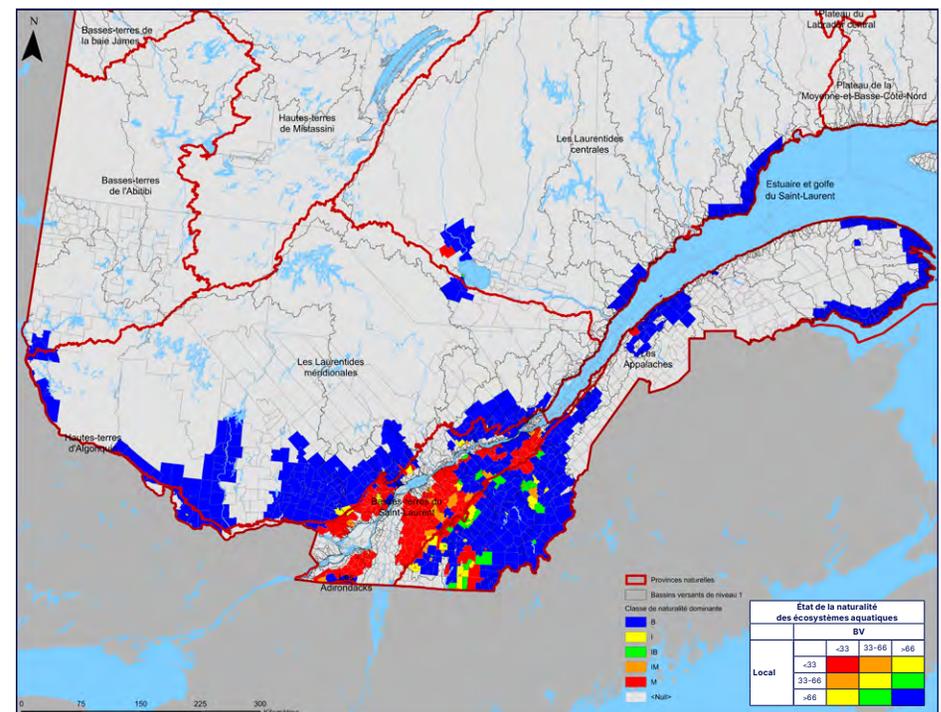
En prenant en compte le portrait global plutôt positif et les problématiques décelées dans les basses-terres du Saint-Laurent, l'état de cet indicateur est considéré comme intermédiaire.

FIGURE 2 – Matrice de détermination de la naturalité des écosystèmes aquatiques.

		État de la naturalité des écosystèmes aquatiques		
		BV		
Local	<33	<33	33-66	>66
	33-66	<33	33-66	>66
	>66	<33	33-66	>66

Tableau croisant la naturalité des rives et du bassin versant afin de déterminer la classe de naturalité à laquelle appartiennent les unités écologiques aquatiques (UEA).

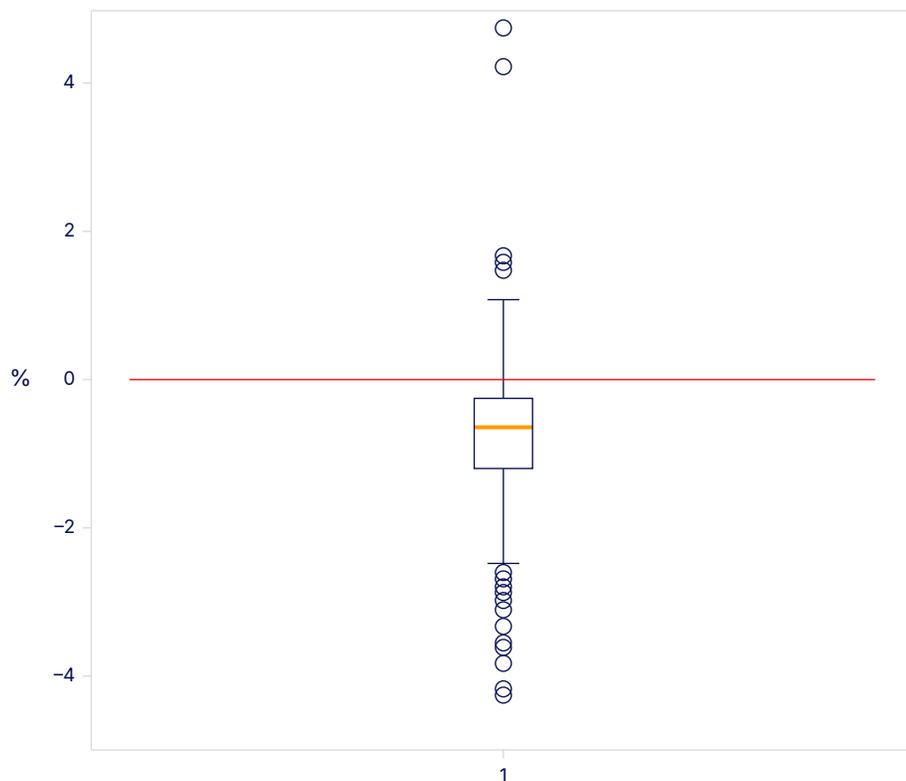
FIGURE 3 – Naturalité des écosystèmes aquatiques par municipalité.



Niveau de naturalité des écosystèmes aquatiques compilé par municipalité dans les bassins versants sélectionnés pour former l'échantillon. Les limites des provinces naturelles apparaissent afin de mettre en contexte les résultats.



FIGURE 4 – Variation annuelle de la naturalité au sein de bassins versants du Québec méridional (2016-2020)



L'évolution interannuelle du pourcentage de milieux naturels a été analysée pour 922 bassins versants entre 2016 et 2020. Sur le diagramme, les valeurs situées sous la ligne rouge indiquent une perte de naturalité et celles situées au-dessus, un gain. Plus de 75 % des bassins versants analysés ont subi un déclin de naturalité entre 2016 et 2020.

Tendance

Afin d'avoir un aperçu de la tendance temporelle de l'évolution de la naturalité du Québec méridional, une analyse interannuelle (2016-2020) de la superficie occupée par des milieux naturels au sein de bassins versants de niveau 1 a été menée (figure 4). La composante naturalité des rives n'est pas comprise dans cette analyse. Parmi les bassins versants considérés, 31 % montrent une tendance significative ($p = 0,1$) à la baisse (-0,74 %) et 1 % à la hausse. Donc, de manière générale, près du tiers des bassins versants est en déclin significatif de naturalité. Si l'on applique cette analyse aux limites des basses-terres du Saint-Laurent et non aux limites des bassins versants, le pourcentage de milieux naturels décroît annuellement de 0,32 % ($p = 0,1$).

Pressions et changements climatiques

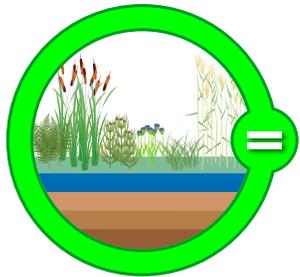
L'utilisation anthropique du territoire influence directement l'indicateur de naturalité. Toute utilisation du territoire implique une part d'altération des milieux naturels qui varie fortement selon le type d'usage. La coupe forestière, par exemple, altère généralement le degré de naturalité à court terme³. Les usages urbains, quant à eux, exercent une pression plus intense et à long terme⁴. Bien que l'indicateur ne permet pas de distinguer le caractère permanent ou temporaire des pressions sur la naturalité, il importe de souligner le caractère généralement permanent des pressions exercées sur la naturalité dans les basses-terres du Saint-Laurent. On y trouve les plus bas taux de naturalité au Québec, qui sont de surcroît et de manière générale permanents. Ceci limite la résilience des communautés naturelles ainsi que la possibilité de conserver des échantillons représentatifs d'écosystèmes que l'on retrouve seulement dans ce type de contexte écologique. Il importe donc de mettre en œuvre des stratégies visant à limiter les effets de la perte de naturalité sur les fonctions écologiques de ces écosystèmes. Il existe des stratégies qui permettent, tout en utilisant le territoire, de maintenir actives les fonctions écologiques vitales. On peut notamment songer au respect ou à l'établissement systématique de bandes riveraines adéquates sur les rives du réseau hydrographique.

Les changements climatiques exercent aussi une pression sur le degré de naturalité des écosystèmes. Cependant, l'indicateur de naturalité proposé ici ne tient pas compte de cet effet.



Bibliographie

1. **Ruiz, J., G. Domon, É. Lucas, M.-J. Côté.** (2008). Vers des paysages multifonctionnels en zone d'intensification agricole ; une recherche interdisciplinaire au Québec (Canada). *Revue forestière française* 60(5) : 589-602.
2. **Clément, F., Ruiz, J., Rodriguez, M.A., Blais, D., Campeau, S.** (2017). « Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments », *Ecological Indicators*, 72 : 627-639.
3. **Mariella H. J. Becu, Tracy A. Michalski, John S. Richardson.** (2023). « Forest harvesting impacts on small, temperate zone lakes: a review », *Environmental Reviews*, vol. 31, n° 3, p. 376-402, ISSN 1208-6053.
4. **Coles, J.F., McMahon, Gerard, Bell, A.H., Brown, L.R., Fitzpatrick, F.A., Scudder Eikenberry, B.C., Woodside, M.D., Cuffney, T.F., Bryant, W.L., Capiella, Karen, Fraley-McNeal, Lisa, Stack, W.P.** (2012). « Effects of urban development on stream ecosystems in nine metropolitan study areas across the United States », *U.S. Geological Survey*, circ. 1373, 138 p.



Écologie et biodiversité floristique en milieux humides

État : Intermédiaire-bon

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Le groupe d'indicateurs Écologie et biodiversité floristique en milieux humides est couvert par trois indicateurs qui utilisent des données* provenant de tourbières sélectionnées dans une zone d'étude située dans les basses-terres du Saint-Laurent. Le principal est l'indicateur terrain *Communautés de plantes*, qui permet de déterminer l'état, les tendances ainsi que les changements observés dans la composition végétale entre 2021 et 2024. Cet indicateur est soutenu par deux autres indicateurs, soit la phénologie des végétaux par caméra sur le terrain et l'indice de différence normalisée de la végétation (NDVI) par télédétection satellitaire. Le suivi à long terme de ces trois indicateurs permettra d'évaluer plus clairement les changements qui pourraient survenir dans la biodiversité végétale en milieux humides, notamment selon divers facteurs climatiques ou microclimatiques.

FIGURE 1 – Régions ciblées des basses-terres du Saint-Laurent pour le groupe d'indicateurs Écologie et biodiversité floristique en milieux humides.

La carte présente la zone d'étude située dans trois régions ciblées (Montérégie, Mauricie et Chaudière-Appalaches) des basses-terres du Saint-Laurent (BTSL), où des données complémentaires du groupe d'indicateurs de milieux humides ont été récoltées dans le cadre du *Rapport sur l'eau*.

* Les données proviennent du [Réseau de suivi de la biodiversité du Québec](#) (Suivi BdQc)⁹, dont l'objectif principal est de détecter des changements dans la biodiversité dans un contexte de changements climatiques⁸. Les données du Suivi BdQc peuvent être visualisées sur le portail [Biodiversité Québec](#)¹.

État et tendance

Environ 200 milieux humides (MH) (tourbière, marais et MH côtiers) ont été suivis par le Réseau de suivi de la biodiversité du Québec (Suivi BdQc) depuis ses débuts en 2016. Étant donné que le déploiement du Suivi BdQc est encore en cours, un état et des tendances couvrant l'ensemble des sites pourront être fournis lors de la prochaine édition du Rapport. Dans la présente édition, une zone d'étude spécifique comprenant des tourbières a été sélectionnée dans les basses-terres du Saint-Laurent (BTSL), soit en Montérégie, Mauricie et Chaudière-Appalaches (figure 1).

Le groupe d'indicateurs Écologie et biodiversité floristique en milieux humides **présente un état global intermédiaire-bon et une tendance au maintien**. Cet état et cette tendance proviennent de l'analyse des trois indicateurs suivants.



Indicateur 1 – Communautés de plantes par des inventaires terrain

L'état global de l'indicateur de biodiversité des communautés de plantes des tourbières (tous types confondus) de la zone d'étude est considéré comme **intermédiaire-bon** et la tendance est **au maintien**.

De façon détaillée, l'état général des **tourbières ouvertes est considéré comme bon** (16 parcelles), tandis que celui des **tourbières boisées est intermédiaire-bon** (7 parcelles).

FIGURE 2 – Vue de l'inventaire de la végétation dans le cadre du Réseau de suivi de la biodiversité du Québec.



Vue par drone du montage d'un transect et d'un quadrat pour réaliser l'inventaire de la végétation à l'intérieur d'une parcelle de 400 m² du Réseau de suivi de la biodiversité du Québec. La photo a été prise dans une parcelle de la portion ouverte d'une des tourbières sélectionnées de la zone d'étude pour le *Rapport sur l'eau*.

Source : Ariane Roberge, MELCCFP (2024c)⁹.

Six tourbières relativement préservées faisant partie de grands complexes de tourbières (deux par région de la zone d'étude) ont été sélectionnées pour cette analyse. Cinq ou six parcelles par tourbière ont été inventoriées, soit trois parcelles dans une portion ouverte et une ou deux parcelles dans une portion boisée. Deux années d'inventaire avec le protocole du Suivi BdQc (figure 2) ont été réalisées (2021 et 2024). Les analyses de cet indicateur étant en cours³, les résultats présentés sont sommaires.

L'état et les tendances dans la biodiversité des plantes des tourbières de la zone d'étude résultent de la mise en commun de cinq indices. Afin de faciliter l'établissement de l'état global de l'indicateur de communauté de plantes, une échelle de bon à mauvais a été définie pour les trois indices auxquels une catégorisation pouvait s'appliquer. Pour les deux autres, il s'agit d'indices visant à brosser un portrait des sites et permettant de soutenir les autres indices.

Chacun des cinq indices est exposé ci-dessous et les graphiques de trois des indices se trouvent dans la figure 3.

- a) La **richesse spécifique moyenne**, soit le nombre moyen d'espèces observées par site, a été analysée sur l'ensemble des taxons (vasculaires, bryophytes et lichens). La richesse spécifique moyenne dans les tourbières de la zone d'étude est plus grande en portion boisée qu'en portion ouverte et il y a une augmentation entre 2021 et 2024 en tourbière autant ouverte que boisée (graphique a, figure 3).
- b) Le **coefficient de conservatisme moyen (C-moyen)** : le coefficient de conservatisme (CC) est une valeur attribuée à chaque espèce pour une région donnée. Les espèces ayant un CC élevé se retrouvent exclusivement dans des milieux intacts (non perturbés), tandis que celles dont le CC est faible tolèrent bien les environnements perturbés¹². Le C-moyen est la moyenne des CC de toutes les espèces présentes dans un site, une zone d'étude, etc. Il peut être employé comme indicateur de l'intégrité des écosystèmes¹³.

Ici, le C-moyen a été analysé sur les taxons vasculaires seulement. Les résultats indiquent que l'état du C-moyen est **bon pour les tourbières ouvertes et intermédiaire-bon pour les tourbières boisées** étudiées. Les valeurs sont restées relativement stables entre les deux années pour les deux types de tourbières (graphique b, figure 3). La tendance du C-moyen est donc **au maintien**.



c) Le **statut hydrique**, soit le pourcentage (%) d'espèces indicatrices des MH (espèces obligées et facultatives des MH⁴), a été analysé sur les taxons vasculaires seulement. Comme on s'y attendait, les espèces indicatrices des MH étaient dominantes dans les deux types de tourbières et en proportion beaucoup plus élevée en tourbières ouvertes qu'en tourbières boisées (graphique c, figure 3). Les proportions d'espèces indicatrices des MH obtenues sont élevées (**état bon**) en tourbières ouvertes et intermédiaires-élevées (**état intermédiaire-bon**) en tourbières boisées.

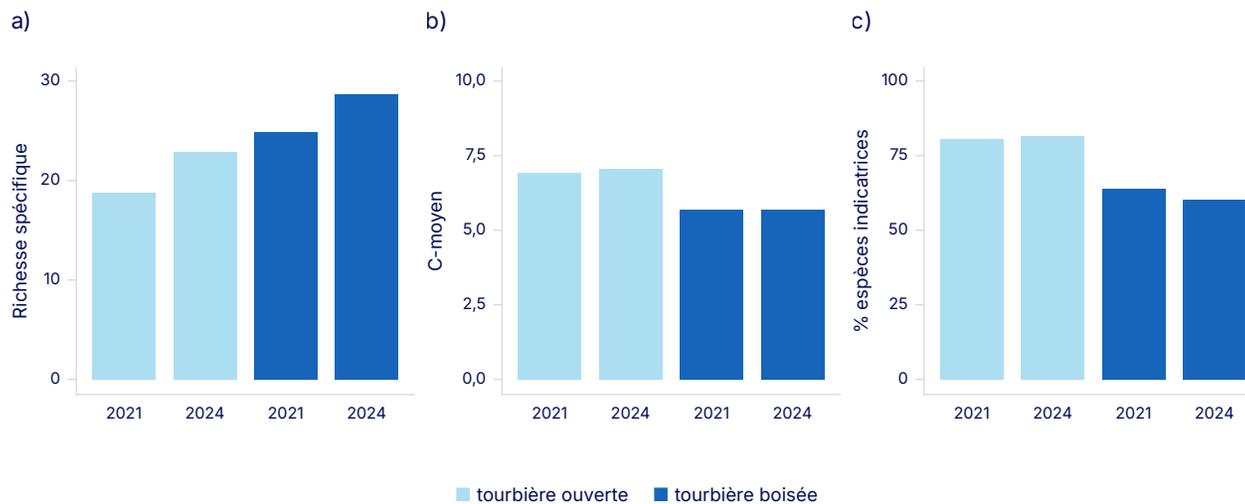
La différence entre les deux années était plus évidente dans certaines tourbières, mais plutôt faible à l'échelle de la zone d'étude. La tendance pour le statut hydrique est donc au **maintien**.

d) Le **statut indigène/exotique**, soit la proportion (%) d'espèces indigènes, a été analysé sur les taxons vasculaires seulement. L'état est considéré comme **bon** en tourbière ouverte. Une seule espèce floristique exotique envahissante (EFEE) a été détectée en 2024 dans une placette de la portion boisée d'une tourbière de la zone d'étude

située en Montérégie, soit le nerprun bourdaine (*Frangula alnus*)⁷. L'état est donc **intermédiaire-bon** en tourbière boisée, considérant la petite quantité de tourbières boisées de la zone d'étude et le degré envahissant de cette espèce. L'indice est au **maintien en tourbières ouvertes**, mais l'apparition de cette espèce entre 2021 et 2024 indique une **légère détérioration en tourbières boisées**.

e) La **forme fonctionnelle**, soit la proportion (%) de chaque forme fonctionnelle, a été analysée sur l'ensemble des taxons (vasculaires, bryophytes et lichens). Elle rassemble un groupe de plantes qui partagent une morphologie semblable qui peut influencer leur manière de répondre à l'environnement ou d'interagir avec d'autres organismes. L'indice a été divisé en sept formes. Il est possible d'identifier des tendances en matière d'augmentation ou de diminution, mais il n'est pas possible de statuer si un milieu naturel se détériore ou s'améliore en se basant sur cet indice. Pour les tourbières ouvertes, les proportions des principales formes sont demeurées stables entre 2021 et 2024, sauf pour les sphaignes qui ont diminué, ce qui sera à approfondir compte tenu de la courte période entre les deux années et du modèle de croissance des sphaignes. Pour les tourbières boisées, les proportions des principales formes ont toutes légèrement diminué entre les deux années, et légèrement plus pour les graminoides.

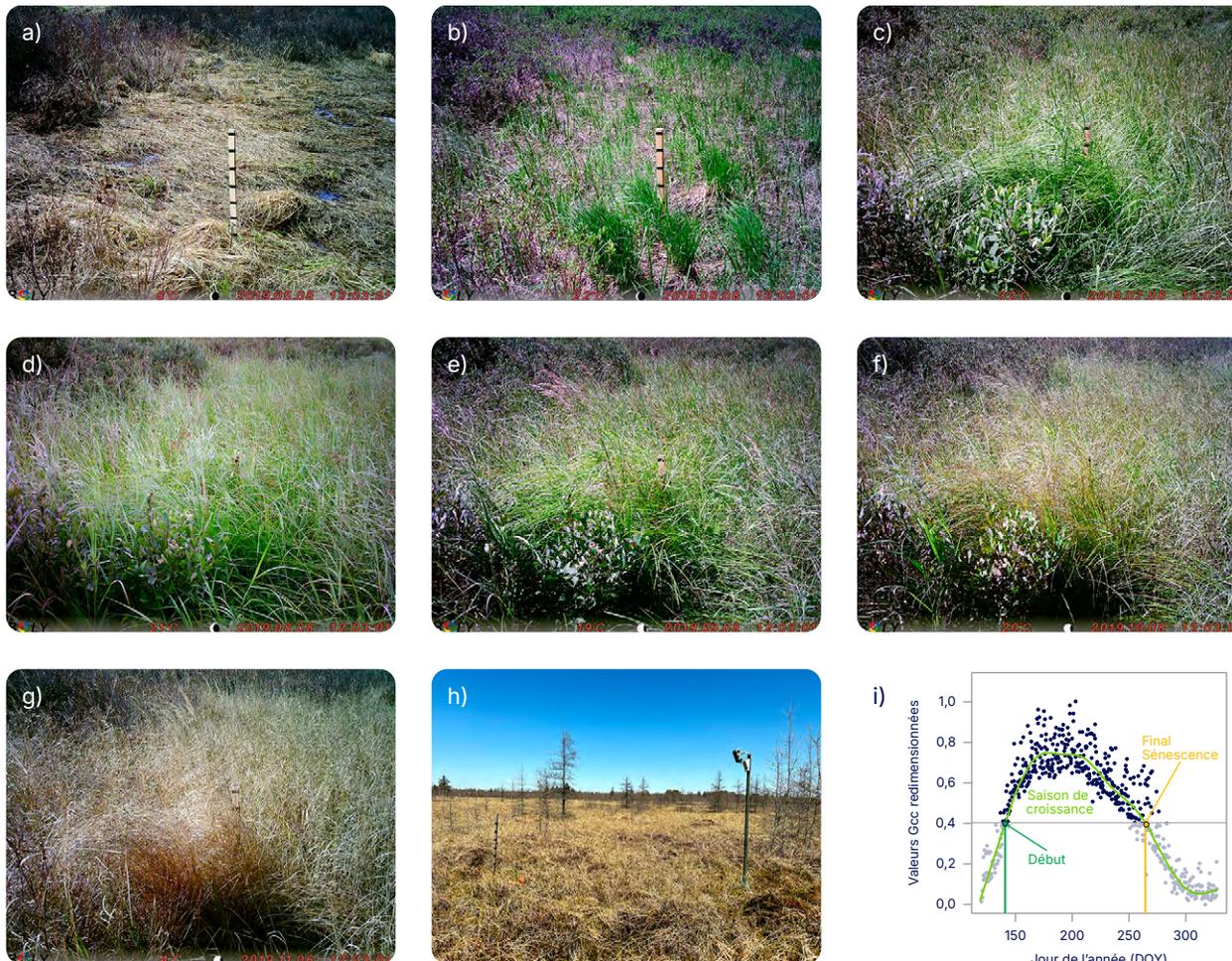
FIGURE 3 – Graphiques de certains indices permettant d'évaluer la biodiversité des communautés végétales.



Graphiques de trois des cinq indices utilisés pour évaluer l'état et les tendances dans la biodiversité des communautés végétales dans des tourbières sélectionnées des basses-terres du Saint-Laurent : (a) richesse spécifique, (b) coefficient de conservatisme moyen (C-moyen) et (c) pourcentage d'espèces indicatrices des milieux humides. Les valeurs présentées correspondent à la moyenne des sites pour chaque année d'échantillonnage (2021 et 2024) et pour le type de milieu (tourbières ouvertes ou boisées).



FIGURE 4 – Images de l'indicateur de phénologie des végétaux en milieux humides montrant l'évolution de la croissance au cours d'une saison, l'installation d'une caméra sur le terrain et une courbe phénologique de l'indice de verdissement pour une communauté végétale.



Images de l'indicateur de phénologie des végétaux : (A-G) Extraits d'une image par mois durant la croissance de la végétation sur une période de six mois au même point d'un milieu humide de type marais, de l'installation de l'appareil un 8 mai à son retrait un 6 novembre. (H) Montage d'une caméra de phénologie des végétaux dans une portion de tourbière ouverte d'un site de la zone d'étude situé en Mauricie. (I) Graphique montrant un exemple type de courbe phénologique qui permet d'obtenir les dates de début (verdissement) et de fin (senescence) de la saison de croissance d'une communauté végétale.

Sources : A à H : MELCCFP (2024c)⁹ et I : extrait de Roca et coll. (2018)¹¹.

Indicateur 2 – Phénologie des végétaux par caméras (dates de verdissement et de sénescence)

La phénologie permet de faire état de l'apparition des événements périodiques qui surviennent au cours des saisons. Pour les végétaux il peut s'agir de connaître les périodes de verdissement, floraison, feuillaison, fructification, sénescence (dégradation, chute des feuilles), etc., et d'étudier la période et la vitesse de croissance des plantes. Pour observer la phénologie des végétaux lors du Suivi BdQc, trois caméras photographiques sont installées en MH ouvert. Des courbes phénologiques sont produites à partir des photos pour obtenir les dates de verdissement et de sénescence des communautés végétales d'un site à une année donnée (figure 4).

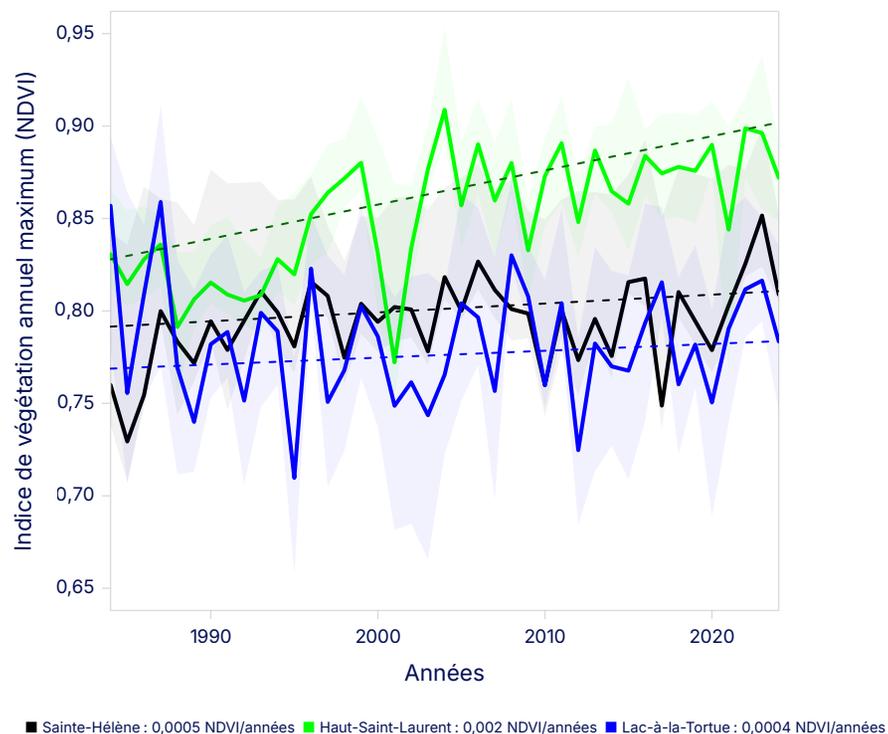
Une analyse réalisée sur l'ensemble des données de phénologie des végétaux des sites de MH du Suivi BdQc au Québec, et récoltées entre 2016 et 2022, indique que la date de verdissement et la longueur de la saison de croissance des communautés végétales seraient notamment influencées par la latitude et la régionalité. Un décalage de trois jours dans le verdissement et une réduction d'environ trois jours dans la saison de croissance ont été observés entre chaque degré de latitude du sud du Québec au Nunavik. Toutefois, la sénescence n'aurait pas été influencée par la latitude et la régionalité. L'absence de modèle de décalage au niveau de la sénescence pourrait être expliquée par d'autres facteurs, notamment une plus faible proportion de données disponibles⁵.



Indicateur 3 – L'évolution de la végétation par l'indice de vert (télédétection)

Il s'agit de l'évolution du couvert végétal ou de sa productivité au fil du temps. Les résultats indiquent qu'il y a une augmentation de l'indice de vert dans les sites étudiés (figure 5). On peut interpréter une augmentation de l'indice de différence normalisée de la végétation (NDVI) comme une augmentation du couvert végétal ou de sa productivité.

FIGURE 5 – Évolution de la végétation par télédétection



Graphique de la trajectoire sur 40 ans des indices de végétation annuels maximaux pour trois sites de tourbières de la zone d'étude, (vert) Haut-Saint-Laurent (C) Montérégie, (bleu) Lac-à-la-Tortue en Mauricie, et (noir) Sainte-Hélène en Chaudière-Appalaches. Les tendances au verdissement des sites sont indiquées dans l'encadré (en NDVI/années).

Les calculs ont été réalisés dans une tourbière par région de la zone d'étude, soit Sainte-Hélène (Chaudière-Appalaches), Lac-à-la-Tortue (Mauricie) et le Haut-Saint-Laurent (C) (Montérégie). L'augmentation est nettement plus marquée dans le secteur de la tourbière du Haut-Saint-Laurent (C), qui présente une couverture végétale similaire dans les années 1990 suivie d'une nette augmentation à partir des années 1995. Le couvert semble par la suite se stabiliser à partir des années 2005. Pour les tourbières de Sainte-Hélène et de Lac-à-la-Tortue, le couvert végétal des tourbières semble relativement stable. Dans le cas des trois sites, la variabilité interannuelle des sites est relativement importante, ce qui peut s'interpréter comme une réponse aux changements de conditions climatiques (température, précipitations et neige) entre les années¹⁴.

Cet indicateur a été suivi à partir des séries d'images satellites Landsat. Les indices de vert (NDVI) ont été calculés sur les 41 dernières années (1984 à 2024), puis agrégés pour obtenir le maximum de vert sur chaque année².

En conclusion, dans la prochaine édition du Rapport, une plus grande proportion des MH du Suivi BdQc aura été suivie au moins deux fois et les analyses satellitaires auront été réalisées à plus large échelle, ce qui permettra d'avoir plus de résultats sur la zone d'étude sélectionnée et peut-être même d'élargir la zone d'étude au-delà des BTSL pour établir l'état et les tendances de ce groupe d'indicateurs.

Pressions et changements climatiques

De nombreuses pressions anthropiques agissent sur les MH, induisant leur déclin en qualité et en nombre et provoquant des effets immédiats et à long terme sur la biodiversité, notamment végétale. En voici certaines : drainage, urbanisation, agriculture, foresterie, activités industrielles, barrages, introduction d'espèces exotiques envahissantes, récoltes de plantes sauvages indigènes, broutement, etc.

Les changements climatiques provoqueront aussi diverses pressions sur les MH et auront un impact sur leur composition floristique (proportion d'espèces indigènes/exotiques, proportion d'espèces indicatrices des MH, etc.), ainsi que sur la phénologie des végétaux.

Ces éléments sont plus amplement détaillés dans la fiche de l'édition 2020 du *Rapport sur l'eau*⁶.



Pour en savoir plus

[Réseau de suivi de la biodiversité du Québec \(page sur Québec.ca\)](#)

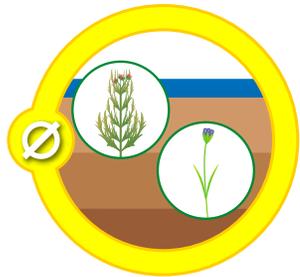
[Réseau de suivi de la biodiversité du Québec \(dépliant\)](#)

[Biodiversité Québec \(données et analyses du Réseau de suivi de la biodiversité du Québec dans l'onglet Inventaire terrain\)](#)

[Plan de mise en œuvre 2024-2029 du Plan pour une économie verte 2030](#)

Bibliographie

1. **BIODIVERSITÉ QUÉBEC** (2024). *Inventaires terrain*, [En ligne], [<https://biodiversite-quebec.ca/fr/inventaires/>] (consulté le 4 décembre 2024).
2. **CHOLER, P., A. BAYLE, N. FORT et coll.** (2024). « Waning snowfields have transformed into hotspots of greening within the alpine zone ». *Nat. Clim. Chang*, 25 octobre 2024, [En ligne], doi : <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02177-x>.
3. **INSTITUT DE RECHERCHE EN BIOLOGIE VÉGÉTALE (IRBV)**. Étude à paraître en 2025 sur les données de végétation du Réseau de suivi de la biodiversité du Québec (Chloé LeBlanc-Gagné et Kellina Higgins, laboratoires de Marie-Hélène Brice et Stéphanie Pellerin).
4. **LACHANCE, D., G. FORTIN et G. DUFOUR TREMBLAY** (2021). *Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional – version décembre 2021*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction adjointe de la conservation des milieux humides, 70 p. + annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-identif-dellimit-milieux-humides.pdf>.
5. **LÉTOURNEAU, Frédérick**. (2024). *Suivi à long terme de la phénologie des communautés végétales en milieux humides au Québec*, essai dirigé par Line Rochefort, dans le cadre du programme de maîtrise professionnelle en biogéosciences de l'environnement, Université Laval, 2024, 41 p.
6. **MELCC** (2020). *Écologie et biodiversité floristique en milieux humides*, rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec, 480 p.
7. **MELCCFP** (2024a). *Liste des principales espèces exotiques envahissantes*, [En ligne], [[Liste des espèces](#) | [Gouvernement du Québec](#)] (consulté le 4 décembre 2024).
8. **MELCCFP** (2024b). *Plan pour une économie verte 2030, action A4-010 : déployer un réseau de suivi de l'évolution de la biodiversité face aux changements climatiques*, [En ligne], [[Plan de mise en œuvre 2024-2029 du Plan pour une économie verte 2030](#)] (consulté le 4 décembre 2024).
9. **MELCCFP** (2024c). *Réseau de suivi de la biodiversité du Québec*, [En ligne], [[Réseau de suivi de la biodiversité du Québec](#) | [Gouvernement du Québec](#)] (consulté le 4 décembre 2024).
10. **RHEAULT, G., LÉVESQUE, E., et PROULX, R.** (2021). « Diversity of plant assemblages dampens the variability of the growing season phenology in wetland landscapes. » *BMC Ecology and Evolution*, [En ligne], <https://bmcecolevol.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12862-021-01817-6>.
11. **ROCA, I.T., G. RHEAULT et R. PROULX** (2018). *Développement des outils de commande R pour l'extraction automatisée des indicateurs bioacoustiques et photographiques : sélection et interprétation d'indicateurs de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes en lien avec les changements climatiques*, Chaire de recherche du Canada en intégrité écologique, Université de Québec à Trois-Rivières, 37 p.
12. **SWINK, F., et G. WILHELM** (1994). *Plants of the Chicago region* (4^e éd.). Indiana Academy of Science.
13. **SPYREAS, G.** (2014). *An examination of temporal trends, regional variation, and habitat-type differences in site-level Floristic Quality, and their implications for the use of floristic quality assessment*. University of Illinois at Urbana-Champaign, [En ligne], <https://www.proquest.com/openview/5e3b06c933d30adfe9e4a56c34e76229/1?pqorigsite=gscholar&cbl=18750>.
14. **UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES (UQTR)**. Étude à paraître en 2025, incluant l'indice de vert par NDVI pour le Réseau de suivi de la biodiversité du Québec (Arthur Bayle, laboratoires d'Esther Lévesque et Alexandre Roy).



Espèces floristiques en situation précaire

État : Intermédiaire

Tendance : Ne s'applique pas

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Le [Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec](#)¹ (CDPNQ) recueille, analyse et diffuse de l'information sur les éléments² de la biodiversité du Québec³. Il s'intéresse notamment à la répartition des espèces, à la qualité de leur habitat (menaces) et à la vulnérabilité des populations en vue d'établir leur [rang de précarité](#)². Il documente ensuite la localisation des espèces en situation précaire, notamment grâce à des inventaires de terrain. Les observations² pertinentes pour la conservation sont cartographiées en [occurrences](#)², l'unité spatiale de référence. Les occurrences se voient attribuer une [cote de viabilité](#)². Elles sont indiquées comme historiques (H) lorsqu'elles n'ont pas été réinventoriées depuis plus de 20 ans, voire 40 ans pour les espèces nordiques. L'occurrence ayant cette cote est considérée comme valable, mais nécessite la réalisation d'inventaires afin de mettre à jour l'information la concernant. Les occurrences sont indiquées comme extirpées (X) lorsque les colonies ne sont pas retrouvées à la suite d'un suivi adéquat de l'occurrence.

L'indicateur retenu pour cette fiche est le taux d'occurrences d'espèces floristiques [en situation précaire](#) des milieux humides et hydriques^{4, 5} historiques (H) retrouvées à la suite d'inventaires de terrain (nombre ou pourcentage). En presumant qu'une espèce floristique est plus susceptible d'être retrouvée dans un écosystème qui a été peu perturbé, il sera possible d'établir un état de l'habitat des espèces floristiques en situation précaire

et une tendance. En effet, les validations des occurrences permettent de discriminer celles qui ont été retrouvées (population existante ou habitat convenable) de celles qui n'ont pas été retrouvées (population disparue ou habitat non convenable). La répartition des cotes de viabilité est également présentée en complément d'information.

FIGURE 1 – Répartition des occurrences historiques en 2018, précisant les occurrences visitées entre 2018 et 2022

Carte du Québec localisant par des points de couleur mauve les occurrences historiques des espèces floristiques en situation précaire des milieux humides et hydriques de 2018 visitées au cours des cinq dernières années comparativement aux occurrences non visitées en gris.

État et tendance

Taux d'occurrences historiques retrouvées

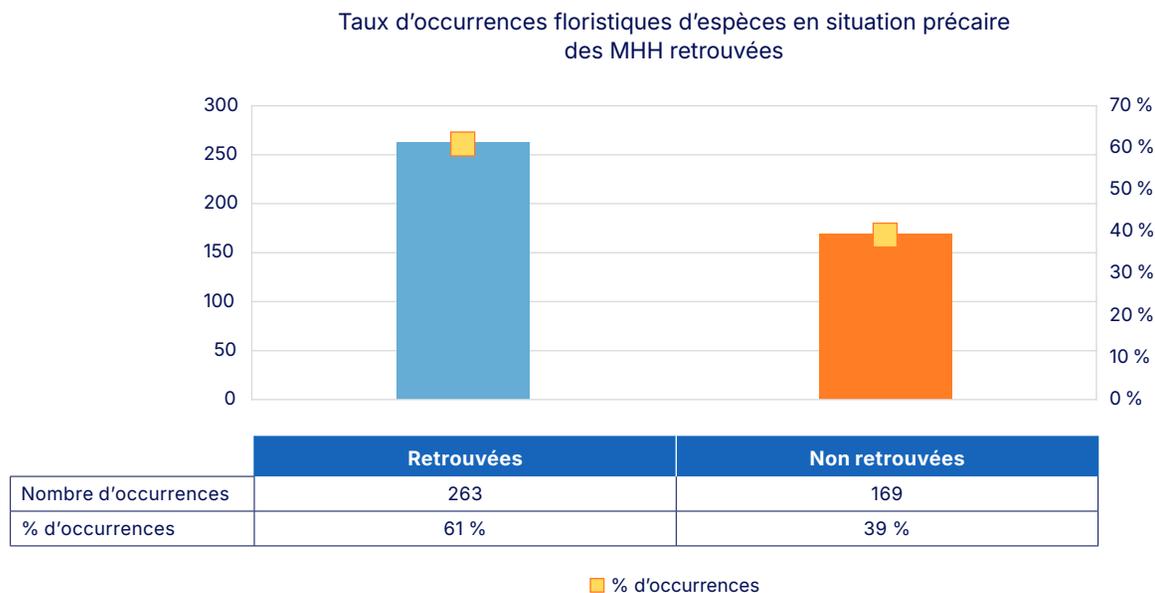
Entre 2018 à 2022, 14 campagnes de terrain du ministère ont été réalisées dans le cadre de la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030 afin de retrouver des occurrences floristiques historiques. Les [espèces floristiques](#) ciblées^{4, 5} (liste des espèces en situation précaire en vigueur en 2018) sont dites facultatives ou obligées des milieux humides et hydriques, tels que les eaux libres, les herbiers, les marais, les marécages, les rives de lacs et de cours d'eau ainsi que les tourbières ombrotrophes et minérotrophes^{6, 7}. Ce sont 432 occurrences de 66 espèces qui ont été visitées⁸ (figure 1). De ces occurrences, 263 ont été retrouvées, ce qui représente un taux d'occurrences historiques retrouvées de 60,9 % (figure 2). L'état général des habitats des espèces en situation précaire des milieux humides et aquatiques est donc jugé comme étant intermédiaire. Les raisons expliquant cette situation sont multiples, telles que la dégradation de la qualité de l'habitat résultant de diverses pressions, un changement d'usage du site ayant provoqué la destruction de l'habitat ou le défi de tenir les informations à jour sur les occurrences.



Selon la liste des espèces en situation précaire en vigueur en janvier 2024, le CDPNQ dispose maintenant de plus de 14 470 occurrences fauniques et floristiques. Parmi celles-ci, 2248 occurrences sont associées à 120 espèces floristiques des milieux humides et aquatiques (obligées ou facultatives). Ce sont 663 occurrences de ces dernières qui sont historiques (29 %, pour 90 espèces de ces milieux). Si l'on compare à la situation en mars 2019, c'était 45 % des occurrences qui étaient historiques à ce moment (886 occurrences pour 89 espèces). Ces informations incluent les occurrences de trois niveaux de précision (S, M et G; niveau de précision respectivement de précise à une imprécision d'un rayon de 1,5 km, puis de 8 km)².

L'effort significatif de documentation des occurrences historiques est particulièrement concluant pour les occurrences de niveau de précision S. Après 5 ans, ce sont 8 % de ces occurrences qui demeurent historiques (122 occurrences pour 37 espèces, de 1465 occurrences au total), comparativement à 22 % en mars 2019 (250 occurrences pour 48 espèces, de 1129 occurrences au total). Un effort plus important devra être fait pour la documentation des occurrences de niveau M et G dans les prochaines années, afin d'avoir un portrait plus juste de l'état des habitats des espèces floristiques en situation précaire des milieux aquatiques et humides. Ces efforts doivent s'ajouter à ceux pour les occurrences S, puisque chaque année de nouvelles occurrences atteignent le seuil d'historicité provoquant le changement de cote de viabilité (devient H).

FIGURE 2 – Histogramme illustrant le taux d'occurrences historiques retrouvées et non retrouvées entre 2018 et 2022



Histogramme à bande montrant à gauche en bleu les 263 occurrences de 2018 retrouvées au cours des 5 dernières années et à droite, en orange, les 169 occurrences non retrouvées. Deux points jaunes au sommet de ces bandes illustrent les pourcentages d'occurrences retrouvées (61 %) et non retrouvées (39 %).

Chantal Bouchard, CDPNQ-MELCCFP, 2024



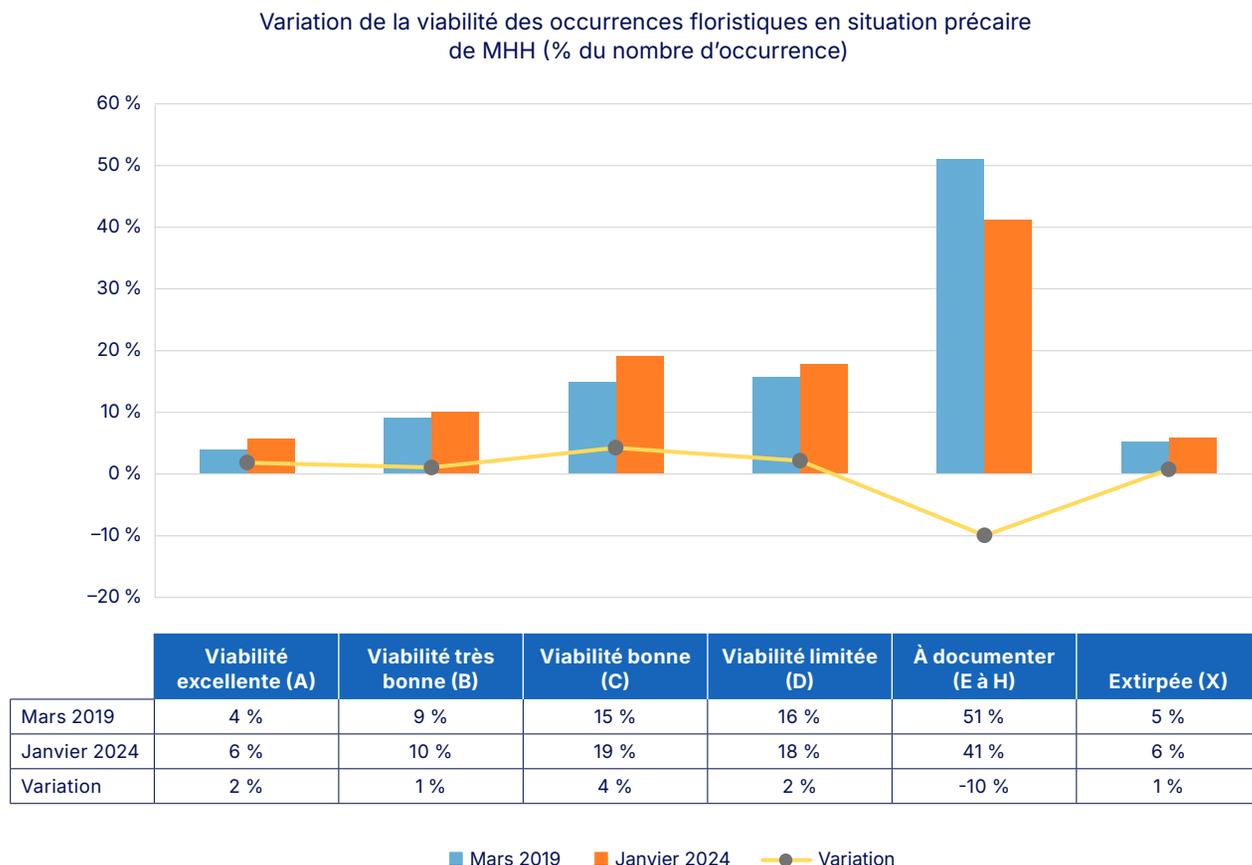
Répartition des cotes d'occurrences

L'état de la viabilité en janvier 2024 des occurrences d'espèces floristiques en situation précaire de ces milieux est comparé à celui de 2019 afin d'illustrer la variation sur une période d'environ cinq ans (par type de cote viable et non viable, incluant tous les niveaux de précision d'occurrences), afin de tirer des conclusions complémentaires sur l'état des habitats des espèces de MHH (figure 3). Cette analyse permet de déceler une première tendance de la viabilité des occurrences, malgré un biais lié à l'historicité de la cote de viabilité des occurrences de 2019. Cette dernière s'appuie sur la liste d'espèces en situation précaire en vigueur en 2024.

Ainsi, il est constaté une augmentation de 10 % en 2024 du nombre d'occurrences dont la cote correspond à des occurrences plus ou moins viables (A à D, 334 occurrences) et une diminution de 8 % sur 5 ans du nombre d'occurrences à documenter (E à H, 82 occurrences). Les deux tiers des occurrences à documenter ont une cote de viabilité historique (H), autant en 2019 qu'en 2024. Les occurrences extirpées (population disparue ou habitat non convenable) ont augmenté de 31 sur cette période, soit une augmentation de 1 % des occurrences totales.

La légère augmentation du nombre d'occurrences extirpées (1 %) indique une dégradation de la qualité de certains habitats d'espèces floristiques en situation précaire des milieux humides et aquatiques. Cette tendance à la détérioration est la même, que l'on considère ou non les occurrences imprécises de types M ou G. On observe toutefois une amélioration importante de la connaissance conséquente à l'effort qui a été fait pour la documentation des occurrences historiques (diminution de 10 % des occurrences à documenter).

FIGURE 3 – Variation de la cote de viabilité des occurrences (% du nombre d'occurrences) de 2019 à 2024



Histogramme à bandes présentant en 6 catégories (A, B, C, D, E à H et X) le pourcentage par cote de viabilité des occurrences en 2019 (en bleu) et en 2024 (en orange). En raison des nouvelles informations recueillies, le pourcentage d'occurrences viables (A à D) augmente en 2024, comme le nombre d'occurrences extirpées (X). En contrepartie, le nombre d'occurrences à documenter diminue d'autant en 2024. Une ligne brisée illustre en parallèle la variation entre 2019 et 2024 du pourcentage du nombre d'occurrences par groupe de cotes de viabilité.

Chantal Bouchard, CDPNQ-MELCCFP, 2024



Pressions et changements climatiques

Pressions

Diverses pressions anthropiques ou naturelles agissent au pourtour d'un habitat ([menaces](#)⁹ appréhendées) ou directement dans ce dernier (menaces observées correspondant aux perturbations présentes directement dans la colonie). Ces menaces peuvent perturber de manière plus ou moins importante la qualité ou l'intégrité de l'habitat ou encore le détruire sans possibilité réelle de le restaurer. Les principales menaces qui peuvent affecter l'habitat des espèces floristiques en situation précaire sont le déboisement, la modification du drainage, les remblais/déblais, la récolte et [l'introduction ou la propagation d'espèces exotiques envahissantes](#)^{10, 11, 12}. Ces dernières sont davantage de nature anthropique, alors qu'il existe également des menaces d'origine naturelle, comme le broutement (ex. : cerf de Virginie, limace), la propagation d'une maladie ou l'inondation de l'habitat causé par l'aménagement d'un barrage de castor.

Le déboisement a pour conséquence d'ouvrir le couvert forestier, ce qui a pour principal effet d'augmenter l'intensité de la lumière au sol et la température de celui-ci. La disparition des arbres diminue l'évapotranspiration et a tendance à faire augmenter le niveau de la nappe¹². Généralement, les espèces qui croissent à l'ombre seront désavantagées par ces nouvelles conditions, alors que les espèces de plein soleil s'avéreront avantagées. L'ouverture du couvert forestier aura aussi pour effet d'augmenter la compétition par les gaullis d'arbres, les arbustes et les plantes herbacées héliophiles, en plus de favoriser l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, ce qui peut nuire aux espèces en situation précaire. Par ailleurs, la coupe d'arbres en rive aura pour conséquence de la rendre instable et de contribuer à l'érosion de celle-ci, de même que les coupes en milieux humides boisés peuvent favoriser les chablis et la remontée de la nappe perchée, réduisant ainsi les superficies d'habitat propices aux espèces en situation précaire.

Toute modification du drainage initial d'un habitat peut entraîner un assèchement ou une saturation en eau (désavantage surtout pour les espèces facultatives des MHH), compromettant ainsi la survie des espèces floristiques initialement présentes, dont celles qui sont déjà en situation précaire. Ces modifications résultent principalement du drainage des milieux humides pour augmenter les superficies cultivables de l'exploitation forestière et industrielle de la tourbe¹⁰.

Les activités^{17, 18, 19, 20} de remblais et de déblais, souvent requises pour les projets de développement de transport, résidentiel, industriel ou commercial, affectent de manière importante les milieux naturels par leur destruction partielle ou complète et peut avoir un effet indirect sur le drainage en modifiant les schémas d'écoulement et de rétention des eaux sur le site. Ces interventions peuvent notamment modifier la dynamique et l'intégrité de ces habitats. Il peut en résulter la destruction de certaines occurrences ou un déclin de leurs populations. Les espèces exotiques envahissantes profitent de la perturbation des milieux naturels pour s'installer et se propager, au point d'affecter la biodiversité présente. Elles peuvent entraîner des modifications substantielles de la végétation en place, allant même jusqu'à remplacer les espèces indigènes présentes. Ainsi, les activités de déboisement, de drainage, de décapage du couvert végétal, de remaniement du sol, qui nécessitent le recours à de la machinerie, peuvent contribuer à introduire ou à propager les espèces exotiques envahissantes. Celles-ci pourront ensuite déloger les espèces en situation précaire ou affecter l'intégrité de l'habitat, entraînant un déclin de ces populations^{12, 13}.

Le broutement, causé par plusieurs animaux (cerfs, petits rongeurs, dindons, limaces, etc.), constitue une pression naturelle difficile à contrôler et qui peut affecter la viabilité ou la survie des espèces en situation précaire, ainsi que l'intégrité de l'habitat. Le pacage dans les alvars^{14, 15} peut affecter la végétation par le broutement, mais également par le piétinement. Les effets sur la végétation sont différents selon qu'il s'agit d'un arbre, d'une herbacée ou d'une plante vivace ou annuelle, allant d'un ralentissement de la croissance à la mort du plant. Le castor, pour sa part, s'installe souvent dans des fens favorisant leur ennoisement, puis leur transition vers un étang, provoquant la disparition définitive des populations d'espèces facultatives des milieux humides.

Toutes ces pressions vont affecter l'intégrité des écosystèmes, faisant en sorte que les occurrences historiques d'espèces floristiques aquatiques en situation précaire auront une probabilité plus ou moins grande d'être retrouvées selon l'intensité, la fréquence et la diversité des pressions exercées au cours des 20 dernières années au minimum.



Changements climatiques

Une étude a été réalisée afin de documenter les effets anticipés des changements climatiques (augmentation de la température, augmentation des précipitations sous forme de pluie en hiver, diminution du nombre de jours de gel au sol) sur les plantes vasculaires menacées ou vulnérables. L'analyse a été faite à l'aide de deux modèles : l'indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC) et les modèles de niches bioclimatiques¹⁶.

L'étude permet de mettre en évidence que certains groupes d'espèces en situation précaire pourraient être davantage affectés par les changements climatiques. L'interprétation des résultats doit néanmoins être réalisée avec précaution, puisqu'il y a un nombre limité de données concernant la flore en situation précaire.

Les changements climatiques risquent d'avoir une incidence plus forte sur les espèces en situation précaire qui ont une faible capacité de déplacement en raison de leur préférence pour un habitat ou un substrat particulier. Concrètement, ces plantes resteront au même endroit et pourraient avoir de la difficulté à se maintenir si la niche climatique favorable à leur croissance est trop modifiée (tableau 1).

Plus spécifiquement, les plantes qui ont une affinité pour les substrats basiques (p. ex., calcaire) et ultrabasiques (p. ex., serpentine), qui ont des interactions spécifiques avec le milieu, ou encore qui colonisent des microhabitats particuliers (p. ex., milieu arctique, alpin ou côtier) sont les plus à risque d'être affectées par les changements climatiques. C'est exactement le cas des orchidées en situation précaire qui vivent en symbiose avec les mycorhizes présentes dans le sol, des plantes endémiques qui colonisent les rives de l'estuaire du Saint-Laurent, telle la gentiane de Victorin²², et d'espèces arctiques ou alpines, comme l'élatine du lac Ojibway et le saule à bractées vertes.

La vulnérabilité des espèces floristiques en situation précaire pourrait en partie être contrée par différentes initiatives, telles que la création d'aires protégées ciblant des substrats basiques ou des habitats côtiers, estuariens, arctiques ou alpins de même que des affleurements rocheux, le rétablissement des populations locales ou la conservation *ex-situ* permettant la création de banques de graines ou de spécimens qui sont conservés dans des lieux tel un jardin botanique.

TABEAU 1 – Nombre d'espèces floristiques en situation précaire selon l'indice de vulnérabilité aux changements climatiques par type d'habitat

Statut de conservation	Milieu sableux	Milieu ouvert	Milieu humide et rivage	Milieu forestier	Milieu arctique-alpin	Estuaire et golfe	Affleurement
Extrêmement vulnérable	0	8	5	2	22	9	3
Hautement vulnérable	1	8	20	7	10	15	13
Modérément vulnérable	3	22	39	20	7	9	13
Non vulnérable / Probablement stable	10	23	71	48	3	5	8
Non vulnérable / Augmentation probable	1	1	1	2	0	0	0
Total	15	62	136	79	42	38	37

Le tableau 1 permet de constater que les plantes qui croissent dans certains types d'habitats seront plus vulnérables aux changements climatiques.

Pour en savoir plus

[Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec : la référence sur les espèces en situation précaire](#)

[Le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec : document d'information, mai 2023](#)

[Données sur les espèces en situation précaire | Gouvernement du Québec](#)

[Comprendre les rangs de précarité des espèces | Gouvernement du Québec](#)

[Agriculture, environnement et ressources naturelles | Gouvernement du Québec](#)



18. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC.** *Règlement sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats* – chapitre E-12.01, r. 3, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2024, [En ligne], [E-12.01, r. 3 – Règlement sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats](#).
19. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC.** *Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2017, 38 p., [En ligne], [Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques](#).
20. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC.** *Règlement concernant la mise en œuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations*, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2021, [En ligne], [Lois et règlements et Q-2, r. 32.2 – Règlement concernant la mise en œuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations](#).
21. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2017). *Fiche espèce menacée du Québec : Arisème dragon*, Québec, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels, 2 p., [En ligne], [Arisème dragon – Espèce menacée au Québec](#).
22. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2017). *Fiche espèce menacée du Québec : Gentiane de Victorin*, Québec, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels, 2 p., [En ligne], [Gentiane de Victorin – Espèce menacée au Québec](#).
23. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2017). *Fiche espèce menacée du Québec : Ériocaulon de Parker*, Québec, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels, 2 p., [En ligne], [Ériocaulon de Parker – Espèce menacée au Québec](#).
24. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2017). *Fiche espèce menacée du Québec : Cicutaire de Victorin*, Québec, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels, 2 p., [En ligne], [Cicutaire de Victorin – Espèce menacée au Québec](#).
25. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2017). *Fiche espèce menacée du Québec : Chardon écailléux*, Québec, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels, 2 p., [En ligne], [Chardon écailléux – Espèce menacée au Québec](#).
26. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC.** *Loi sur la qualité de l'environnement* – chapitre Q-2, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2024, 178 p., [En ligne], [Q-2 – Loi sur la qualité de l'environnement](#).
27. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC.** *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* – chapitre A-18.1, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2024, 87 p., [En ligne], [a-18.1 – Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier](#).
28. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC.** *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* – chapitre C-61.01, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2024, 29 p., [En ligne], [Loi sur la conservation du patrimoine naturel](#) et [C-61.01 – Loi sur la conservation du patrimoine naturel](#).
29. **QUÉBEC.** *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* – chapitre A-19.1, [Québec], Éditeur officiel du Québec, C2024, 180 p., [En ligne], [Loi sur la conservation du patrimoine naturel](#) et [A-19.1 – Loi sur l'aménagement et l'urbanisme](#).
30. **GOVERNEMENT DU CANADA** (2024). *Aperçu de l'approche pancanadienne pour la transformation de la conservation des espèces en péril au Canada*
31. **GOVERNEMENT DU CANADA** (2024). *Registre public des espèces en péril*, [En ligne], [Registre public des espèces en péril – Canada.ca](#).
32. **DÉNOMMÉE, Nancy** (2019). *Le chardon de Mingan : une espèce à restaurer, un emblème à préserver*, Québec, document préparé pour Parcs Canada, 50 p.
33. **GOVERNEMENT DU CANADA.** *Loi sur les espèces en péril* – L.C. 2002, ch. 29, [Canada], publié par le ministre de la Justice. C2024, 107 p., [En ligne], [Loi sur les espèces en péril](#).
34. **Bertaux et. al** (2014) *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel*. Presses de l'Université du Québec, Québec, 214 p.



État des populations exploitées en lac (doré, touladi, omble de fontaine)

État : Intermédiaire

Tendance : Amélioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Afin d'évaluer l'état des populations des principales espèces exploitées en eaux intérieures, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a instauré des méthodes normalisées d'inventaire des populations en lac¹. Ces inventaires standardisés, réalisés depuis 1988 (figure 1), ont permis de poser un diagnostic sur l'état des populations à l'échelle provinciale lors de l'établissement des plans de gestion du doré², du touladi³ et de l'omble de fontaine⁴. La productivité naturelle de chaque lac est caractérisée par un point de référence biologique propre à l'espèce qui se traduit en abondance théorique déterminée à partir des caractéristiques du milieu. L'indicateur présente le pourcentage de lacs dont l'abondance observée de l'espèce est supérieure à son point de référence biologique, ce qui équivaut à la proportion de lacs dont l'abondance de l'espèce n'est pas limitée par l'exploitation.

FIGURE 1 – Localisation des inventaires réalisés pour poser un diagnostic sur les populations de trois espèces sportives exploitées en lac

Les pêches expérimentales normalisées permettent de poser un diagnostic sur l'état des populations de doré jaune, de touladi et d'omble de fontaine. Les inventaires ont été réalisés entre 1988 et 2023 partout dans la province, selon la répartition de chacune des espèces.

État et tendance

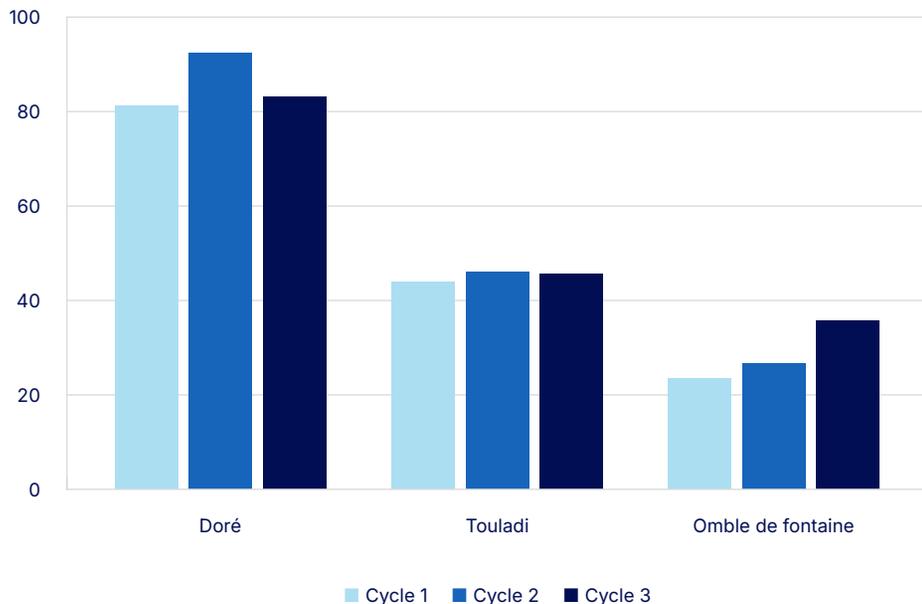
L'état des populations de doré jaune est intermédiaire-bon et demeure à peu près stable depuis 1988 dans les lacs des eaux intérieures (figure 2). Une majorité des populations ayant fait l'objet d'un inventaire normalisé présentent une abondance adéquate. La proportion de lacs nouvellement surexploités semble toutefois à la hausse (non montrée sur la figure), malgré le [Plan de gestion du doré au Québec \(2011\)](#)⁴ et ses ajustements mis en place en 2016²⁹. Cela suggère qu'il est possible que la proportion de lacs à l'équilibre diminue au cours des prochaines années si le niveau d'exploitation est maintenu.

La proportion de lacs à touladi en bon état a augmenté depuis 1988, mais demeure à un niveau intermédiaire-mauvais (figure 2). L'établissement d'un plan tactique en 1989 et la mise en œuvre du [Plan de gestion du touladi au Québec \(2014\)](#)³ ne sont pas étrangers à cette augmentation. Néanmoins, la courbe d'amélioration semble avoir stagné légèrement au cours des dernières années, indiquant que des actions supplémentaires pourraient être requises pour poursuivre le rétablissement des populations de touladi au Québec.



La proportion de populations d'omble de fontaine en lac dont l'abondance est jugée adéquate a augmenté depuis 1990, mais demeure mauvaise (figure 2). L'omble de fontaine est souvent perçu à tort comme une espèce très résiliente à l'exploitation. Toutefois, la diminution de la qualité de pêche observée depuis 1980¹⁹ et l'état des populations démontrent que cette espèce, bien qu'elle soit très répandue au Québec, n'est pas en aussi bonne position qu'on le croyait. Le [Plan de gestion de l'omble de fontaine au Québec \(2020\)](#)⁴ propose différentes actions pour améliorer la gestion de cette espèce, de son habitat et de son exploitation, afin de rétablir les populations et la qualité de pêche.

FIGURE 2 – Proportion de populations en lac du Québec dont le niveau d'abondance est supérieur au point de référence biologique pour trois espèces d'intérêt sportif



La proportion de lacs à doré jaune, touladi et omble de fontaine dont l'abondance est supérieure au point de référence biologique est illustrée pour chaque cycle d'inventaires. La période couverte par chaque cycle varie légèrement selon l'espèce, mais couvre 11 ou 12 ans, entre 1988 et 2023.

Globalement, pour ces trois espèces, cet indicateur est classé comme étant de qualité intermédiaire, avec une tendance à l'amélioration. Il importe néanmoins de préciser que ce constat est basé uniquement sur un indicateur d'abondance et ne reflète donc peut-être pas précisément l'état des populations au regard des différentes menaces. En effet, afin de poser un diagnostic complet, il est préférable d'analyser plusieurs paramètres de la dynamique des populations, notamment la structure d'âge ou de taille et le potentiel reproducteur (âge à maturité, taille des femelles matures, etc.).

Pressions et changements climatiques

Différentes pressions affectent la productivité des populations de poissons en lac, notamment la dégradation des habitats, l'introduction d'espèces et la surexploitation. Ces pressions affectent différemment les populations selon l'espèce.

Les activités humaines à proximité d'un lac ou dans son bassin versant (déboisement, rejets d'égouts et d'installations septiques, piscicultures, épandage de lisiers ou d'engrais, etc.) augmentent les apports en phosphore et, par conséquent, le développement des végétaux. L'impact de cette eutrophisation se fait sentir particulièrement sur le touladi, qui vit dans les eaux profondes et requiert un grand volume d'eau froide et bien oxygénée^{3, 5}. Chez le doré, l'eutrophisation peut se traduire par une augmentation du nombre de parasites et de maladies et une baisse du succès reproducteur en raison de la perte d'habitat de fraie²⁴.

L'omble de fontaine occupe une grande variété d'habitats, mais est moins présent dans les zones urbaines et agricoles^{6, 7}. La fragmentation des habitats, le réchauffement des cours d'eau, la modification des régimes hydriques, l'apport de sédiments et la dégradation de la qualité de l'eau sont des éléments qui diminuent la qualité de son habitat et affectent l'état de santé des populations.

L'acidification des lacs a des effets négatifs sur le doré, particulièrement dans ses premiers stades de développement^{2, 20}. La perturbation du recrutement peut même mener à l'éradication de l'espèce^{2, 21}.

L'exploitation forestière et le développement du réseau routier créent diverses pressions sur le milieu aquatique et les espèces exploitées, telles que l'apport de sédiments⁸, la fragmentation de l'habitat et l'isolement génétique⁹, l'augmentation des débits de pointe¹⁰ et l'altération de la qualité de l'eau¹¹ et du régime alimentaire¹⁰. Ces impacts sont bien documentés chez l'omble de fontaine, mais, chez le doré jaune et le touladi, c'est particulièrement l'ouverture du territoire qui augmente les risques de braconnage, de surexploitation et d'introduction d'espèces².



Les lacs réservoirs, dont plusieurs abritent une population de touladi, peuvent être sujets à des variations saisonnières du niveau d'eau, parfois de grandes amplitudes. Comme le touladi dépose ses œufs à l'automne à une profondeur moyenne de moins de deux mètres, cet abaissement du niveau d'eau peut exonder les œufs et entraîner leur mort^{3, 12}. L'implantation de centrales hydroélectriques peut aussi entraîner une modification du débit et du niveau des cours d'eau, ce qui peut limiter l'accès aux frayères chez le doré².

L'introduction d'espèces, même indigènes au Québec, représente une menace pour le maintien des populations. Par exemple, l'introduction d'achigans à petite bouche ou de crapets de roche dans un lac à touladi modifie la structure de la communauté et diminue la disponibilité des ressources alimentaires, pouvant affecter l'abondance ou la croissance du touladi^{3, 13}. Chez l'omble de fontaine, l'introduction d'espèces compétitrices, comme le meunier noir, le mulot à cornes ou la perchaude, diminue de 30 % à 90 % la productivité des plans d'eau¹⁴. Chez le doré, l'introduction de moules exotiques dans le Saint-Laurent aurait augmenté la transparence de l'eau et favorisé le développement de macrophytes, favorisant les compétiteurs du doré et diminuant son abondance en perturbant son comportement alimentaire et sa reproduction^{22, 23}.

Bien que les espèces puissent supporter un certain niveau d'exploitation, elles demeurent sensibles à la surexploitation, qui peut diminuer leur abondance et la taille moyenne dans la population^{2, 5, 15, 16}. Ultimement, la surexploitation affecte le potentiel reproducteur, diminuant la capacité de la population à se rétablir. Le touladi est particulièrement vulnérable puisqu'il vit dans des eaux froides et peu productives, tout en ayant une croissance lente et une maturité tardive³. La pêche d'hiver est particulièrement néfaste pour le touladi⁵. Chez l'omble de fontaine, il a été démontré qu'un niveau d'exploitation élevé avait des répercussions,

notamment sur l'âge à maturité, l'âge moyen dans la population et la taille des femelles matures^{4, 25, 26}.

La surpêche peut aussi diminuer l'abondance du doré jaune, sa taille et son âge à maturité, entraînant une variabilité accrue de son recrutement^{2, 27, 28}.

Les salmonidés, tels le touladi et l'omble de fontaine, sont particulièrement vulnérables aux changements climatiques, puisqu'ils préfèrent généralement les eaux froides et bien oxygénées. Le réchauffement de l'eau et la diminution de la concentration d'oxygène dissous sont susceptibles de diminuer le volume d'habitat disponible en milieu lacustre pour ces espèces et ainsi affecter le rendement et la taille des populations.

Le touladi tend à éviter les températures élevées en se déplaçant vers les eaux plus profondes et froides lorsque la température des eaux de surface augmente au cours de la saison. Le réchauffement des eaux plus rapide au printemps et l'atteinte de températures ambiantes plus élevées au cours de l'été entraîneront une thermocline plus profonde, diminuant le volume d'habitat thermique disponible pour le touladi¹⁸. De plus, la stratification se fera sur une plus longue période. Par conséquent, la quantité d'oxygène accumulée lors du brassage printanier et disponible dans les eaux profondes risque de devenir très faible à la fin de l'été¹⁸. Le touladi sera ainsi exposé pendant des périodes prolongées à des conditions environnementales sous-optimales.

L'omble de fontaine sera aussi affecté par le réchauffement climatique. Bien qu'il tolère des températures plus élevées que le touladi et qu'il soit capable de se réfugier dans les tributaires plus frais, la température demeure un facteur critique, notamment durant la reproduction et l'incubation des œufs¹⁸. Les pluies abondantes ou le changement dans le régime des eaux sont également susceptibles de détériorer les habitats en cours d'eau, notamment en augmentant l'apport de sédiments sur les frayères.

En plus de modifier les conditions d'alimentation, de reproduction et de recrutement des juvéniles chez les différentes espèces, les changements climatiques peuvent aussi introduire de nouvelles espèces ou modifier la répartition de celles qui sont déjà présentes, augmentant la prédation ou la compétition interspécifique.

Pour en savoir plus

[*Inventaire ichtyologique provincial du touladi \(Salvelinus namaycush\)*](#)

[*Inventaire ichtyologique provincial du doré jaune \(Sander vitreus\)*](#)

[*Inventaire ichtyologique provincial de l'omble de fontaine \(Salvelinus fontinalis\)*](#)



Bibliographie

1. **SERVICE DE LA FAUNE AQUATIQUE** (2011). *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures*, tome I, *Acquisition de données*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 137 p.
2. **ARVISAIS, M., D. NADEAU, M. LEGAULT, H. FOURNIER, F. BOUCHARD et Y. PARADIS** (2012). *Plan de gestion du doré au Québec 2011-2016*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 73 p.
3. **ARVISAIS, M., H. FOURNIER, D. NADEAU, M. LEGAULT, I. THIBAUT et E. VALIQUETTE** (2017). *Plan de gestion du touladi au Québec 2014-2020*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, 63 p.
4. **GAGNÉ, S.** (2023). *Plan de gestion de l'omble de fontaine au Québec 2020*, Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, 58 p.
5. **EVANS, D. O., J. M. CASSELMAN et C. C. WILLOX** (1991). *Effects of exploitation, loss of nursery habitat and stocking on the dynamics and productivity of lake trout populations in Ontario lakes*, Lake Trout Synthesis, Toronto, Ontario Ministry of Natural Resources, 192 p.
6. **HUDY, M., T. M. THIELING, N. GILLESPIE et E. P. SMITH** (2008). « Distribution, Status, and Land use Characteristics of Subwatersheds within the Native Range of Brook Trout in the Eastern United States », *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 28, p. 1069-1085.
7. **STRANKO, S. A., R. H. HILDERBRAND, R. P. MORGAN II, M. W. STALEY, A. J. BECKER, A. ROSEBERRY-LINCOLN, E. S. PERRY et P. T. JACOBSON** (2008). « Brook Trout Declines with Land Cover and Temperature Changes in Maryland », *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 28, p. 1223-1232.
8. **LACHANCE, S., M. DUBÉ, R. DOSTIE et P. BÉRUBÉ** (2008). « Temporal and Spatial Quantification of Fine-Sediment Accumulation Downstream of Culverts in Brook Trout Habitat », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 137, p. 1826-1838.
9. **TORTEROTO, J.-B., C. PERRIER, N.E. BERGERON et L. BERNATCHEZ** (2014). « Influence of Forest Road Culverts and Waterfalls on the Fine-Scale Distribution of Brook Trout Genetic Diversity in a Boreal Watershed », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 143, p. 1577-1591.
10. **PLAMONDON, A. A.** (1993). *Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité*, rapport préparé pour le ministère des Forêts, Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Centre de recherche en biologie forestière, 179 p.
11. **GLAZ, P., P. SIROIS, P. ARCHAMBAULT et C. NOZAIS** (2014). « Impact of Forest Harvesting on Trophic Structure of Eastern Canadian Boreal Shield Lakes : Insights from Stable Isotope Analyses », *PLOS ONE*, vol. 9, n° 4.
12. **LEGAULT, M., J. BENOÎT et R. BÉRUBÉ** (2004). Impact of new reservoirs, p. 87-109 (chapitre 5), dans **J. M. Gunn, R. J. Steedman et R. A. Ryder** (ed.), *Boreal Shield Watersheds*, Lewis Publishers.
13. **VANDER ZANDEN, M. J., K. A WILSON, J. M. CASSELMAN et N. D. YAN** (2004). « Species introductions and their impacts in North American Shield lakes », p. 239-263 (chapitre 13), dans **J.M. Gunn, R. J. Steedman et R. A. Ryder** (ed.), *Boreal Shield Watersheds*, Lewis Publishers.
14. **MAGNAN, P., P. EAST et M. LAPOINTE** (1990). *Modes de contrôle des poissons indésirables : revue et analyse critique de la littérature*. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et la Fondation de la faune du Québec, rapport technique, 198 p.
15. **POST, J., M. SULLIVAN, S. COX, N. P. LESTER, C. J. WALTERS, E. A. PARKINSON, A. J. PAUL, L. JACKSON et B. J. SHUTER** (2002). « Canada's Recreational Fisheries: The Invisible Collapse? », *Fisheries*, vol. 27, n° 1, p. 6-17.
16. **ANTHONY, D. D., et C. R. JORGENSEN** (2011). « Factors in the Declining Contributions of Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) to the Fishery of Lake Nipissing, Ontario, 1960-76 », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 34, n° 10, p. 1703-1709.
17. **MAGNAN, P., R. PROULX et M. PLANTE** (2005). « Integrating the effects of fish exploitation and interspecific competition into current life history theories : an example with lacustrine brook trout (*Salvelinus fontinalis*) populations », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 62, p. 747-757.
18. **TURCOTTE, A., N. BOUSQUET et D. GARANT** (2017). *Revue de littérature sur les préférences d'habitat des salmonidés et leurs adaptations face aux changements climatiques*, présentée au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Université de Sherbrooke, 92 p.
19. **PLOURDE-LAVOIE, P.** (2014). « Tendances temporelles de la pêche récréative à l'omble de fontaine dans les territoires fauniques structurés du Québec. » Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 89 p.
20. **LYNCH, J. A. et E. S. CORBETT** (1980). « Acid precipitation : A threat to aquatic ecosystems », *Fisheries*, vol. 5. p. 8-10.
21. **BEAMISH, R. J.** (1974). « Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada, as a consequence of atmospheric fallout of acid », *Water Research*, n° 8, p. 85-95.
22. **BECHARA, J., J. MORIN et P. BOUDREAU** (2003). « Évolution récente de l'habitat du doré jaune, de la perchaude, du grand brochet et de l'achigan à petite bouche au lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. » R640, INRS-Eau, *Terre & Environnement*, 70 p., rapport remis à la ZIP du Haut-Saint-Laurent.



23. **VACHON, N., et P. DUMONT** (2007). *Examen comparé de l'état des stocks de poisson d'intérêt sportif dans cinq tronçons du fleuve Saint-Laurent à partir des pêches expérimentales effectuées de 1988 à 1997*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie, Longueuil, rapport technique, vol. 16, n° 36, 124 p. + annexes.
24. **LEACH, J. H., M. G. JOHNSON, J. R. M. KELSO, J. HARTMANN, W. NOMANN et B. ENTZ** (1977). « Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication », *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34: 1964-1971.
25. **OKAMOTO, K. W., R. WHITLOCK, P. MAGNAN et U. DIECKMANN** (2009). « Mitigating fisheries-induced evolution in lacustrine brook charr (*Salvelinus fontinalis*) in southern Quebec, Canada », *Evolutionary Applications*, p. 415-437.
26. **CURRY, R. A., C. B. BRADY et G. E. MORGAN** (2003). « Effects on Recreational Fishing on the Population Dynamics of Lake-Dwelling Brook Trout », *North American Journal of Fisheries Management*, 23:35-47.
27. **SPANGLER, G. R., N. R. PAYNE, J. E. THORPE, J. M. BYRNE, H. A. REGLER et W. J. CHRISTIE** (1977). « Responses of percids to exploitation », *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34:1983-1988.
28. **GANGL, R. S., et D. L. PEREIRA** (2003). « Biological performance indicators for evaluating exploitation of Minnesota's large-lake walleye fisheries », *North American Journal of Fisheries Management*, 23:1303-1311.
29. **ARVISAIS, M. Y. PARADIS et I. THIBAUT** (2016). *Plan de gestion du doré au Québec 2016-2026*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, 14 p.



État des principales espèces exploitées du fleuve Saint-Laurent

État : Intermédiaire-mauvais

Tendance : Détérioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Mis en place en 1995, le Réseau de suivi ichtyologique (RSI) est mené par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Les secteurs échantillonnés dans le cadre du RSI sont visités à tour de rôle, sur une base régulière. Les poissons capturés sont caractérisés (poids, longueur, sexe, etc.) et une évaluation de leur état de santé est réalisée par l'examen des anomalies externes. Les informations recueillies permettent, entre autres, d'évaluer l'état des stocks des principales espèces exploitées du Saint-Laurent. À ce réseau de suivi s'ajoutent ponctuellement différents suivis complémentaires et spécifiques à certaines espèces. En complément des informations recueillies sur les espèces de poissons, des données d'habitat, notamment sur les herbiers aquatiques, sont récoltées à chaque campagne. La combinaison de ces informations permet d'établir un portrait relativement complet de l'état des communautés de poissons et de leurs habitats. Sur la base de ces données et des analyses des tendances temporelles de l'abondance des principales espèces, une cote allant de « bon » à « mauvais » a été assignée à chaque espèce sélectionnée pour les besoins du présent portrait (esturgeon jaune, perchaude, doré jaune, grand brochet, anguille d'Amérique, achigan à petite bouche), pour chaque secteur du tronçon fluvial (lac Saint-François, lac des Deux Montagnes, lac Saint-Louis, Montréal-Sorel, archipel du lac Saint-Pierre, lac Saint-Pierre, Bécancour-Batiscan) est présentée. Les espèces sont l'esturgeon jaune, la perchaude, le doré jaune, le grand brochet, l'anguille d'Amérique et l'achigan à petite bouche.

* Cet indicateur est une continuité de la version antérieure de la fiche sur les communautés de poissons du fleuve présentée dans le rapport de 2020.

FIGURE 1 – État des principales espèces de poissons exploitées dans les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent. Il est à noter que, pour l'anguille d'Amérique, un état global est présenté pour l'ensemble des secteurs, puisque la situation de cette espèce panmictique est évaluée à l'échelle du système du Saint-Laurent.

Une carte illustrant l'état des populations de poissons (bon, intermédiaire, mauvais) dans chacun des secteurs (lac Saint-François, lac des Deux Montagnes, lac Saint-Louis, Montréal-Sorel, archipel du lac Saint-Pierre, lac Saint-Pierre, Bécancour-Batiscan) est présentée. Les espèces sont l'esturgeon jaune, la perchaude, le doré jaune, le grand brochet, l'anguille d'Amérique et l'achigan à petite bouche.

État et tendance

L'état des stocks des principales espèces de poissons exploitées par la pêche récréative et commerciale met en lumière des constats parfois très différents entre les espèces et les secteurs. Malgré cette variabilité, l'état global des principales espèces exploitées est jugé intermédiaire-mauvais, puisque plusieurs changements rapides survenus au cours des deux dernières décennies dans la structure des communautés de poissons témoignent d'un écosystème en évolution qui tend à se dégrader dans plusieurs secteurs (figure 1).

Esturgeon jaune

La population d'esturgeons jaunes située à l'aval du lac Saint-François est la plus abondante au Canada. À la suite de l'application de plusieurs mesures de gestion de la pêche commerciale et récréative et de l'amélioration des habitats de reproduction, une augmentation de l'abondance de l'esturgeon jaune a été observée au cours de la dernière décennie. Des observations récentes ont révélé la présence de l'espèce sur certaines frayères qui étaient jadis peu ou pas documentées ou considérées comme abandonnées¹, suggérant que la situation de l'esturgeon



jaune s'améliore. Dans le secteur du lac Saint-François, où l'esturgeon jaune est confiné entre deux complexes hydroélectriques (Moses-Saunders et Beauharnois-Les Cèdres), la situation de l'espèce est critique². Dans ce plan d'eau, l'abondance de l'esturgeon est très faible et le recrutement naturel est déficient. La situation de l'esturgeon jaune au lac Saint-François est jugée mauvaise, alors qu'elle est intermédiaire au lac des Deux Montagnes et bonne sur l'ensemble des autres secteurs.

Perchaude

Le lac Saint-Pierre a supporté l'une des plus importantes exploitations récréatives et commerciales de perchaudes en Amérique du Nord, jusqu'à son effondrement au milieu des années 1990. Malgré une forte réduction de la pêche, le déclin de la perchaude s'est poursuivi et a justifié l'instauration d'un moratoire sur les pêches récréative et commerciale de cette espèce en 2012, lequel est toujours en vigueur³. Dans ce secteur, le recrutement a fortement diminué, comparativement au début des années 2000. Les habitats de reproduction et les zones d'herbiers aquatiques essentiels à la production de jeunes perchaudes sont de plus en plus réduits^{4, 5, 6, 7}. Au cours des dernières années, l'abondance de la perchaude a également diminué de 75 % dans les secteurs de Montréal-Sorel⁸ et de 78 % au lac Saint-Louis, un plan d'eau où la perchaude était considérée comme très abondante avant 2011. La situation de la perchaude est jugée bonne au lac Saint-François et au lac des Deux Montagnes, intermédiaire au lac Saint-Louis et mauvaise dans les autres secteurs.

Doré jaune

En réponse à un déclin de l'état des populations, un [Plan de gestion du doré](#) a été mis en place en 2011. Ce plan implique, pour le Saint-Laurent, la remise à l'eau des dorés jaunes de moins de 37 cm et de plus de 53 cm capturés à la pêche récréative et commerciale (permise seulement en aval du pont Laviolette à Trois-Rivières). Cette modalité vise à protéger les jeunes dorés et les reproducteurs. Après 12 années de mise en œuvre de cette modalité, la situation du doré jaune dans le fleuve Saint-Laurent ne s'est pas améliorée de façon importante et une diminution de la croissance des femelles a été observée, particulièrement dans le secteur du lac Saint-Pierre⁹. Cette baisse de croissance a pour conséquence d'allonger la période de vulnérabilité des femelles face à l'exploitation par la pêche, ce qui place le stock de doré jaune à risque. Des mesures de gestion plus restrictives sont envisagées afin d'éviter de fragiliser davantage les stocks. Sur l'ensemble des secteurs, la situation du doré jaune est jugée intermédiaire.

Grand brochet

Un déclin majeur et généralisé de l'abondance du grand brochet est observé dans le fleuve Saint-Laurent depuis le début des années 2000. Les baisses d'abondance observées sont de l'ordre de 93 % au lac Saint-François, de 86 % au lac Saint-Louis et de 85 % au lac Saint-Pierre. Le nombre de jeunes brochets est très faible, laissant présager de faibles abondances de brochets adultes dans les prochaines années. Les causes potentielles du déclin du grand brochet dans le Saint-Laurent sont multiples. Celles-ci comprennent une combinaison de facteurs, dont certains agissent potentiellement localement et d'autres sur l'ensemble du fleuve. En raison de la situation préoccupante du grand brochet, l'instauration de nouvelles modalités de pêche est envisagée pour les eaux du fleuve Saint-Laurent. Sur l'ensemble des secteurs, la situation du grand brochet est jugée mauvaise.

Anguille d'Amérique

L'anguille d'Amérique était autrefois considérée comme une espèce très abondante dans le fleuve Saint-Laurent. Cependant, il a été estimé en 2017 que l'abondance des jeunes anguilles à l'entrée du lac Ontario avait connu une baisse de 99 % par rapport à la période 1975-1985¹⁰. L'abondance totale des anguilles en aval dans l'estuaire du Saint-Laurent a été estimée en 2023 à 128 357, ce qui ne représenterait que 20,6 % des effectifs estimés en 1996 et 1997¹¹. Malgré les efforts de rétablissement déployés durant les deux dernières décennies, notamment par des programmes de rachat de permis de pêche commerciale et des transferts de jeunes anguilles dans des zones de croissance historiquement très productives, l'état de l'anguille est toujours très préoccupant au Québec. Un plan d'action provincial est en place afin de favoriser la croissance et la survie des anguilles sur le territoire et de préciser les connaissances sur l'espèce¹². Sur l'ensemble des secteurs, la situation de l'anguille d'Amérique est jugée mauvaise.



Achigan à petite bouche

L'achigan à petite bouche est l'une des rares espèces exploitées dont l'abondance est en augmentation dans la plupart des secteurs du fleuve Saint-Laurent. À titre d'exemple, depuis la fin des années 1990, l'abondance de cette espèce a quadruplé dans les lacs Saint-François et Saint-Louis et doublé au lac Saint-Pierre. Cette tendance à la hausse s'explique potentiellement par l'arrivée du gobie à taches noires, une espèce exotique envahissante qui a connu une forte expansion dans le fleuve Saint-Laurent à partir du milieu des années 2000¹³. Le gobie constitue désormais la proie principale de l'achigan et représente dans certains secteurs 74 % de son alimentation^{14, 15}. Sur l'ensemble des secteurs, l'état de l'achigan à petite bouche est jugé bon.

Pressions et changements climatiques

Plusieurs stocks de poissons exploités ont connu, au fil des années, des épisodes de déclin. Bien que certaines espèces, comme l'esturgeon jaune, aient pu se rétablir grâce à des mesures restrictives de gestion, d'autres stocks de poissons tardent à s'améliorer en raison de plusieurs facteurs autres que la pression de pêche. Les causes de ces déclins sont généralement multiples et souvent associées à de nombreuses pressions (tableau 1). Parmi les pressions les plus fréquentes, on retrouve la fragmentation de l'habitat, les conditions environnementales défavorables à la reproduction ou à la survie des jeunes, ainsi que la perte et la détérioration des habitats.

TABLEAU 1 – État des stocks de quelques espèces de poissons du fleuve Saint-Laurent et liste non exhaustive des pressions qu'elles subissent et des mesures d'atténuation déployées

	Principales pressions	Mesures d'atténuation
Esturgeon jaune	<ul style="list-style-type: none"> Fragmentation de l'habitat. Dégradation des frayères. Pêche. 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi des pêches commerciales. Mise en place de nouvelles modalités d'exploitation commerciale et récréative. Aménagement et restauration de frayères.
Perchaude	<ul style="list-style-type: none"> Perte de sites de fraie en plaine inondable et d'herbiers aquatiques submergés. Pêche. 	<ul style="list-style-type: none"> Moratoire sur la pêche récréative et commerciale (du lac Saint-Pierre à Saint-Pierre-les-Becquets). Suivi de l'état des stocks. Déploiement d'un plan d'action interministériel concerté (Stratégie d'intervention pour l'avenir du lac Saint-Pierre).
Doré jaune	<ul style="list-style-type: none"> Pêche. Habitat défavorable (lac Saint-François). 	<ul style="list-style-type: none"> Mise en place d'une gamme de tailles exploitées (37-53 cm) applicables à la pêche récréative et commerciale en 2011. Révision du plan de gestion.
Grand brochet	<ul style="list-style-type: none"> Perte de sites de fraie en plaine inondable et d'herbiers aquatiques submergés. Niveaux d'eau. Pêche. 	<ul style="list-style-type: none"> Révision des modalités d'exploitation. Déploiement d'un plan d'action interministériel concerté (Stratégie d'intervention pour l'avenir du lac Saint-Pierre).
Anguille d'Amérique	<ul style="list-style-type: none"> Mortalité par turbinage. Pêche commerciale. Perte de connectivité aux habitats de croissance. Modification des courants océaniques. 	<ul style="list-style-type: none"> Mise en œuvre d'un plan d'action ministériel. Sécurisation des voies de passage lors de la dévalaison au droit des ouvrages de production hydroélectrique. Cible déjà atteinte : réduction de 50 % du taux d'exploitation commerciale des anguilles argentées par le rachat de permis de pêche. Rétablissement du libre-passage (passes migratoires ou arasement de barrages). Transfert de juvéniles à l'intérieur de zones historiquement productives et exemptes de mortalité par turbinage.
Achigan à petite bouche	<ul style="list-style-type: none"> Pêche. 	<ul style="list-style-type: none"> Aucune mesure d'atténuation actuellement nécessaire.

Un tableau présente les principales pressions et les mesures d'atténuation pour chacune des espèces.



La détérioration des habitats aquatiques du fleuve Saint-Laurent est particulièrement bien documentée au lac Saint-Pierre. Dans ce plan d'eau, un déclin majeur de la [végétation aquatique submergée](#) a été observé de 2002 à 2021¹⁶. À la suite de ce déclin, l'ensemble de la communauté de poissons s'est modifié en une vingtaine d'années, en réponse aux répercussions négatives des activités humaines sur les habitats aquatiques de la plaine inondable et des zones d'herbiers aquatiques submergées¹⁷. La communauté de poissons est maintenant dominée par des espèces opportunistes, comme la barbe de rivière, dont l'alimentation est variée, et qui se nourrissent majoritairement au fond du lac ou dans la colonne d'eau.

L'amélioration de la santé des populations de poissons du lac Saint-Pierre repose entre autres sur une réduction des pressions exercées par l'agriculture intensive dans le littoral du lac et dans les bassins versants tributaires. Le gouvernement du Québec s'est doté d'une Stratégie d'intervention pour l'avenir du lac Saint-Pierre. Depuis 2017, plus de 16 millions de dollars y ont été investis pour soutenir l'acquisition de connaissances sur des pratiques agricoles durables¹⁸ et la réalisation de projets de restauration d'habitats prioritaires dans la zone littorale. Les travaux de recherche et d'expérimentations agronomiques du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre ont mené à des constats, des recommandations et des pistes de réflexion pour améliorer la santé du lac Saint-Pierre afin qu'il puisse soutenir une pêche respectueuse des ressources, tout en y favorisant la transition vers une agriculture durable^{18, 19}. De plus, grâce à la participation d'organismes de conservation et du milieu agricole, une vingtaine de projets de restauration ou de protection d'habitats ont été réalisés ou sont en cours. Près de 485 hectares ont été restaurés ou sont en voie de l'être dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. À ceux-ci s'ajoutent 327 ha d'habitats fauniques existants qui ont été optimisés ou pour lesquels la connectivité a été restaurée. Un plan d'action visant une agriculture durable, plus respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre, et permettant la restauration de milieux prioritaires sera prochainement établi en collaboration avec le milieu.

Dans la prochaine décennie, les principaux défis pour réduire les pressions sur les poissons et leurs habitats et ainsi contribuer au rétablissement de certaines espèces exploitées du fleuve Saint-Laurent seront notamment :

1. Une amélioration de l'état des herbiers aquatiques¹⁶ et la restauration des fonctions écologiques de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre^{5, 18};
2. Une amélioration de la qualité de l'eau, notamment en réduisant à la source l'érosion des sols en milieu agricole dans les bassins versants des tributaires du fleuve¹⁸;
3. Une amélioration de la connectivité entre les habitats, notamment en zone littorale⁷;
4. Une réduction de la mortalité par turbinage chez l'anguille;
5. Une diminution de la pression de pêche récréative et commerciale chez certaines espèces en difficulté.

Pour en savoir plus

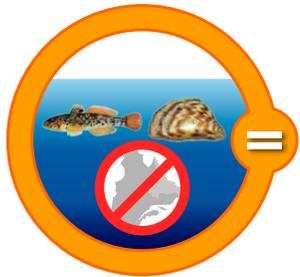
[Conservation de l'écosystème du lac Saint-Pierre \(gouv.qc.ca\)](#)

[Bonnes pratiques pour une pêche responsable](#)



Bibliographie

1. PARADIS, Y., BERNATCHEZ, S., VALIQUETTE, É., MINGELBIER, M., HATIN, D., BRODEUR, P., PAQUIN, É., CÔTÉ, C., L'ITALIEN, L., CALVÉ, T., HAMEL, J.-P., BÉLANGER, M., et T.J. HAXTON (2022). « A review of Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) Spawning Sites in the Lower St. Lawrence and Ottawa River Systems. » *Journal of Great Lakes Research*, 48, 857-864.
2. BERNATCHEZ, S., PARADIS, Y., VACHON, N., HATIN, D., CÔTÉ, C., BRODEUR, P., et D.W. KAMENI (2021). *Rapport d'opération du Réseau de suivi ichtyologique (RSI) : secteur du lac Saint-François*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 11 p.
3. MAGNAN, P., PAQUIN, É., BRODEUR, P., PARADIS, Y., VACHON, N., DUMONT, P. et Y. MAILHOT (2022). *État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre et du secteur pont Laviolette-Saint-Pierre-les-Becquets en 2021*, Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, iv + 49 p. et annexes.
4. BRODEUR, P., PAQUIN, É., PARADIS, Y., VACHON, N., et S. LACHANCE (2022). « La perchaude du lac Saint-Pierre : bien plus qu'une histoire de pêche », *Sentier chasse et pêche*, octobre, 44-49.
5. JOBIN, B., et P. BRODEUR (2023). « Changement de l'occupation du sol de la plaine inondable du lac Saint-Pierre de 1950 à 2016 et perspectives pour la restauration des milieux naturels », *Le Naturaliste canadien*, 147 :14-26.
6. GIACOMAZZO, M., A. BERTOLO, P. BRODEUR, P. MASSICOTTE, J.-O. GOYETTE et P. MAGNAN (2020). « Linking fisheries to land use: how anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality », *Science of the Total Environment*, [En ligne], Doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135377.
7. DE LA CHENELIÈRE, V., P. BRODEUR et M. MINGELBIER (2014). « Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude », *Le Naturaliste canadien*, 138 (2) : 50-61.
8. BERNATCHEZ, S., PARADIS, Y., VACHON, N., CÔTÉ, C., BRODEUR, P., et D.W. KAMENI (2020). *Rapport d'opération du Réseau de suivi ichtyologique (RSI) : secteur Montréal-Sorel*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 11 p.
9. MAINGUY, J., PARADIS, Y. AND MORAL, R.D.A. (2025), Limited Demographic Effects One Decade After Implementation of a Harvest-Slot Length Limit for Walleye (*Sander vitreus*) in the St. Lawrence River, Québec, Canada. Fish Manag Ecol e12810. <https://doi.org/10.1111/fme.12810>
10. COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE (2019). *État de situation de l'anguille d'Amérique (Anguilla rostrata) au Québec*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, 6 p.
11. LANDRY-MASSICOTTE, L., J. DUSSUREAULT et L. GAMACHE (2024). *Estimation de l'abondance et caractérisation des anguilles d'Amérique (Anguilla rostrata) provenant des transferts dans la pêcherie commerciale de l'estuaire du Saint-Laurent en 2023*, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent, 17 p.
12. MFFP (2022). *Plan d'action du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs sur l'anguille d'Amérique*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 25 p.
13. PARADIS, Y. (2018). *Les espèces aquatiques envahissantes du fleuve Saint-Laurent : bilan de la situation en eau douce*, Plan d'action Saint-Laurent, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 9 p.
14. BOIVIN, V., VACHON, N., et P. BRODEUR (2021). *Régimes alimentaires des poissons capturés dans le cadre du Réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent de 2016 à 2019*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de Lanaudière et des Laurentides, rapport d'activité, 53 p. + annexes.
15. BOIVIN, V., BRODEUR, P., et N. VACHON (2024). *Régime alimentaire des poissons capturés dans le cadre du Réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent. Secteur Montréal-Sorel en 2023*, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 18 p. et 4 annexes.
16. LAPORTE, M., GAGNON, M.-J., BÉGIN, P.N., BRODEUR, P., PAQUIN, É., MAINGUY, J., MINGELBIER, M., CÔTÉ, C., LECOMTE, F., BEAUVAIS, C., TARANU, Z.E., PARADIS, Y., et R. POULIOT (2023). « Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre entre 2002 et 2021 », *Le Naturaliste canadien*, 147 (2) : 69-81.
17. LAPORTE, M., GIACOMAZZO, M., RAGOT-PEERE, R., GAGNON, M.-J., BRODEUR, P., PAQUIN, É., BERNATCHEZ, S., BÉGIN, P. N., MINGELBIER, M., PARADIS, Y., et R. POULIOT (soumis). « La transformation du lac Saint-Pierre : plus qu'une histoire de perchaude », *Canadian Journal of Zoology*.
18. CAMPEAU, S., RUIZ, J., BOURGEOIS, B., DAMAR, H., HALDE, C., PROULX, R., RODRIGUEZ, M. A., MAIRE, V., MAZZEI, R., VAILLANCOURT, M., POULIN, M., VANASSE, A., SEGUIN, P., BERTOLO, P., BORDELEAU, P.-A., BREGARD, A., CABANA, G., TAMINI, L. D., DECELLES, A.-M., DOYON, M. DUCHESNE-PELLETIER, R., FOURNIER, V., FUGÈRE, V., GRAVEL, V., GUILLEMETTE, F., HEAD, J., KALLENBACH, C., KINNARD, C., LEWIS, N., MARTIN, C., MUNDLER, P., PRASHER, S., QI, Z., ROY, A., TREMBLAY, M., et C. WATSON (2024). *Synthèse et recommandations des recherches du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre*, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université Mc Gill, rapport déposé au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 143 p. + annexes.
19. WATSON, C.J., MAZZEI, R., BOURGEOIS, B., SMEDBOL, É., GUIRAUD, N., FÉLIX-FAURE, J., DAMAR, H., TREMBLAY, M., BORDELEAU, P.-A., VAILLANCOURT, M., BERTOLO, A., CABANA, G., CAMPEAU, S., DOYON, M., FOURNIER, V., FUGÈRE, V., GRAVEL, V., GUILLEMETTE, F., HALDE, C., HEAD, J.A., KALLENBACH, C.M., LEWIS, N., MAIRE, V., MUNDLER, P., POULIN, M., PRASHER, S.O., QI, Z., RODRIGUEZ, M.A., ROY, A., ROY, D., RUIZ, J., VON SPERBER, C., TAMINI, L.D., SEGUIN, P., VANASSE, A., et R. PROULX (2024). « Towards sustainable agricultural landscapes : Lessons from an interdisciplinary research-based framework applied to the Saint Lawrence floodplain », *Basic and Applied Ecology*, vol. 80 : 11-22.



Indice d'introduction des espèces exotiques envahissantes aquatiques animales

État : Intermédiaire-mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Cet indice suit l'évolution du taux d'introduction et d'établissement des espèces exotiques envahissantes (EEE) animales dans les habitats aquatiques du Québec depuis 1985. Il mesure l'accroissement quinquennal du nombre d'EEE aquatiques animales considérées comme établies au Québec et tient compte de l'évolution de ce nombre d'une décennie à l'autre, afin de capturer la pression d'introduction cumulative de ces espèces sur l'environnement.

Il se calcule à partir des données d'observations issues des échantillonnages scientifiques pratiqués dans le fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures du Québec, des mentions citoyennes validées et de la littérature (figure 1). Ces données sont compilées et archivées par le ministère de l'Environnement, la Lutte contre les changements climatiques, la Faune et les Parcs (MELCCFP) dans la [base de données de la Faune aquatique exotique envahissante au Québec](#)¹.

Notez cependant que cet indice est influencé par la quantité d'efforts de détection historiquement déployés, par la distribution de ces efforts sur le territoire québécois et par le type d'effort employé (propre à une espèce ou à un groupe d'espèces, ou générique).

L'évolution de l'indice depuis 1985 diffère légèrement de ce qui avait été présenté en 2020. En effet, de nouvelles informations ont permis d'ajouter rétrospectivement certaines espèces au calcul et d'ajuster les données d'établissement d'autres espèces.

FIGURE 1 – Répartition des occurrences d'EEE aquatiques animales au Québec

Répartition des occurrences d'EEE aquatiques animales établies et non établies au Québec. Les couleurs représentent le nombre d'EEE aquatiques animales différentes ayant été observées par unités de découpage hydrographique (gradient de couleur de mauve pâle à mauve foncé pour les tranches de 0, 1, 2-5, 6-10, 11-20 et 20 EEE et plus). Il est à noter que : (1) certaines EEE établies au Québec ont été observées dans des régions où elles ne sont pas encore réputées comme établies et que (2) certaines EEE observées sur le territoire ne sont pas encore considérées comme établies nulle part au Québec.

État et tendance

État

Étant donné leur propension à se propager, les EEE constituent une menace potentielle pour l'environnement, l'économie et la société. En plusieurs étapes, elles peuvent d'abord se disperser depuis leur aire de répartition naturelle, s'introduire dans de nouveaux habitats puis, si elles arrivent à y survivre et s'y reproduire, s'y établir. Ces nouveaux habitats peuvent ainsi devenir de nouveaux réservoirs, depuis lesquels elles peuvent se disperser à nouveau et ainsi se propager sur le territoire. Le suivi du taux d'introduction et d'établissement d'EEE aquatiques animales au Québec permet donc d'évaluer la pression qu'elles induisent sur nos écosystèmes aquatiques, afin de faire état de la situation et de son évolution. Éventuellement, il pourrait même permettre d'apprécier l'efficacité des mesures de prévention entreprises pour mitiger le phénomène et d'alimenter les réflexions sur les actions de prévention à privilégier contre de futures introductions.



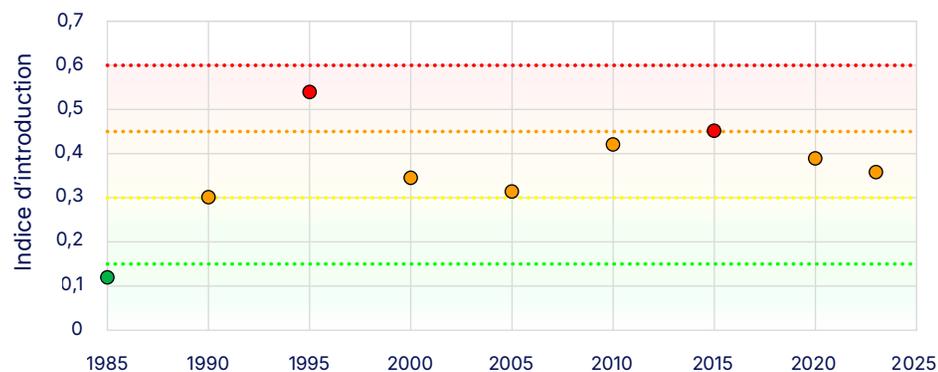
L'état de l'indice d'introduction des EEE aquatiques animales est actuellement intermédiaire-mauvais et tend à se maintenir, par rapport à 2020, malgré une légère amélioration (figure 2). À ce jour, 33 EEE aquatiques animales sont considérées comme établies au Québec (figure 3). Elles se répartissent principalement le long du fleuve Saint-Laurent et dans le sud de la province (figure 1). Bien que nous n'ayons à ce jour pas de preuve de leur établissement au Québec, certaines EEE aquatiques animales ont toutefois pu être observées ailleurs dans la province. C'est le cas du poisson rouge (*Carassius auratus*), dont certaines occurrences ont pu être confirmées au Saguenay–Lac-Saint-Jean, comme dans plusieurs autres régions administratives, de la truite brune (*Salmo trutta*), aperçue en Gaspésie et sur la Côte-Nord, ainsi que du saumon rose (*Oncorhynchus*

nerka), observé dans le Nord-du-Québec. Or, il est raisonnable de penser qu'une certaine pression d'introduction est exercée partout au Québec, où des EEE ont pu être observées.

Au cours des dernières années, certaines espèces introduites et établies dans les Grands Lacs ont continué de se propager vers le Québec par le fleuve Saint-Laurent. Par exemple, le gobie à nez tubulaire (*Proterorhinus semilunaris*), qui est présent dans les Grands Lacs depuis les années 1990, a été observé pour la première fois en 2022 dans le lac Saint-François et en 2024 dans le lac Saint-Louis. D'autres EEE déjà établies au Québec progressent sur le territoire. En 2024, pour la première fois, le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) a été observé en amont du barrage de Saint-Ours,

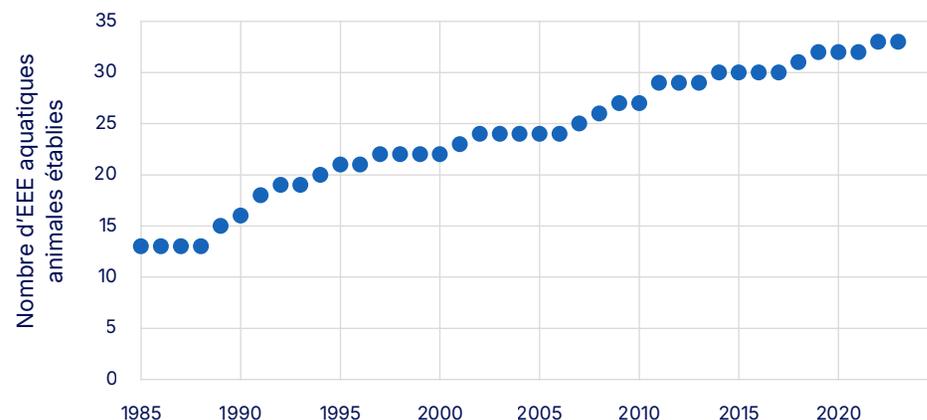
dans la rivière Richelieu. Certaines EEE qui n'avaient encore jamais été observées dans l'est du Québec ont aussi récemment été observées pour la première fois dans le Bas-Saint-Laurent. C'est le cas de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), qui a été observée au lac Témiscouata en 2022, et des vivipares géorgienne et chinoise (*Viviparus georgianus* et *Cipangopaludina chinensis*, respectivement), qui ont été observées dans le lac Matapédia en 2023. Aucun spécimen de moule zébrée n'a encore été repéré ailleurs qu'au lac Témiscouata, mais la majorité des lacs du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie présentent des caractéristiques propices à son établissement; ils sont donc vulnérables à l'introduction de cette espèce hautement envahissante.

FIGURE 2 – Indice d'introduction des EEE aquatiques animales depuis 1985



Évolution de l'indice d'introduction quinquennal des EEE aquatiques animales au Québec depuis 1985. La couleur des points dépend du taux d'introduction de nouvelles EEE aquatiques animales et représente l'état de l'indice à chaque période (bleu = bon, vert = intermédiaire-bon, jaune = intermédiaire, orange = intermédiaire-mauvais ou rouge = mauvais).

FIGURE 3 – Évolution du nombre d'EEE aquatiques animales établies depuis 1985



Évolution annuelle du nombre d'EEE aquatiques animales établies (points bleus) dans les eaux québécoises depuis 1985.



Tendance

Au Québec, les premiers cas d'introduction documentés remontent à plus d'un siècle, si bien que certaines EEE aquatiques, comme la carpe commune (*Cyprinus carpio*), font maintenant partie du paysage. Au tournant du dernier siècle, une augmentation des cas d'introduction d'EEE dans les écosystèmes aquatiques a toutefois été observée à l'échelle mondiale; le bassin versant des Grands Lacs et du Saint-Laurent n'y fait pas exception^{2,3}. On constate deux principales vagues d'introduction depuis 1985 (figure 2). La première, de 1985 à 1995, correspond à la période où les moules zébrées et quagga (*Dreissena polymorpha* et *D. bugensis*, 1989 et 1992), le gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus*, 1990), la tanche (*Tinca tinca*, 1991) et un copépode d'eau douce (*Thermocyclops crassus*, 1991) ont été confirmés dans les eaux québécoises. La deuxième vague d'introduction, de 2005 à 2015, a été marquée, notamment, par la détection du crapet vert (*Lepomis cyanellus*, 2007), de la crevette rouge sang (*Hemimysis anomala*, 2008), de la petite corbeille d'Asie (*Corbicula fluminea*, 2009) et du cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*, 2014).

Pour certaines années (1995-2005, 2015-), l'indice montre aussi une légère tendance à l'amélioration, marquée par une diminution du nombre de nouvelles introductions. Cela pourrait être en partie expliqué par la mise en place de certaines mesures de prévention, comme les premières réglementations nord-américaines sur les eaux de ballast (1989, 1993, 2000 et 2006), l'interdiction d'utiliser ou de posséder des poissons-appâts vivants au Québec (2017) et l'augmentation continue des efforts de sensibilisation à l'importance du nettoyage d'embarcation. D'ailleurs, seulement trois nouvelles EEE aquatiques auraient possiblement été introduites dans les Grands Lacs par les eaux de ballast depuis que la mesure d'échanges des eaux de ballast en haute mer est devenue obligatoire en 2006⁴. De manière générale cependant, on constate depuis 1985 une accumulation linéaire du nombre d'EEE aquatiques animales établies au Québec, à raison de près de trois nouvelles EEE aquatiques animales en moyenne tous les cinq ans (figure 3).

Pressions et changements climatiques

Les EEE sont actuellement considérées comme l'une des plus importantes menaces pour la biodiversité⁵. Certaines nuisent aux espèces indigènes (en tant que compétiteurs, prédateurs, parasites et vecteurs de maladies), altèrent la structure des communautés, modifient les habitats ou affectent le fonctionnement même des écosystèmes. Au Québec, la pression environnementale qu'elles exercent sur les milieux aquatiques n'est pas négligeable. Par exemple, le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*), observé notamment dans les eaux du Haut-Richelieu, le lac Saint-François, le lac Témiscamingue et, depuis tout récemment, dans le réservoir Baskatong (2024), exerce une pression de prédation sur le zooplancton. Cette pression peut être telle que des changements dans la structure de ces communautés, voire un déclin de certaines espèces zooplanctoniques, ont pu être observés après son introduction dans certains plans d'eau^{6,7}. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), maintenant présente dans le fleuve, la rivière Richelieu, plusieurs lacs estriens et même le lac Témiscouata, exerce quant à elle une pression sur les producteurs primaires de la zone pélagique. La pression qu'elle exerce peut être si grande qu'elle est capable de bouleverser les modes de productivité d'un lac et d'engendrer des effets en cascade importants sur l'entière du réseau trophique de son écosystème⁸. D'ailleurs, l'introduction d'espèces comme le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*) et la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) peut avoir des conséquences indirectes sur la croissance, voire sur la survie et le recrutement de certaines espèces de poissons d'intérêt pour la pêche sportive⁹.

Une fois introduites, les espèces envahissantes sont très difficiles, voire impossibles, à contrôler ou à éradiquer et leurs effets sont souvent irréversibles. Ce faisant, la pression qu'elles exercent sur les espèces indigènes, les habitats et les écosystèmes tend à s'accumuler. Or, le rythme avec lequel les espèces se propagent aujourd'hui et modifient leur aire de distribution est sans précédent à l'échelle des temps géologiques¹⁰. La mondialisation, l'augmentation des échanges commerciaux internationaux et le commerce d'organismes vivants comptent parmi les principales causes de ce phénomène^{2,3}.



En milieu aquatique, la propagation d'EEE peut se faire de manière naturelle, due à la connectivité hydrologique entre les plans d'eau ou par l'entremise d'autres animaux. Il est indéniable cependant que les activités humaines jouent un rôle important dans l'augmentation du nombre et de la fréquence des cas d'introduction¹¹. Les eaux de ballast des navires transocéaniques, l'ensemencement d'espèces, l'aquaculture, l'aquariophilie, l'horticulture et l'utilisation de poissons-appâts comptent parmi les plus importants vecteurs d'introduction primaires des espèces aquatiques d'eau douce en Amérique du Nord¹². Puis, il semble que ce soit par l'entremise d'embarcations de plaisance, fixées à la coque des bateaux, transportées dans l'eau de leurs compartiments ou attachées aux équipements, comme le matériel de pêche, que de nombreuses EEE aquatiques se soient propagées en eaux intérieures¹³. Ce serait vraisemblablement le cas de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) qui, à la suite de son introduction dans les Grands Lacs par les eaux de ballast, s'est propagée au Québec par le fleuve Saint-Laurent dans les années 1990 et s'est ensuite établie dans les lacs Magog, Memphrémagog (2017) et Massawippi (2021) en Estrie, ainsi que dans le lac Témiscouata (2022), dans la région du Bas-Saint-Laurent.

Le succès d'introduction et d'établissement d'une EEE dépend largement de la pression de propagules, c'est-à-dire du nombre d'individus par événement d'introduction et du nombre d'événements d'introduction distincts. Plus il y a d'individus introduits, plus il est probable que l'espèce parvienne à s'établir¹⁴. Toutefois, il dépend tout autant de la survie des individus introduits dans le nouvel environnement. Or, les changements climatiques pourraient non seulement ouvrir certaines voies de propagation aux espèces envahissantes, mais aussi augmenter la probabilité que celles-ci survivent et s'établissent dans de nouveaux écosystèmes¹⁵.

Au Québec, il est probable que les changements climatiques engendrent, entre autres, des modifications dans les modèles de précipitations et les régimes hydrologiques, des déplacements du front salin (dans le fleuve Saint-Laurent ou les estuaires des grands tributaires) ainsi qu'une hausse des températures de l'eau. D'une part, une augmentation de la fréquence et de l'intensité des inondations pourrait favoriser la propagation d'EEE aquatiques entre certains plans d'eau habituellement non connectés hydrologiquement, et ce, depuis certains plans d'eau où elles sont présentes (ex. : jardins d'eau, installations piscicoles). D'autre part, les changements physicochimiques et l'augmentation des températures de l'eau pourraient favoriser la survie de certaines EEE au-delà des barrières actuelles à leur dispersion, dans des régions historiquement hostiles à leur établissement. De nouveaux réservoirs d'espèces envahissantes pourraient ainsi voir le jour en eaux intérieures. Qui plus est, de tels changements environnementaux pourraient conférer aux EEE certains avantages adaptatifs sur les espèces indigènes, comme compétiteurs ou prédateurs, et favoriser la propagation et la virulence de certaines maladies ou certains virus exotiques¹⁵. Bien qu'il soit difficile d'évaluer l'ampleur des effets qu'auront les changements climatiques sur les modèles de dispersion et les impacts écologiques futurs des EEE aquatiques, les changements climatiques en complexifieront certainement la gestion.

Pour en savoir plus

[Espèces exotiques envahissantes fauniques et floristiques du Québec \(*Atlas de l'eau*\)](#)

[Gestion des espèces exotiques envahissantes](#)

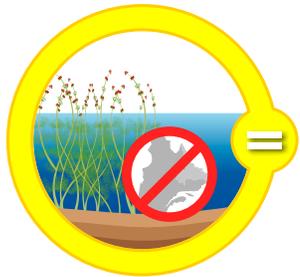
[Carte interactive des stations de nettoyage des embarcations \(*Atlas de l'eau*\)](#)

[Programme Stations de nettoyage d'embarcations 2023-2028](#)



Bibliographie

1. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS.** « Faune aquatique exotique envahissante au Québec », [Jeu de données], *Données Québec*, 2024, mis à jour le 7 août 2024, [En ligne], [<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/faune-aquatique-exotique-envahissante-au-quebec>], (consulté le 29 août 2024).
2. **PAGNUCCO, K. S., MAYNARD, G. A., FERA, S. A., YAN, N. D., NALEPA, T. F., et RICCIARDI, A.** (2015). « The future of species invasions in the Great Lakes-St. Lawrence River basin », *Journal of Great Lakes Research*, 41, 96-107.
3. **RICCIARDI, A.** (2006). « Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity », *Diversity and Distributions*, vol. 12, n° 4, p. 425-433.
4. **DRAKE, D. A. R., BRADIE, J. N., OGILVIE, D., CASAS-MONROY, O., et BAILEY, S. A.** (2020). « Effectiveness of ballast water exchange plus treatment as a mechanism to reduce the introduction and establishment of aquatic invasive species in Canadian ports », *Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS)*.
5. **GENTILI, R., SCHAFFNER, U., MARTINOLI, A., et CITTERIO, S.** (2021). « Invasive alien species and biodiversity : Impacts and management », *Biodiversity*, 22(1-2), 1-3.
6. **CUTTER, Z. A., MIHUC, T. B. et MYERS, L. W.** (2023). « Invasion of *Bythotrephes longimanus* and *Cercopagis pengoi* in Lake Champlain: impacts on the native zooplankton community », *Diversity*, 15(11), 1112.
7. **TANENTZAP, A. J., MORABITO, G., VOLTA, P., ROGORA, M., YAN, N. D., et MANCA, M.** (2020). « Climate warming restructures an aquatic food web over 28 years », *Global Change Biology*, 26(12), 6852-6866.
8. **WONG W. H., HOLDREN G. C., TETJEN T., GERSTENBERGER S., MOORE B., TURNER K., et WILSON D. C.** (2014). « Effects of invasive quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) on chlorophyll and water clarity in lakes Mead and Havasu of the Lower Colorado River basin », 2007-2009. Dans Nalepa, T. F., et Schloesser, D. W. (2014). « Quagga and Zebra Mussels » (p. 495-508). *CRC Press*.
9. **HANSEN, G. J., AHRENSTORFF, T. D., BETHKE, B. J., DUMKE, J. D., HIRSCH, J., KOVALENKO, K. E., ... et Wagner, T.** (2020). « Walleye growth declines following zebra mussel and *Bythotrephes* invasion », *Biological Invasions*, 22(4), 1481-1495.
10. **RICCIARDI, A.**, 2007. « Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? », *Conservation Biology*, 21 : 329-336.
11. **HAVEL, J. E., KOVALENKO, K. E., THOMAZ, S. M., AMALFITANO, S., et KATS, L. B.** (2015). « Aquatic invasive species : challenges for the future », *Hydrobiologia*, 750, 147-170.
12. **STRAYER, D. L.** (2010). « Alien species in fresh waters : ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future », *Freshwater biology*, 55, 152-174.
13. **COLE, E., KELLER, R. P., et GARBACH, K.** (2019). « Risk of invasive species spread by recreational boaters remains high despite widespread adoption of conservation behaviors », *Journal of Environmental Management*, 229, 112-119.
14. **DUNCAN, R. P.** (2011). « Propagule pressure », *Encyclopedia of Biological Invasions*, University of California Press, Berkeley, 561-563.
15. **RAHEL, F. J., et OLDEN, J. D.** (2008). « Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species », *Conservation biology*, 22(3), 521-533.



Plantes aquatiques exotiques envahissantes

État : Intermédiaire

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

L'introduction et la propagation de plantes aquatiques exotiques envahissantes (PAEE) sont des enjeux de plus en plus préoccupants pour la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. En plus de représenter des nuisances écologiques, les PAEE peuvent interférer avec la pratique de la pêche récréative et d'activités nautiques, de même qu'affecter négativement la valeur des propriétés riveraines. Ainsi, le nombre de PAEE présentes au Québec et leur répartition actuelle connue ont été sélectionnés pour constituer [un indicateur de l'état](#) des écosystèmes aquatiques.

FIGURE 1 – Répartition des plantes aquatiques exotiques envahissantes au Québec en 2023

Cartes des observations de PAEE au Québec. Les données proviennent de diverses sources, à la fois historiques et récentes (décembre 2023).

État et tendance

Selon les données disponibles au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), huit PAEE sont établies (naturalisées) en milieu naturel au Québec (tableau 1), dont une qui est largement répandue (myriophylle à épis) et deux assez répandues (hydrocharide grenouillette et potamot crépu) (figure 1). L'état de cet indicateur est donc jugé comme étant intermédiaire.

La châtaigne d'eau est probablement la PAEE qui représente le plus grand risque pour la biodiversité et la santé des plans d'eau peu profonds du sud du Québec, en raison de sa capacité à produire rapidement une énorme biomasse (photo 1) qui intercepte la quasi-totalité du rayonnement solaire et consomme beaucoup d'oxygène lors de sa décomposition^{1, 2}. Toutefois, le myriophylle à épis est la PAEE ayant la plus vaste répartition au Québec. Sa présence a d'ailleurs été confirmée dans 187 lacs et 23 cours d'eau en 2023³.

Un historique de l'introduction et de la propagation de chaque PAEE est présenté sommairement, de même qu'un portrait de l'état actuel des connaissances sur la répartition de ces espèces.



Châtaigne d'eau

Découverte pour la première fois au Québec en 1998, la châtaigne d'eau fait l'objet d'efforts de lutte coordonnés par les autorités provinciales depuis 2001^{2, 4}. Introduite par le lac Champlain, elle a d'abord été confinée à la Montérégie (rivières du Sud, Richelieu, aux Brochets et baie Missisquoi). Elle a ensuite été détectée en aval de la rivière des Outaouais (Laurentides) en 2008, puis en amont, dans la baie de Lochaber (Outaouais), en 2023. Un premier signalement a été fait dans la rivière Saint-François en 2015 et plusieurs colonies ont été détectées entre la municipalité de Saint-Bonaventure et le lac Saint-Pierre en 2019. Sa présence au lac Saint-Pierre, dans

l'anse du Fort, a été confirmée en 2023. Dans la rivière Yamaska, un premier signalement a été fait en 2017, et plusieurs colonies ont été détectées entre la municipalité de Saint-Damase et le lac Saint-Pierre en 2019. Elle a également été observée dans Lanaudière, dans l'étang du Village (Sainte-Marcelline-de-Kildare), en 2019.

Myriophylle à épis

Le myriophylle à épis est présent dans la plupart des régions administratives du Québec, et il est bien installé dans de nombreux secteurs du Saint-Laurent, notamment ses lacs fluviaux^{5, 6, 2}. D'ailleurs, la plus

ancienne mention remonte à 1958 dans le lac Saint-Pierre et, jusqu'à la fin des années 1960, il était essentiellement confiné au fleuve. À partir des années 1970, le myriophylle à épis est observé dans quelques lacs de l'Outaouais, des Laurentides et de l'Estrie, régions où il demeure le plus abondant jusqu'à ce jour. La propagation s'est accélérée à partir des années 1990. L'espèce est observée en Abitibi dès 2001, et dans le Bas-Saint-Laurent et sur la Côte-Nord depuis 2016. En 2017, le ministère a dénombré 110 plans d'eau touchés par le myriophylle à épis lors d'une première compilation. En décembre 2023, on recensait 210 plans d'eau affectés. Cette augmentation importante en quelques années s'explique principalement par une vigilance citoyenne accrue, par davantage de travaux de détection et par l'intégration d'un plus grand nombre de jeux de données.

TABLEAU 1 – Année de la plus ancienne mention de naturalisation des plantes aquatiques exotiques envahissantes pour le Québec

Nom français	Nom latin	Année de la plus ancienne mention de naturalisation pour le Québec							
		Avant 1950	1950-1959	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2019
Châtaigne d'eau	<i>Trapa natans</i>						1998		
Faux-nymphéa pelté	<i>Nymphoides peltata</i>		1950						
Hydrocharide grenouillette	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		1952						
Myriophylle à épis	<i>Myriophyllum spicatum</i>		1958						
Nitelle étoilée	<i>Nitellopsis obtusa</i>				1974				
Petite naïade	<i>Najas minor</i>						2005		
Potamot crépu	<i>Potamogeton crispus</i>	1932							
Stratiote faux-aloès	<i>Stratiotes aloides</i>								2018
Nombre de plantes aquatiques exotiques envahissantes naturalisées		1	3	0	1	0	1	1	1

Historique des plus anciennes mentions de naturalisation de PAEE établies au Québec^{24, 25, 2, 11, 7}. Au cours des trois dernières décennies, une nouvelle PAEE par décennie s'est ajoutée.

Stratiote faux-aloès

Le stratiote faux-aloès a été détecté au Québec pour la première fois en 2018 dans la baie de Carillon (rivière des Outaouais)⁷. En 2019, des travaux de détection ont confirmé la présence de quelques petites colonies dans un secteur de la baie. En Amérique du Nord, la seule autre occurrence en milieu naturel, qui est connue depuis 2008, se situe dans la voie navigable Trent-Severn en Ontario⁸. Le stratiote faux-aloès a ensuite été découvert dans la baie de Quinte (lac Ontario). Bien que l'espèce soit très peu documentée en Amérique du Nord, la sévérité et la rapidité de l'envahissement observé en Ontario suggèrent que celle-ci représente une véritable menace à la biodiversité des plans d'eau du sud-ouest du Québec.



Hydrocharide grenouillette

L'hydrocharide grenouillette a été introduite à Ottawa en 1932^{9,2}. Elle s'est ensuite rapidement installée dans la rivière des Outaouais, atteignant Montréal au début des années 1950. De là, elle s'est propagée dans le fleuve Saint-Laurent : l'espèce est observée à Québec en 1974, à Saint-Roch-des-Aulnaies en 2001, puis à Cap-Tourmente en 2014. Dans la rivière Richelieu, une première observation a été faite en 1982, à Henryville, près de la frontière américaine. L'espèce a été détectée en 2018 au lac Témiscouata et en 2019 au lac Saint-Jean.

Photo 1 – Tapis flottant dense formé par la châtaigne d'eau.



Source : ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs

Potamot crépu

Le potamot crépu a d'abord été détecté dans la rivière Richelieu en 1932^{10,11}. Présent dans les Grands Lacs, il s'est installé dans le fleuve Saint-Laurent, du lac Ontario jusqu'au lac Saint-Pierre. On le trouve aujourd'hui dans quelques dizaines de rivières et de lacs situés dans différentes régions du sud du Québec, dont plusieurs en Estrie. En 1992, le potamot crépu est observé à Val-d'Or, puis à Saint-David-de-Falardeau (Saguenay) en 2018, ce qui constitue les mentions les plus nordiques de l'est de l'Amérique du Nord.

Autres PAEE présentes au Québec

La présence des trois autres PAEE (faux-nymphéa pelté, petite naïade et nitelle étoilée) est très peu documentée au Québec. Leur arrivée semble plutôt récente, comme en témoigne le très petit nombre de signalements en milieu naturel qui a été fait pour chacune d'elles jusqu'à présent^{12,13,11}. Bien qu'il existe des indices que ces espèces puissent être nuisibles à la biodiversité en Amérique du Nord, il n'est pas possible, sur la base des informations disponibles actuellement, de conclure une telle chose en contexte québécois. Cependant, de grandes colonies de petite naïade ont été observées dans le réservoir Baskatong (Laurentides) en 2019 et elle a été détectée en 2022 au lac Davignon (Estrie). La nitelle étoilée, une algue macroscopique, suscite des préoccupations en raison de sa propagation dans la région des Grands Lacs et du nord-est des États-Unis. Une mention historique documente sa présence dans le fleuve Saint-Laurent (Montréal) en 1974¹⁴. Plus récemment, elle a été identifiée à l'extrême sud du lac Memphrémagog (Vermont, États-Unis) en 2015 et dans le lac Saint-François (Montréal) en 2023.

Pressions et changements climatiques

Les vecteurs d'introduction des PAEE sont principalement d'origine anthropique. Ils concernent le transfert d'embarcations contenant des propagules de PAEE d'un plan d'eau à un autre, le relâchement en nature de plantes utilisées dans les aquariums et les jardins d'eau, et les vidanges de ballast des navires commerciaux dans le Saint-Laurent. Toutefois, lorsqu'une PAEE est introduite dans un plan d'eau, des vecteurs naturels, tels que le réseau hydrographique et la faune locale, peuvent contribuer à sa propagation ailleurs dans le bassin versant. Les activités nautiques et la pêche récréative, qui favorisent la fragmentation des PAEE, sont aussi des vecteurs de propagation au sein d'un plan d'eau¹⁵.



Le transfert d'embarcations contenant des propagules de PAEE d'un plan d'eau à un autre est un vecteur d'introduction très important¹⁶, surtout pour les PAEE ayant la capacité de se reproduire par multiplication végétative, soit toutes les PAEE présentes au Québec, à l'exception de la châtaigne d'eau. Les tiges qui s'enroulent dans les hélices des moteurs à bateau, ou celles qui restent accrochées aux embarcations et à leur remorque, peuvent survivre aux transferts de plans d'eau. Également, plus le temps de transfert est court, meilleur est le taux de survie. Au Québec, le myriophylle à épis est la PAEE qui a le plus bénéficié de ce vecteur d'introduction. Il profite ensuite de la fragmentation des tiges causée par les hélices et les rames pour se propager (vecteur de propagation) plus rapidement au sein d'un plan d'eau. Il est toutefois à noter que le myriophylle à épis se fragmente également de façon naturelle à partir de la mi-juillet^{17, 18}.

Le relâchement en nature de plantes utilisées dans les aquariums et les jardins d'eau est un autre vecteur d'introduction important¹⁹. Plusieurs des PAEE présentes au Québec sont vendues dans des jardineries et des boutiques d'aquariophilie, et leur disponibilité est sans doute plus grande dans le commerce en ligne. L'hydrocharide grenouillette et le faux-nymphéa pelté, qui sont des plantes aquatiques flottantes, ont été introduits comme plantes ornementales de jardins d'eau. Par ailleurs, il est probable que certaines des populations de châtaigne d'eau à l'extérieur de la Montérégie, ainsi que la population de stratiote faux-aloès de la baie de Carillon, soient également issues du relâchement de plantes utilisées dans des jardins d'eau. Enfin, il est possible que l'introduction, en Amérique du Nord, des plantes aquatiques submergées que sont le myriophylle à épis, le potamot crépu et la petite naïade soit reliée à leur utilisation comme plantes d'aquarium, même si aucune preuve formelle n'existe à cet effet. L'espèce la plus à risque de s'ajouter à cette liste, le cabomba de Caroline (*Cabomba caroliniana*), est utilisée en aquariophilie^{11, 20}.

Le dernier des vecteurs d'introduction de PAEE, la vidange des eaux de lest de navires, est probablement le moins important des trois. Tout d'abord, parce que ce vecteur est moins favorable pour les plantes que pour les animaux. Ensuite, parce que cela ne concerne que les voies navigables. Toutefois, il n'est pas exclu que ce vecteur soit à l'origine de l'introduction en Amérique du Nord des trois PAEE submergées (myriophylle à épis, potamot crépu et petite naïade). La réglementation en vigueur concernant les eaux de ballast diminue sensiblement le risque de nouvelles introductions²¹.

Le risque d'invasion par des plantes exotiques envahissantes en général, et par des PAEE en particulier, augmentera au Québec avec les changements climatiques, car l'allongement de la saison de croissance rend disponibles de nouveaux territoires, en plus de favoriser la production de propagules^{22, 23}. Par ailleurs, des espèces naturalisées, mais non envahissantes, pourraient devenir envahissantes en raison du réchauffement du climat.

Plusieurs PAEE actuellement présentes dans les Grands Lacs, ou présentes dans des plans d'eau des provinces et des États voisins, sont susceptibles d'atteindre le Québec au cours du XXI^e siècle : le cabomba de Caroline, l'élodée dense (*Egeria densa*), l'hydrille verticillé (*Hydrilla verticillata*) et le myriophylle aquatique (*Myriophyllum aquaticum*)¹¹. La progression vers le nord de ces espèces est sans doute limitée par le climat froid, mais, selon l'ampleur du réchauffement en cours, le sud du Québec pourrait éventuellement devenir propice à leur établissement.

Enfin, certaines PAEE sont observées à l'occasion dans les milieux naturels du Québec, mais ne réussissent pas à s'y établir, soit à survivre et à se reproduire, sans assistance humaine, à cause du climat froid. Malgré le réchauffement climatique, leur établissement n'est pas appréhendé à court et moyen terme. C'est notamment le cas de la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) et de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*)¹¹.

Pour en savoir plus

[Espèces exotiques envahissantes](#)

[Détection des plantes aquatiques exotiques envahissantes](#)

[Sentinelle – Outil de détection des espèces exotiques envahissantes](#)

[Prévention et lutte contre le myriophylle à épis : guide d'accompagnement](#)



Bibliographie

1. HUMMEL, M., et E. KIVIAT (2004). « Review of world literature on water chestnut with implications for management in North America », *Journal of Aquatic Plant Management*, vol. 42, p. 17-28.
2. LAVOIE, Claude (2019). *50 plantes envahissantes : protéger la nature et l'agriculture*. Les Publications du Québec, 415 p.
3. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS (2023). Lacs et cours d'eau du Québec où la présence du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) a été rapportée, avril 2023, [En ligne], Québec [<https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/environnement/flore/fiches/herbacees/myriophylle-epis-liste-presence.pdf>] (consulté le 24 septembre 2024).
4. SIMARD, A., B. DUMAS et P. BILODEAU (2009). « Avancement du programme d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans* L.) au Québec », *Le Naturaliste canadien*, vol. 133, n° 2, p. 8-14.
5. AUGER, Isabelle (2006). *Évaluation du risque de l'introduction du myriophylle à épis sur l'offre de pêche et la biodiversité des eaux à touladi : revue de la littérature*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la Faune, 88 p.
6. JACOB-RACINE, R., et C. LAVOIE (2018). « Reconstitution historique de l'invasion du Québec par le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) », *Le Naturaliste canadien*, vol. 142, n° 3, p. 40-46.
7. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS. *Sentinelles*. Outil de détection des espèces exotiques envahissantes, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/gestion-faune-habitats-fauniques/gestion-especes-exotiques-envahissantes-animales/signaler-especes#c241546>] (consulté le 10 novembre 2023).
8. SNYDER, E., A. FRANCIS et S. J. DARBYSHIRE (2016). « Biology of invasive alien plants in Canada. 13. *Stratiotes aloides* L. », *Canadian Journal of Plant Science*, vol. 96, p. 225-242.
9. CATLING, P. M., G. MITROW, E. HABER, U. POSLUSZNY et W. A. CHARLTON (2003). « The biology of Canadian weeds. 124. *Hydrocharis morsus-ranae* L. », *Canadian Journal of Plant Science*, vol. 83, p. 1001-1016.
10. CATLING, P. M., et I. DOBSON (1985). « Biology of Canadian weeds. 69. *Potamogeton crispus* L. », *Canadian Journal of Plant Science*, vol. 659, p. 655-668.
11. LAVOIE, Claude (2022). *40 autres plantes envahissantes : protéger la nature aujourd'hui et demain*, Les Publications du Québec, 343 p.
12. DARBYSHIRE, S. J., et A. FRANCIS (2008). « Biology of invasive alien plants in Canada. 10. *Nymphoides peltata* (S. G. Gmel.) Kuntze », *Canadian Journal of Plant Science*, vol. 88, p. 811-829.
13. LÉVEILLÉ-BOURRET, É., M.-È. GARON-LABRECQUE et E. R. THOMPSON (2017). « Le statut de la naïade grêle (*Najas gracillima*, *Najadaceae*) au Québec », *Le Naturaliste canadien*, vol. 141, n° 1, p. 6-14.
14. KAROL, K. G., et R. S. SLEITH (2017). « Discovery of the Oldest Record of *Nitellopsis obtusa* (*Charophyceae*, *Charophyta*) in North America », *Journal of Phycology* 53, n° 5 : 1106-8, [En ligne], <https://doi.org/10.1111/jpy.12557>.
15. MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (2017). *De bons conseils pour éviter d'introduire et de propager des espèces exotiques envahissantes*, Québec, 10 p., [En ligne], [<https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/environnement/biodiversite/especes-exotiques-envahissantes/conseils-eviter-propagation.pdf>].
16. KINSLEY, A. C., S. Y. Z. KAO, E. A ENNS et coll. (2024). « Modeling the risk of aquatic species invasion spread through boater movements and river connections », *Conservation Biology*, e14260.
17. AIKEN, S. G., P. R. NEWROTH et I. WILE (1979). « Biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. », *Canadian Journal of Plant Science*, vol. 59, p. 201-215.
18. SMITH, C. S., et J. W. BARKO (1990). « Ecology of Eurasian watermilfoil », *Journal of Aquatic Plant Management*, vol. 28, p. 55-64.
19. LEHAN, N. E., J. R. MURPHY, L. P. THORBURN et B. A. BRADLEY (2013). « Accidental introductions are an important source of invasive plants in the continental United States », *American journal of botany*, 100(7), p. 1287-1293.
20. WILSON, C. E., S. J. DARBYSHIRE et R. JONES (2007). « Biology of invasive alien plants in Canada. 7. *Cabomba caroliniana* A. Gray », *Canadian Journal of Plant Science*, vol. 87, p. 615-638.
21. RICCIARDI, Anthony (2006). « Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity », *Diversity and Distributions*, vol. 12, n° 4, p. 425-433.
22. DE BLOIS, S., L. BOISVERT-MARSH, R. SCHMUCKI, C.-A. LOVAT, C. BYUN, P. GOMEZ-GARCIA, R. OTFINOWSKI, É. GROENEVELD et C. LAVOIE (2013). *Outils pour évaluer les risques d'invasion biologique dans un contexte de changements climatiques*, Montréal, Université McGill, 80 p. et 6 annexes.
23. HATTON, E. C., J. D. BUCKLEY, S. A. FERA, S. HENRY, L. M. HUNT, D. A. R. DRAKE et T. B. JOHNSON (2019). « Current and potential aquatic invasive species in Ontario and the Great Lakes region: A compilation of ecological information », Peterborough (Ontario), Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Science and Research Branch, Science and Research Information Report IR-16, 23 p. + annexes.
24. BROUILLET, L., F. COURSOL, S. J. MEADES, M. FAVREAU, M. ANIONS, P. BÉLISLE et P. DESMET (2010+). VASCAN, la Base de données des plantes vasculaires du Canada. [En ligne], [<http://data.canadensys.net/vscan.net>] (consulté le 24 septembre 2024).
25. LAVOIE, C., A. SAINT-LOUIS, G. GUAY et É. GROENEVELD (2012). « Les plantes vasculaires exotiques naturalisées : une nouvelle liste pour le Québec », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 3, p. 6-32.



Population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent

État : Bon

Tendance : Amélioration

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

Espèce patrimoniale de grande valeur au Québec, le bar rayé du fleuve Saint-Laurent était jadis prisé des pêcheurs récréatifs. La dégradation de l'habitat, la pollution des eaux et la surexploitation seraient responsables de sa disparition au milieu des années 1960¹. Les efforts de réintroduction et de conservation de l'espèce, consentis de 2002 à 2019 par le gouvernement du Québec et ses partenaires, ont permis de reconstituer une population autosuffisante. Afin de caractériser le rétablissement de cette population et d'évaluer son état de situation, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) s'est doté d'un programme de suivi par télémétrie en 2010, afin de documenter l'utilisation spatiotemporelle du fleuve Saint-Laurent par l'espèce, d'un programme de suivi de l'abondance des jeunes de l'année en 2013 et d'un programme de suivi de la structure de la population en 2021.

FIGURE 1 – Aire de répartition principale et totale de la population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent

Aire de répartition de la population de bar rayé du fleuve Saint-Laurent déterminée à partir du suivi télémétrique, de suivis standardisés et du suivi des captures accidentelles. L'aire de répartition principale est celle qui est essentiellement occupée par la population pour accomplir l'ensemble de son cycle vital. L'aire de répartition totale inclut toutes les occurrences recensées, de la région de Montréal jusqu'en Gaspésie et au Labrador.

État et tendance

Sur la base des informations disponibles, l'état de l'indicateur sur la population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent s'est amélioré par rapport à la dernière évaluation faite en 2020, c'est-à-dire qu'il est considéré comme bon. Les données au sujet de la répartition des individus, de l'abondance des jeunes de l'année et de la structure de la population sont considérées comme étant bonnes. La poursuite du suivi de cette population permettra de s'assurer de son caractère rétabli et d'intervenir si son état se détériorait.



Étude de l'utilisation spatiotemporelle du fleuve Saint-Laurent

Ce programme de suivi par télémétrie, amorcé en 2010, permet de suivre les déplacements des adultes au fil des saisons. De 2010 à 2023, plus de 500 bars rayés ont été munis d'un émetteur acoustique et ont été suivis à l'aide de plus de 200 récepteurs acoustiques disposés stratégiquement dans le système du Saint-Laurent. Les données obtenues ont permis de déterminer que, comme chez la population historique, l'aire de répartition actuelle se concentre entre Sorel et Rivière-du-Loup² (figure 1). Quant à l'aire de répartition totale, elle est plus vaste que l'aire historique connue, s'étendant jusqu'à Beauharnois vers l'amont du fleuve, et dans le golfe, de la Côte-Nord au Labrador (figure 1).

Abondance des jeunes de l'année

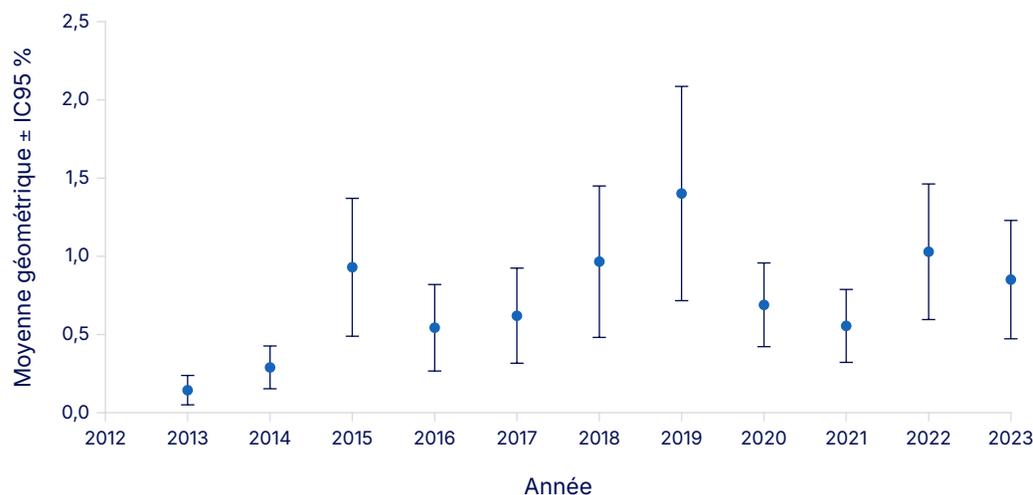
Cent dix stations d'échantillonnage sont réparties le long des berges du fleuve et de plusieurs îles sur un territoire s'étendant de Trois-Rivières à La Malbaie sur la rive nord, et de Bécancour à Rimouski sur la rive sud. Depuis le début du suivi, chaque campagne a permis la capture d'individus, ce qui témoigne d'une reproduction annuelle réussie sans interruption. On dénote une variabilité interannuelle notable de l'abondance des jeunes de l'année, oscillant entre 0,3 et 8,0 individus/station (figure 2). Ce phénomène est observé chez d'autres populations de bar rayé, avec le même type d'indicateur biodémographique. Malgré cette variabilité, une certaine stabilisation de l'abondance semble s'être établie pour la période 2015-2023, avec une moyenne de l'ordre de 0,85 individu capturé par station.

Comme pour l'abondance, la proportion de stations avec présence de jeunes bars rayés s'est montrée variable au fil des années, se situant entre 14 % et 46 %. De 2013 à 2023, une expansion de la répartition de ce stade de vie vers l'est a aussi été observée. Comme chez les autres populations de la côte est américaine, les jeunes de l'année sont capturés principalement dans la zone de turbidité maximale, un secteur crucial pour leur survie et leur croissance.

Structure d'âge et croissance

Depuis 2021, le réseau d'inventaire des poissons de l'estuaire permet d'évaluer différents paramètres de la dynamique de la population du bar rayé du fleuve Saint-Laurent, comme la structure d'âge et la croissance. Une population de bar rayé rétablie devrait présenter des spécimens de tous les âges, en particulier des individus âgés. Au Canada, les bars rayés peuvent atteindre 20 ans, mais dépassent rarement 15 ans. Pour la période 2021-2023, des bars rayés de 1 à 12 ans ont systématiquement été capturés, certains spécimens ayant jusqu'à 15 ans (figure 3a). À titre comparatif, en 2009, aucun spécimen de plus de 6 ans n'avait été capturé³. La présence d'individus de plus de 10 ans dans la population apporte une plus grande stabilité du potentiel reproducteur et de la résilience à la population.

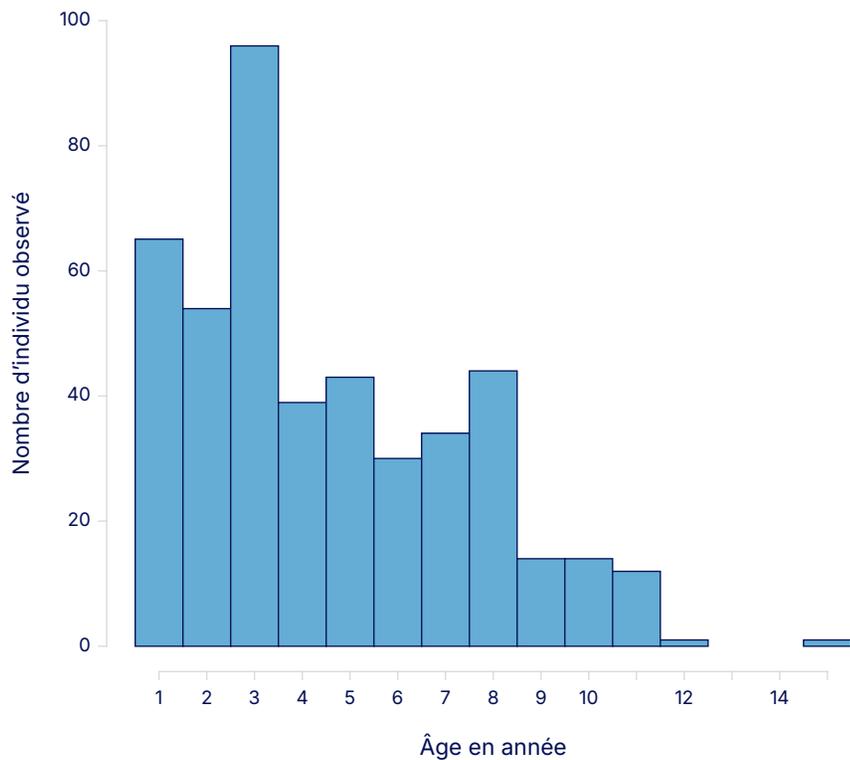
FIGURE 2 – Variations annuelles de l'abondance des jeunes de l'année chez le bar rayé de la population du fleuve Saint-Laurent de 2013 à 2023



Moyenne géométrique du nombre de jeunes bars rayés de l'année capturés par station et intervalle de confiance à 95 %, pour la période de 2013 à 2023. MELCCFP. 2024. *Suivi de l'abondance des jeunes de l'année du bar rayé du fleuve Saint-Laurent : bilan 2023*, 4 p.



FIGURE 3a – Structure d'âge des bars rayés capturés dans les pêcheries de l'Aquarium du Québec et de Cap-Santé en 2023



Nombre d'individus capturés dans la pêcherie de l'Aquarium du Québec et de Cap-Santé selon chaque classe d'âge, de 1 à 15 ans, pour l'année d'échantillonnage 2023.

FIGURE 3b – Distribution de longueur à la fourche selon l'âge des bars rayés capturés dans les pêcheries de l'Aquarium du Québec et de Cap-Santé en 2023

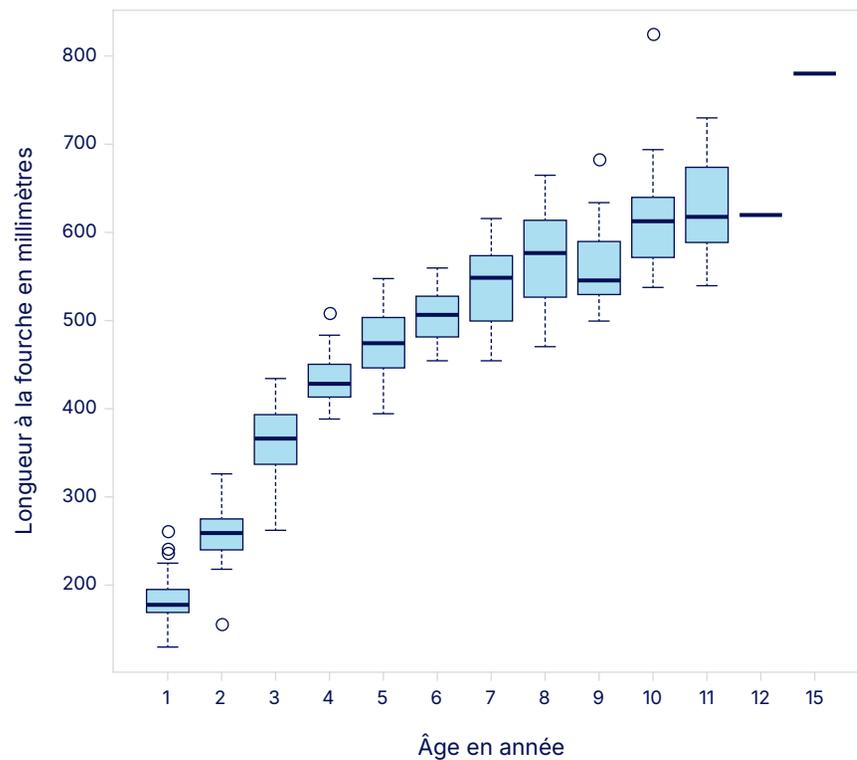


Diagramme en boîte afin de visualiser la longueur à la fourche en millimètres des bars rayés selon les classes d'âge échantillonnées en 2023 dans les pêcheries de l'Aquarium du Québec et de Cap-Santé. La barre foncée indique la médiane de la distribution des longueurs, le bas de la boîte indique le premier quartile et le haut de la boîte, le troisième quartile. Les barres valent 1,5 fois l'écart interquartile, alors que les cercles présentent des données exceptionnelles.



Chez les poissons, la croissance est le reflet des conditions environnementales et de la densité (abondance) de la population⁴. Dans les premières années suivant la réintroduction du bar rayé dans le fleuve Saint-Laurent, les individus capturés présentaient un taux de croissance plus élevé que celui de la population historique ou d'autres populations canadiennes³. Cela s'explique probablement par la faible abondance lors de la phase de réintroduction, ce qui s'est traduit par une compétition moindre pour l'accès aux ressources. Il est attendu qu'une population de bar rayé rétablie présente un taux de croissance stable, en adéquation avec les ressources disponibles. L'analyse des données obtenues entre 2021 et 2023 a permis de constater une tendance à la baisse du taux de croissance des cohortes nées depuis 2009, ce qui s'explique probablement par une augmentation de l'abondance et une compétition plus élevée pour les ressources (figure 3b). Il est encore trop tôt pour déterminer si l'équilibre entre la croissance et les ressources disponibles est atteint.

Les efforts soutenus pour réintroduire le bar rayé dans le fleuve Saint-Laurent ont porté leurs fruits et permettent aujourd'hui de se réjouir de nombreux signes de rétablissement. Bien qu'étant une espèce résiliente, des mesures de conservation vigoureuses, soutenues sur plus de 20 ans, ont été nécessaires pour rétablir le bar rayé du fleuve Saint-Laurent. Le suivi annuel d'indicateurs biodémographiques est un outil de conservation et de gestion essentiel pour assurer la pérennité de l'espèce au fleuve Saint-Laurent, en dépit des pressions et de la variabilité environnementale à laquelle il fait face.

Pressions et changements climatiques

Pressions

La surcharge de nutriments de même que les pratiques agricoles sous-optimales peuvent favoriser l'érosion et l'écoulement des sédiments, des nutriments et des pesticides vers les cours d'eau. Bien que le bar rayé affectionne l'embouchure de certains cours d'eau avec une forte emprise agricole, le risque encouru par l'espèce est jugé faible en ce qui concerne la charge en nutriments et en sédiments. Des inquiétudes ont toutefois été soulevées en ce qui concerne les pesticides. Alors que le niveau de risque est inconnu, il suscite tout de même une certaine préoccupation, puisque le bar rayé est un prédateur de niveau trophique élevé vulnérable aux contaminants accumulés dans les sédiments et dans la chaîne alimentaire.

Les pêches commerciale et récréative peuvent avoir un effet sur la résilience des populations, en réduisant l'abondance et en modifiant la structure des stocks exploités. Cependant, la gestion durable des pêches permet d'ajuster les modalités d'exploitation afin d'assurer la pérennité des espèces. Cette pression est donc contrôlable, mais pourrait affecter la pérennité du bar rayé du fleuve Saint-Laurent⁴.

Le braconnage a nécessairement un impact sur la résilience des populations de bar rayé. Parce qu'elle est une espèce vulnérable à la pêche (capture facile et comportement grégaire), tout en étant actuellement interdite de pêche, les cas de braconnage sont relativement nombreux et pourraient nuire à sa résilience⁴.

Le développement d'infrastructure et les activités industrielles qui ont cours à proximité ou dans des habitats critiques du bar rayé (p. ex., frayère, zone d'alevinage) peuvent nuire à la pérennité de l'espèce s'ils affectent négativement les habitats et les liens connectifs ou encore s'ils affectent directement le recrutement^{2, 5}. Le batillage peut avoir des conséquences sur la résilience des herbiers aquatiques. Ces habitats pourraient être utilisés par le bar rayé pour la croissance et l'alimentation². De plus, le transport maritime est reconnu pour déranger les poissons, notamment du point de vue sonore⁶.

Changements climatiques

L'effet des changements climatiques sur le bar rayé est peu étudié actuellement. Cette espèce estuarienne a un cycle vital complexe et est reconnue pour sa plasticité. Cela lui confère indéniablement un avantage face aux modifications appréhendées. Il est à prévoir que l'aire de répartition de l'espèce de même que son utilisation de l'habitat évoluent en fonction des changements climatiques⁷. Les changements profonds déjà observés dans son écosystème pourraient d'ailleurs expliquer sa présence inédite dans de nouveaux territoires nordiques⁸.



Bibliographie

1. **BEAULIEU, Hélène** (1985). *Rapport sur la situation du bar rayé (Morone saxatilis). Faune et flore à protéger au Québec*. Association des biologistes du Québec, publication 7, Québec, 53 p.
2. **PÊCHES ET OCÉANS CANADA** (2021). *Programme de rétablissement et plan d'action du bar rayé (Morone saxatilis), population du fleuve Saint-Laurent, au Canada*. Série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa, v + 62 p.
3. **PELLETIER, Anne-Marie, BOURGET, Geneviève, LEGAULT, Michel et VERREAULT, Guy** (2011). Réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le fleuve Saint-Laurent : bilan du rétablissement de l'espèce. *Le Naturaliste canadien*, vol. 135, n° 1, p. 79-85.
4. **LORENZEN, Kai, et ENBERG, Katja** (2002). Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations : evidence from among-population comparisons. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences*, vol. 269, n° 1486, p. 49-54.
5. **ROBITAILLE, J.A., Y. VIGNEAULT, G. SHOONER, C. POMERLEAU et Y. MAILHOT** (1988). *Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984 et effets sur les pêches commerciales*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 1608 : 45 p.
6. **WEILGART, L.** (2018). *The impact of ocean noise pollution on fish and invertebrates*. Report for OceanCare, Switzerland, 34 p.
7. **COUTANT, Charles C.** (1990). Temperature-oxygen habitat for freshwater and coastal striped bass in a changing climate. *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 119, n° 2, p. 240-253.
8. **VAN LEEUWEN, Travis E., COTE, David, PRETTY, Christina, TOWNLEY, Joseph, POOLE, Rebecca, DEMPSON, Brian, BIRD, Tomas J., KIPPENHUCK, Charlene et MORRIS, Corey** (2021). Incursions of sea lamprey, *Petromyzon marinus*, and striped bass, *Morone saxatilis*, in Labrador waters: Episodic events or evidence of a northward range expansion?, *Journal of Fish Biology*, vol. 99, n° 6, p. 2066-2070.



Tendance des rangs de précarité des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques

État : Intermédiaire-mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

L'indicateur est issu d'une analyse comparative du rang de précarité S des espèces¹, c'est-à-dire le rang qui s'applique à l'échelle provinciale (en anglais *state*, d'où l'utilisation de la lettre S; ci-après « rang S »). Les évaluations des rangs S au Québec sont réalisées par le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ)², en collaboration avec plusieurs spécialistes.

La valeur attribuée au rang suit la méthodologie de NatureServe³ selon les rangs suivants : S1 (gravement en péril), S2 (en péril), S3 (vulnérable), S4 (apparemment en sécurité) et S5 (en sécurité).

L'évaluation se base sur les huit critères suivants : superficie de la zone d'occurrence, superficie de la zone d'occupation, nombre d'occurrences, taille de la population, intégrité écologique des occurrences ou du pourcentage de l'aire d'occupation, tendance à court terme (projection sur les 20 prochaines années), tendance à long terme (au cours des 200 dernières années) et impact des menaces. Les rangs S ont été évalués en 1999, 2005, 2012, 2019 et 2024.

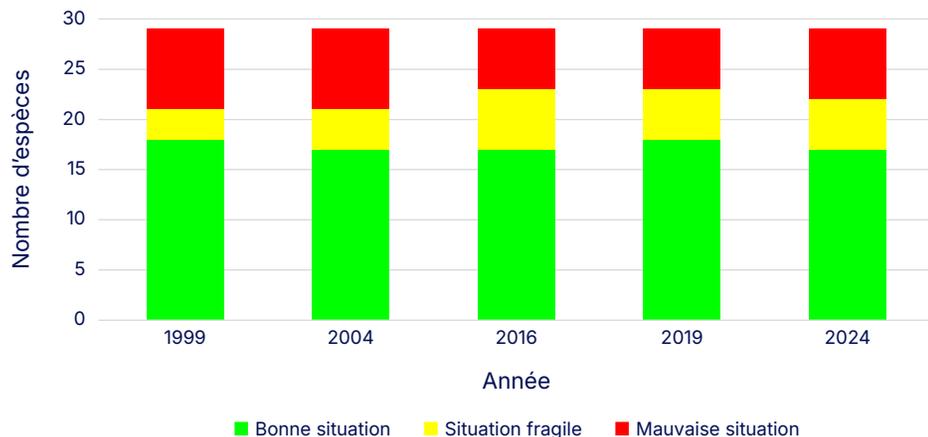
État et tendance

L'état de l'indicateur est considéré comme étant intermédiaire-mauvais. En effet, près de la moitié des espèces d'amphibiens et de reptiles (ci-après herpétofaune) dépendantes des milieux humides et hydriques sont en situation précaire au Québec. Il est également important de souligner que la situation est particulièrement alarmante pour sept d'entre elles qui se trouvent en mauvaise situation (S1, S1S2, S2 ou S2S3), soit la rainette faux-grillon boréale, la rainette faux-grillon de l'Ouest, la salamandre sombre des montagnes, la tortue-molle à épines, la tortue musquée, la tortue mouchetée et la tortue géographique (tableau 1).

La figure 1 présente l'état actuel et la tendance temporelle des rangs S des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques. L'évaluation des rangs de précarité de ces espèces, en 2024, démontre que 17 d'entre elles étaient en bonne situation (S4, S4S5 ou S5), 5 en situation fragile (S3 ou S3S4) et 7 en mauvaise situation (S1, S1S2, S2 ou S2S3) (figure 1 et tableau 1). D'ailleurs, pour les espèces dépendantes des milieux humides et hydriques, les espèces d'amphibiens du Québec sont généralement en meilleure situation que les espèces de reptiles. Effectivement, 75 % des espèces de reptiles sont en situation précaire (situation fragile ou mauvaise), comparativement à 28,6 % chez les espèces amphibiens.



FIGURE 1 – État actuel et tendance temporelle des rangs de précarité des espèces d’amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques



Histogramme montrant les bandes empilées de chaque catégorie d'état de situation : bonne situation (S4, S4S5, S5), situation fragile (S3, S3S4), mauvaise situation (S1, S1S2, S2, S2S3) pour chaque année d'évaluation de rangs S des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques.

Il est important de noter que l'on retrouve ici deux groupes d'espèces fauniques particulièrement en danger au Québec, voire au monde. En effet, l'état de plusieurs espèces d'herpétofaune est précaire au Québec. Sur les 29 espèces concernées par ce présent indicateur, cinq sont désignées comme menacées et quatre sont désignées comme vulnérables en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec* (LEMV) (RLRQ, c. E-12.01)⁴. De plus, quatre espèces sont inscrites sur la liste des espèces fauniques susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables.

TABLEAU 1 – Rang S, situation actuelle et statut (si applicable) des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques au Québec

Groupe	Espèce	Rang S	Situation	Statut
Amphibiens	Crapaud d'Amérique	S5	Bonne	
	Grenouille des bois	S5	Bonne	
	Grenouille des marais	S4	Bonne	Susceptible
	Grenouille du Nord	S5	Bonne	
	Grenouille léopard	S5	Bonne	
	Grenouille verte	S5	Bonne	
	Necture tacheté	S3S4	Fragile	
	Ouaouaron	S5	Bonne	
	Rainette crucifère	S5	Bonne	
	Rainette faux-grillon boréale	S2	Mauvaise	Susceptible
	Rainette faux-grillon de l'Ouest	S2	Mauvaise	Menacée
	Rainette versicolore	S5	Bonne	
	Salamandre à deux lignes	S5	Bonne	
	Salamandre à points bleus	S5	Bonne	
	Salamandre à quatre orteils	S3	Fragile	Susceptible
	Salamandre cendrée	S5	Bonne	
	Salamandre maculée	S5	Bonne	
	Salamandre pourpre	S3	Fragile	Vulnérable
	Salamandre sombre des montagnes	S2S3	Mauvaise	Menacée
	Salamandre sombre du Nord	S5	Bonne	Susceptible
Triton vert	S5	Bonne		
Reptiles	Couleuvre d'eau du Nord	S3	Fragile	Vulnérable
	Tortue des bois	S3	Fragile	Vulnérable
	Tortue géographique	S2S3	Mauvaise	Vulnérable
	Tortue-molle à épines	S1	Mauvaise	Menacée
	Tortue mouchetée	S2S3	Mauvaise	Menacée
	Tortue musquée	S2S3	Mauvaise	Menacée
	Tortue peinte	S4	Bonne	
	Tortue serpentine	S4	Bonne	

Le rang S, la situation actuelle et le statut (si applicable) des espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques au Québec.

Note : Lors de l'évaluation de 2024, plusieurs espèces ont obtenu un rang S5, bien que leur situation ne se soit pas nécessairement améliorée. Ce résultat s'explique par la considération de nouvelles données basées sur l'utilisation du territoire qui suggèrent une situation plus sécuritaire.



FIGURE 2 – Nombre d'espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques par bassin versant, avec la proportion de chaque catégorie d'état actuel du rang S

Figure montrant le nombre d'espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques fréquentant chacun des bassins versants du Québec (délimitations faites aux zones de gestion intégrée de l'eau par bassin versant [ZGIEBV]), selon un gradient de couleurs de mauve pâle à mauve foncé, soit de peu à beaucoup d'espèces. En interrogeant la couche de chaque bassin versant, un diagramme circulaire apparaît pour indiquer la proportion d'espèces selon l'état actuel de leur rang S par catégorie (« bonne situation » illustrée en vert, « situation fragile » illustrée en jaune et « mauvaise situation » illustrée en rouge). La figure permet aussi d'afficher le nombre d'espèces fréquentant chacun des bassins versants, ainsi que le nombre d'espèces par catégorie d'état actuel du rang S.

La figure 2 montre le nombre d'espèces d'amphibiens et de reptiles dépendantes des milieux humides et hydriques fréquentant chacun des bassins versants du Québec (délimitations faites aux zones de gestion intégrée de l'eau par bassin versant [ZGIEBV]), selon un gradient de couleurs de bleu à rouge, soit de peu à beaucoup d'espèces. En interrogeant la couche de chaque bassin versant, un diagramme circulaire apparaît pour indiquer la proportion d'espèces selon l'état actuel de leur rang S par catégorie (« bonne situation » illustrée en vert, « situation fragile » illustrée en jaune et « mauvaise situation » illustrée en rouge). La figure permet aussi d'afficher le nombre d'espèces fréquentant chacun des bassins versants, ainsi que le nombre d'espèces par catégorie d'état actuel du rang S.

Globalement, depuis les premières évaluations des rangs S en 1999, la situation des espèces d'herpétofaune dépendantes des milieux humides et hydriques est relativement stable. Pour cette raison, la tendance du présent indicateur est jugée comme étant au maintien.

Enfin, il est important de considérer que le rang S est applicable à l'échelle de la province et qu'il est attribué à l'échelle d'une espèce et non d'une population localisée. Il est possible qu'une même espèce se porte bien près de la limite nordique de son aire de répartition, où les pressions peuvent être moindres, alors que son état est beaucoup plus précaire dans le sud, où les activités anthropiques sont concentrées.

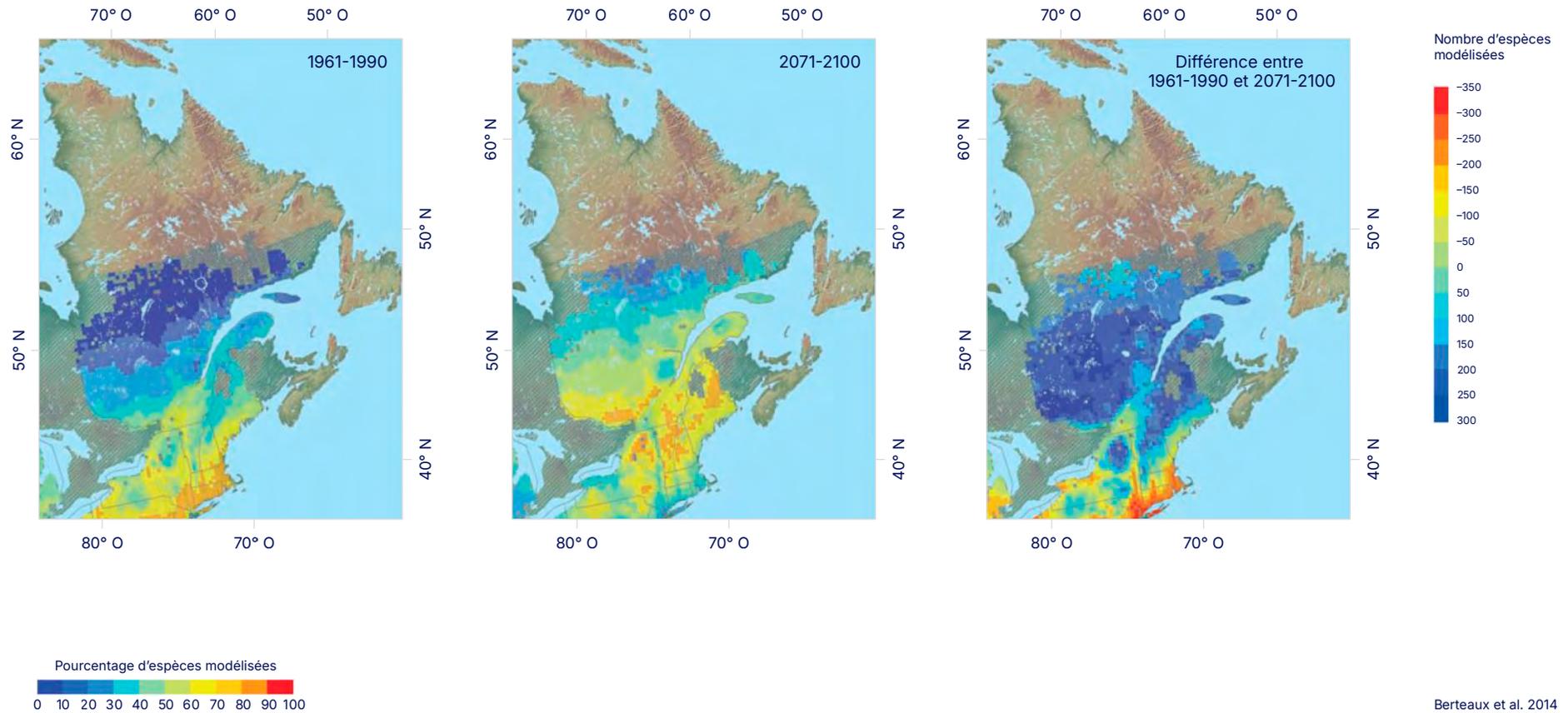
Pressions et changements climatiques

Plusieurs pressions nuisent aux populations d'herpétofaune au Québec^{6, 7, 8, 9, 10, 11} et se reflètent dans l'évaluation des rangs S. Les effets des changements climatiques peuvent leur être nuisibles, mais ils varient selon les espèces. Par ailleurs, ces changements peuvent entraîner des mouvements d'aires de répartition vers le nord chez plusieurs espèces, de sorte que le Québec pourrait constituer un refuge climatique pour elles¹² (figure 3¹³). Le réchauffement et l'allongement de la saison de croissance favorisent aussi l'arrivée et la prolifération d'espèces exotiques envahissantes, qui nuisent à la biodiversité indigène du Québec¹⁴.

Bien que les espèces d'herpétofaune soient dépendantes des écosystèmes aquatiques, elles sont sensibles à d'autres pressions non liées à ces milieux, comme la mortalité associée au passage des automobiles et à la machinerie agricole, ou encore la collecte, la garde en captivité et le commerce illégal. Ainsi, le présent indicateur est influencé par d'autres pressions qui ne sont pas nécessairement liées à l'eau. Les pressions présentées ci-après sont associées aux principales espèces d'herpétofaune en situation précaire au Québec.



FIGURE 3 – Effets potentiels sur 765 espèces modélisées des changements climatiques prévus entre 1961-1990 et 2071-2100



Berteaux et al. 2014

Berteaux et ses collaborateurs (2014) ont modélisé les effets potentiels des changements climatiques sur 765 espèces fauniques et floristiques, en comparant la différence entre le pourcentage d'espèces répertoriées de la période 1961-1990 et celui des espèces répertoriées de la période 2070-2100 (voir les deux cartes sur la 1^{re} ligne). Le résultat (voir la carte sur la 2^e ligne) montre que, vers le nord, le nombre d'espèces augmentera, alors que ce sera l'inverse vers le sud (Berteaux et collab., 2014). BERTEAUX, D., N. CASAJUS et S. DE BLOIS (2014). *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel*, Québec, Presses de l'Université du Québec, 202 p.



Amphibiens

Le développement résidentiel, industriel et commercial dégrade l'habitat de la rainette faux-grillon de l'Ouest. L'intensification de l'agriculture et la modification de l'écoulement naturel de l'eau par les barrages de castor nuisent aussi à l'espèce. Les rejets de fertilisants et de pesticides dans les milieux naturels altèrent la qualité de l'eau et peuvent nuire au développement de l'espèce. Par exemple, le nitrate des engrais cause des problèmes d'éclosion des œufs et de croissance des têtards. Aussi, les espèces végétales exotiques envahissantes qui colonisent les plans d'eau assèchent les milieux. Elles peuvent avoir d'autres conséquences néfastes, comme le nerprun cathartique qui produit de l'émodine, une substance provoquant des malformations et la mort d'embryons^{11, 15}. La sécheresse et le réchauffement induits par les changements climatiques pourraient réduire le nombre et la qualité des étangs temporaires nécessaires au développement de l'espèce. La diminution des précipitations sous forme de neige, la fonte plus rapide au printemps et les épisodes prolongés de sécheresse raccourcissent l'hydropériode, diminuant ainsi le succès reproducteur et augmentant le taux de mortalité chez les têtards¹⁵.

Les salamandres de ruisseaux sont sensibles à toute modification, détérioration et perte d'habitat aquatique, particulièrement pour les espèces qui respirent seulement par la peau. Le développement à des fins résidentielles, récréotouristiques, minières et de production d'énergie, la contamination de la nappe phréatique et le captage de l'eau souterraine constituent les menaces qui les affectent le plus. Les changements climatiques, en augmentant les précipitations intenses, séparées par de plus longues périodes de sécheresse, altéreront la qualité des cours d'eau. Certains ruisseaux pourraient disparaître ou se retrouver avec des niveaux d'eau qui ne correspondent plus au besoin des salamandres. L'augmentation du débit et de la fréquence des crues associées aux épisodes de précipitations extrêmes risque d'accroître la mortalité des salamandres, en emportant les individus ou en lessivant les nids. Les habitats de reproduction et d'hivernage pourraient être détruits ou leur accès compromis. L'exploitation forestière, notamment par l'intensification des coupes forestières, la pollution et la sédimentation dans les cours d'eau, ainsi que l'introduction ou l'ensemencement de poissons représentent également des menaces sérieuses pour les salamandres^{16, 17}.

Reptiles

Les pires pressions sur les tortues sont la perte et la dégradation des habitats, dont la modification intensive des rives, ainsi que les activités nautiques qui causent des blessures et même la mort. L'hiver, elles hibernent au fond de l'eau où elles ne respirent que par la peau. La teneur en oxygène doit être élevée et le milieu exempt de polluants^{18, 19, 20, 21, 22}. Il est estimé qu'avec les changements climatiques, l'aire de répartition de la majorité des espèces de tortues se déplacera vers les pôles, puisque les conditions climatiques y deviendront favorables²³. Ainsi, nos espèces pourraient étendre leur aire de répartition au nord de leur limite actuelle et de nouvelles espèces pourraient faire leur entrée au Québec. Aussi, la taille de nos populations pourrait augmenter, puisqu'un environnement plus chaud entraîne une croissance accélérée, un meilleur succès de reproduction et une maturité sexuelle plus hâtive. Cependant, pour certaines espèces, les crues estivales plus fréquentes pourraient tuer les œufs dans les nids creusés près des rivières ou encore causer de l'érosion qui risque de dénuder des nids et de les lessiver^{18, 19, 20, 21, 22}.

Au Québec, la couleuvre d'eau du Nord est le serpent le plus étroitement associé au milieu aquatique. Excellente nageuse, cette espèce vulnérable fréquente le bord des rivières, des ruisseaux, des étangs et des lacs. Elle est sensible à la pollution environnementale, comme les résidus toxiques de pesticides, ainsi qu'à la perte et la fragmentation des habitats occasionnées par le développement industriel et résidentiel et les travaux de stabilisation des berges²⁴.



Pour en savoir plus

[Element Occurrence Data Standard](#)²⁵

[Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes](#)²⁶

[Turtles of the United States and Canada](#)²⁷

[Frogs of the United States and Canada](#)²⁸

[Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine nature!](#)¹³

Bibliographie

1. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Comprendre les rangs de précarité des espèces*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/donnees-especes-situation-precaire/comprendre-rangs-precarite>] (consulté le 25 juillet 2024).
2. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Données sur les espèces en situation précaire*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/donnees-especes-situation-precaire>] (consulté le 25 juillet 2024).
3. **NATURESERVE** (2024). *NatureServe Explorer*, [En ligne], [<https://explorer.natureserve.org/>] (consulté le 25 juillet 2024).
4. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/gestion-faune-habitats-fauniques/especes-fauniques-menacees-vulnerables/liste>] (consulté le 25 juillet 2024).
5. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2024). *Liste de la faune vertébrée du Québec (LFVQ)*, Données Québec, [En ligne], [<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/liste-de-la-faune-verteebree-du-quebec>] (consulté le 25 juillet 2024).
6. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2023). *Analyse des menaces et évaluation de la viabilité des occurrences de la tortue des bois (Glyptemys insculpta) au Québec – Rapport d'analyse réalisé dans le cadre de l'approche intégrée de rétablissement (AIR)*, Québec, gouvernement du Québec, 2023, 26 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/RA_Analyse-menaces-viabilite_tortue-bois.pdf].
7. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2023). *Analyse des menaces et évaluation de la viabilité des occurrences de la tortue géographique (Graptemys geographica) au Québec – Rapport d'analyse réalisé dans le cadre de l'approche intégrée de rétablissement (AIR)*, Québec, gouvernement du Québec, 28 p., [En ligne], [<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/analyse-menaces-viabilite-tortue-geographique.pdf>].
8. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2023). *Analyse des menaces et évaluation de la viabilité des occurrences de la tortue mouchetée (Emydoidea blandingii) au Québec – Rapport d'analyse réalisé dans le cadre de l'approche intégrée de rétablissement (AIR)*, Québec, gouvernement du Québec, 27 p., [En ligne], [<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/analyse-menaces-viabilite-tortue-mouchetee.pdf>].
9. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2024). *Analyse des menaces et évaluation de la viabilité des occurrences de la tortue musquée (Sternotherus odoratus) au Québec – Rapport d'analyse réalisé dans le cadre de l'approche intégrée de rétablissement (AIR)*, Québec, gouvernement du Québec, 23 p., [En ligne], [<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/rapport-analyse-menaces-viabilite-tortue-musquee.pdf>].
10. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2023). *Analyse des menaces et évaluation de la viabilité des occurrences de la tortue-molle à épines (Apalone spinifera) au Québec – Rapport d'analyse réalisé dans le cadre de l'approche intégrée de rétablissement (AIR)*, Québec, gouvernement du Québec, 27 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/RA_Analyse-menaces-viabilite_tortue-molle-epines.pdf].



11. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2023). *Analyse des menaces et évaluation de la viabilité des occurrences de la rainette faux-grillon de l'Ouest* (Pseudacris triseriata) au Québec – Rapport d'analyse réalisé dans le cadre de l'approche intégrée de rétablissement (AIR), Québec, gouvernement du Québec, 26 p., [En ligne], [<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/rapport-analyse-menaces-viabilite-rainette-faux-grillon.pdf>].
12. **RICARD, M., N. BOUSQUET, A. LACHANCE et A. SIMARD** (2024). *La migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques : état des connaissances et évaluation du potentiel d'utilisation pour les espèces en situation précaire au Québec*, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des écosystèmes et des espèces menacées ou vulnérables, Direction principale des espèces menacées ou vulnérables, Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables, Québec, gouvernement du Québec, 69 p., [En ligne], [<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/rapport-migration-assistee-mesure-adaptation.pdf>].
13. **BERTEAUX, D., N. CASAJUS et S. DE BLOIS** (2014). *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel*, Québec, Presses de l'Université du Québec, 202 p.
14. **RICARD, M., C. CARON et A. SIMARD** (2024). *Analyse de vulnérabilité des espèces fauniques en situation précaire aux changements climatiques*. Préparée par le Bureau d'écologie appliquée pour le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, 56 p. + 2 annexes., [En ligne], [<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/rapport-analyse-vulnerabilite-especes-fauniques-situation-precaire.pdf>].
15. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DE LA RAINETTE FAUX-GRILLON DE L'OUEST DU QUÉBEC** (2019). *Plan de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest* (Pseudacris triseriata), 2019-2029, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 65 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PL_retablissement_Rainette_faux_grillon_2019-2029.pdf].
16. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES SALAMANDRES DE RUISSEAUX DU QUÉBEC** (2021). *Plan de rétablissement de la salamandre sombre des montagnes* (Desmognathus ochrophaeus) au Québec, 2021-2031, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 72 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/especes/PL_retablissement_salamandre-sombre-montagnes_2021-2031.pdf].
17. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES SALAMANDRES DE RUISSEAUX DU QUÉBEC** (2021). *Plan de rétablissement de la salamandre pourpre* (Gyrinophilus porphyriticus) au Québec – 2021-2031, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 69 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PL_retablissement_salamandre-pourpre_2021-2031.pdf].
18. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES TORTUES DU QUÉBEC** (2019). *Plan de rétablissement de la tortue des bois* (Glyptemys insculpta) au Québec – 2020-2030, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 57 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/plan_retablissement_tortue-des-bois_2020-2030.pdf].
19. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES TORTUES DU QUÉBEC** (2020). *Plan de rétablissement de la tortue géographique* (Gratemys geographica) au Québec – 2020-2030, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 60 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/especes/plan_retablissement_tortue-geographique_2020-2030.pdf].
20. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES TORTUES DU QUÉBEC** (2020). *Plan de rétablissement de la tortue mouchetée* (Emydoidea blandingii) au Québec – 2020-2030, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 52 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/especes/plan_retablissement_tortue-mouchetee_2020-2030.pdf].
21. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES TORTUES DU QUÉBEC** (2021). *Plan de rétablissement de la tortue musquée* (Sternotherus odoratus) au Québec – 2021-2031, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 51 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/especes/PL_retablissement_tortue-musquee_2021-2031.pdf].
22. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES TORTUES DU QUÉBEC** (2020). *Plan de rétablissement de la tortue-molle à épines* (Apalone spinifera) au Québec – 2020-2030, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 51 p., [En ligne], [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/plan_retablissement_tortue-molle-a-epines_2020-2030.pdf].
23. **IHLOW, F., J. DAMBACH, J. O. ENGLER, M. FLECKS, T. HARTMANN, S. NEKUM, H. RAJAEI et D. RÖDDER** (2012). « On the brink of extinction? How climate change may affect global chelonian species richness and distribution », *Global Change Biology*, 18(5) : 1520-1530.
24. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Couleuvre d'eau du Nord*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/fiches-especes-fauniques/couleuvre-eau-nord>] (consulté le 25 juillet 2024).
25. **NATURESERVE** (2024). *Element Occurrence Data Standard*, [En ligne], [<https://www.natureserve.org/products/element-occurrence-data-standard>] (consulté le 25 juillet 2024).
26. **RODRIGUE, D., et J.-F. DESROCHES** (2018). *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*, édition revue et augmentée, Montréal (Québec), Éditions Michel Quintin, 375 p., [En ligne], [<https://www.editionsmichelquintin.ca/produit/1298-amphibiens-et-reptiles-du-quebec-et-des-maritimes-souple-.html>].
27. **ERNST, C. H., et J. E. LOVICH** (2009). *Turtles of the United States and Canada*, 2nd Edition. Baltimore, Maryland, The Johns Hopkins University Press, 827 p., [En ligne], [<https://www.press.jhu.edu/books/title/9236/turtles-united-states-and-canada>].
28. **DODD, C. K.** (2013). *Frogs of the United States and Canada*, 2 vol. set (vol. 1), JHU Press, [En ligne], [<https://www.press.jhu.edu/books/title/12542/frogs-united-states-and-canada>].



Tendance des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs

État : Intermédiaire-mauvais

Tendance : Au maintien

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR

L'indicateur est issu d'une analyse comparative du rang de précarité (rang S) des espèces¹ qui s'applique à l'échelle provinciale. Les évaluations des rangs S au Québec sont réalisées par le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ)², en collaboration avec plusieurs spécialistes.

La valeur attribuée au rang suit la méthodologie de NatureServe³ selon les rangs suivants : S1 (gravement en péril), S2 (en péril), S3 (vulnérable), S4 (apparemment en sécurité) et S5 (en sécurité).

L'évaluation se base sur les huit critères suivants : superficie de la zone d'occurrence, superficie de la zone d'occupation, nombre d'occurrences, taille de la population, intégrité écologique des occurrences ou du pourcentage de l'aire d'occupation, projection à court terme (sur les 20 prochaines années), tendance à long terme (au cours des 200 dernières années) et impact des menaces. Les rangs S ont été évalués en 1999, 2005, 2012, 2019 et 2024.

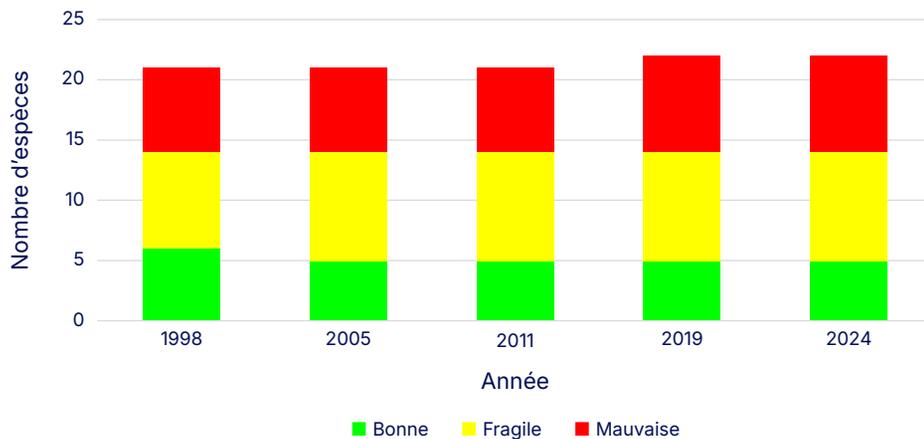
État et tendance

L'état de l'indicateur est considéré comme étant intermédiaire-mauvais. En effet, plusieurs espèces de moules d'eau douce indigènes (ci-après moules d'eau douce) et de poissons d'eau douce et migrateurs sont en situation précaire au Québec. Il est également important de souligner que la situation est très préoccupante pour 19 d'entre elles, qui se trouvent en mauvaise situation (S1, S1S2, S2 ou S2S3), soit 8 espèces de moules d'eau douce et 11 espèces de poissons (tableau 1).

Les figures 1 et 2 présentent l'état actuel et la tendance temporelle des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce et de poissons (ci-après faune aquatique). L'évaluation des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce, en 2024, démontre que 5 d'entre elles sont en bonne situation (S4, S4S5 ou S5), 9 en situation fragile (S3 ou S3S4) et 8 en mauvaise situation (S1, S1S2, S2 ou S2S3) (figure 1). Pour ce qui est des poissons, 74 espèces sont en bonne situation, 23 en situation fragile et 11 en mauvaise situation (figure 2). La figure 3 montre la répartition des espèces de poissons et de moules d'eau douce sur le territoire de la province, avec la proportion d'espèces appartenant à chaque groupe.

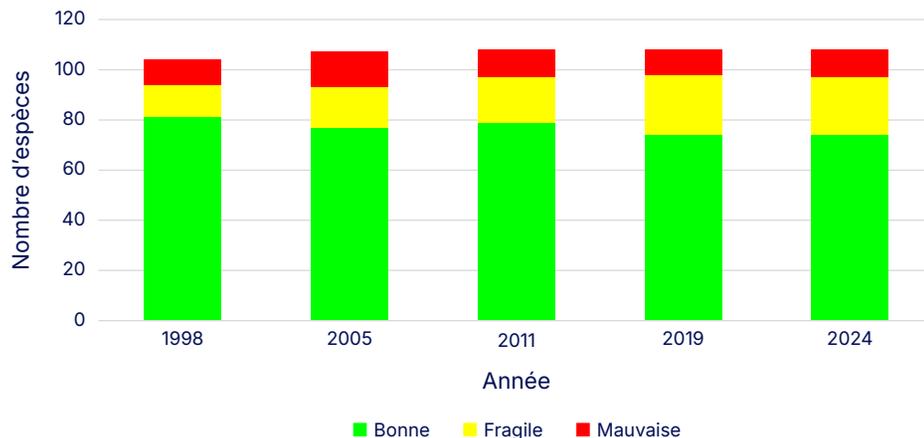


FIGURE 1 – État actuel et tendance temporelle des rangs de précarité des espèces de moules d'eau douce indigènes



Histogramme montrant les bandes empilées de chaque catégorie d'états de situation : bonne situation (S4, S4S5, S5), situation fragile (S3, S3S4), mauvaise situation (S1, S1-S2, S2, S2S3) pour chaque année d'évaluation de rangs S des espèces de moules d'eau douce.

FIGURE 2 – État actuel et tendance temporelle des rangs de précarité des espèces de poissons d'eau douce et migrateurs



Histogramme montrant les bandes empilées de chaque catégorie d'états de situation : bonne situation (S4, S4S5, S5), situation fragile (S3, S3S4), mauvaise situation (S1, S1-S2, S2, S2S3) pour chaque année d'évaluation de rangs S des espèces de poissons.

TABLEAU 1 – Rang S, situation actuelle et statut (si applicable) des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons d'eau douce et migrateurs au Québec

Groupe	Espèce	Rang S	Situation	Statut
Moules	Alasmidonte à fortes dents	S3	Fragile	
	Alasmidonte rugueuse	S1	Mauvaise	Susceptible
	Anodonte cylindrique	S3	Fragile	
	Anodonte de l'Est	S4	Bonne	
	Anodonte de Terre-Neuve	S3S4	Fragile	
	Anodonte du gaspareau	S1	Mauvaise	Menacée
	Anodonte papyracée	S1S2	Mauvaise	Candidate
	Elliptio à dents fortes	S2	Mauvaise	Susceptible
	Elliptio de l'Est	S4	Bonne	
	Elliptio pointu	S2S3	Mauvaise	Susceptible
	Grande anodonte	S4	Bonne	
	Lampsile cordiforme	S3S4	Fragile	
	Lampsile rayée	S4	Bonne	
	Lampsile silicoïde	S4?	Bonne	
	Lasmigone cannelée	S3	Fragile	
	Lasmigone des ruisseaux	S3	Fragile	Candidate
	Leptodée fragile	S2	Mauvaise	Susceptible
	Ligumie noire	S3	Fragile	
	Mulette-perlière de l'Est	S3	Fragile	Susceptible
	Obovarie olivâtre	S2	Mauvaise	Menacée
	Potamite ailé	S1	Mauvaise	Susceptible
	Strophite ondulé	S3	Fragile	
	Alose à gésier	S3S4	Fragile	
	Alose savoureuse	S3S4	Fragile	Vulnérable
	Anguille d'Amérique	S3S4	Fragile	Susceptible
Bar blanc	S3	Fragile		
Barbotte jaune	S3	Fragile	Susceptible	
Brochet d'Amérique	S3	Fragile		
Brochet maillé	S3	Fragile	Susceptible	
Brochet vermiculé	S2	Mauvaise	Vulnérable	
Chabot de profondeur	S1	Mauvaise	Menacée	
Chaboisseau à quatre cornes ^[1]	S4	Bonne	Susceptible	
Chat-fou des rapides	S3	Fragile	Vulnérable	
Chat-fou liséré	S1?	Mauvaise	Susceptible	
Chevalier cuivré	S1	Mauvaise	Menacée	
Chevalier de rivière	S2S3	Mauvaise	Vulnérable	
Chevalier jaune	S3	Fragile		
Cisco de printemps	S1	Mauvaise	Menacée	
Couette	S3S4	Fragile		
Crapet du Nord	S2S3	Mauvaise	Susceptible	
Dard de sable	S2	Mauvaise	Menacée	
Éperlan arc-en-ciel, pop. du sud de l'estuaire du Saint-Laurent	S3S4	Fragile	Vulnérable	
Esturgeon jaune	S3S4	Fragile	Susceptible	
Esturgeon noir	S3S4	Fragile	Susceptible	
Fouille-roche gris	S3	Fragile	Vulnérable	
Lamproie argentée	S3S4	Fragile		
Lamproie brune	S3?	Fragile		
Lamproie du Nord	S2	Mauvaise	Menacée	
Laquaiche aux yeux d'or	S3S4	Fragile		
Méné à tête rose	S3S4	Fragile	Susceptible	
Méné bec-de-lièvre	S3S4	Fragile		
Méné d'herbe	S3	Fragile	Vulnérable	
Méné laiton	S2S3	Mauvaise	Susceptible	
Omble chevalier ouassaa	S2S3	Mauvaise	Vulnérable	
Ouananiche	S3	Fragile		
Poulamon atlantique	S3S4	Fragile		
Saumon atlantique	S3S4	Fragile		

Le rang S, la situation actuelle et le statut (si applicable) des espèces de moules d'eau douce indigènes et de poissons au Québec. Pour les poissons, seules les espèces en situation précaire sont présentées.

1. Le chaboisseau à 4 cornes est en attente d'être retiré de la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables suite à la dernière évaluation de son rang de précarité.



Les poissons sont donc généralement en meilleure condition que les moules d'eau douce. En effet, 77 % des espèces de moules d'eau douce du Québec sont en situation précaire (situation fragile et mauvaise), comparativement à 31,5 % chez les espèces de poissons. Sur les 130 espèces concernées par ce présent indicateur, 7 sont désignées menacées (2 moules et 5 poissons) et 8 espèces de poissons sont désignées vulnérables en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec* (LEMV) (RLRQ, c. E-12.01)⁵. De plus, 17 espèces (dont 6 espèces de moules) sont inscrites sur la [Liste des espèces floristiques et fauniques susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables](#) et 2 espèces de moules sont candidates.

Globalement, depuis les premières évaluations des rangs S en 1999, la situation de la faune aquatique est relativement stable. Pour cette raison, la tendance du présent indicateur est jugée comme étant au maintien.

Pour plus de détails concernant les rangs de précarité, consultez la page Web [Comprendre les rangs de précarité des espèces](#)¹. Pour obtenir les dernières évaluations des rangs S de toutes les espèces de vertébrés sauvages documentées sur le territoire québécois, consultez la [Liste de la faune vertébrée du Québec](#)⁴.

FIGURE 3 – Nombre d'espèces de poissons d'eau douce et migrateurs par bassin versant ou nombre d'espèces de moules d'eau douce par bassin versant, avec la proportion de chaque catégorie d'état actuel du rang S

Carte interactive montrant le nombre d'espèces de poissons ou le nombre d'espèces de moules fréquentant chacun des bassins versants du Québec (délimitations faites aux zones de gestion intégrée de l'eau par bassin versant [ZGIEBV]), selon un gradient de couleurs de mauve pâle à mauve foncé, soit de peu à beaucoup d'espèces. En interrogeant la couche de chaque bassin versant, un diagramme circulaire apparaît pour indiquer la proportion d'espèces selon l'état actuel de leur rang S par catégorie (« bonne situation » illustrée en vert, « situation fragile » illustrée en jaune et « mauvaise situation » illustrée en rouge). La figure permet aussi d'afficher le nombre d'espèces fréquentant chacun des bassins versants, ainsi que le nombre d'espèces par catégorie d'état actuel du rang S.



© Annie Paquet (MELCCFP)



Pressions et changements climatiques

Les pressions affectant la faune aquatique du Québec proviennent majoritairement d'activités anthropiques provoquant la destruction, la dégradation et la fragmentation de leurs habitats, la pollution ainsi que l'introduction d'espèces envahissantes^{6-14 et 17-31}.

L'urbanisation et les activités industrielles, forestières et agricoles ont différents effets sur les habitats aquatiques. L'empiètement du territoire aquatique limite la quantité et la qualité des habitats. Par exemple, les habitats de fraie de la perchaude au lac Saint-Pierre ont grandement diminué au cours des dernières années en raison de la conversion des pratiques agricoles (pérenne vers annuelle) dans les zones inondables¹⁴, en plus d'entraîner une hausse de la turbidité par le lessivage des terres.

De plus, la pollution modifie la physicochimie naturelle des habitats aquatiques en ce qui concerne la disponibilité des nutriments⁶⁻¹⁴. Par exemple, l'eutrophisation générée par un surplus en phosphore, provenant entre autres de surcharge en engrais, réduit la quantité d'herbiers essentiels à la reproduction d'espèces comme le méné d'herbe¹². La pollution engendrée par les rejets d'usines d'épuration, tels que des perturbateurs endocriniens, peut également limiter le développement sexuel de certaines espèces¹⁷⁻¹⁹. En effet, étant des organismes filtreurs à grande longévité, les moules d'eau douce accumulent les métaux lourds, les pesticides et les substances chimiques dans leur organisme, générant des effets nocifs sur leur santé, leur reproduction, leurs cycles hormonaux et leur métabolisme, menaçant ainsi leur survie et leur croissance¹⁷⁻¹⁹. La pollution qui cause la sédimentation du substrat, le rendant imperméable à l'oxygène, nuit directement au développement des œufs, donc à la disponibilité et la qualité des frayères de nombreuses espèces de salmonidés et de percidés^{6-11, 13, 21, 22, 23}. La mulette-perlière de l'Est, dont le poisson hôte principal est le saumon atlantique, y est particulièrement sensible²⁸⁻³⁰. Enfin, l'utilisation d'insecticides, tels que le BTi, pourrait nuire à la disponibilité des proies des poissons insectivores⁸.

La pêche commerciale et récréative peut aussi avoir un effet sur la résilience des populations. Cependant, la gestion durable des pêches permet de moduler les quotas et les prises quotidiennes afin de maintenir la disponibilité des stocks. Cette pression est donc contrôlée et contrôlable, mais pourrait néanmoins affecter la pérennité des populations de poissons^{21, 22, 23}.

De plus, la présence d'espèces exotiques envahissantes amplifie la compétition pour les ressources alimentaires des espèces indigènes (par exemple : le gobie à tache noire contre le fouille-roche gris et les raseux-de-terre noir et gris) et peut détruire leurs habitats (par exemple : certaines carpes envahissantes détruisent les herbiers en s'alimentant^{1, 3, 4, 6, 7}). L'introduction des moules zébrée et quagga est une cause majeure du déclin des moules indigènes dans le Saint-Laurent¹⁷⁻¹⁹. La moule zébrée introduite récemment dans les lacs Memphrémagog et Témiscouata aura des effets sur les moules indigènes de leurs bassins versants respectifs.

De plus, les infrastructures de transport mal conçues peuvent modifier l'écoulement de l'eau et le substrat, en plus de fragmenter les habitats, surtout pour les poissons à faible capacité nataoire^{6, 8, 11}.

Par ailleurs, la gestion des niveaux d'eau par les barrages peut affecter la pérennité des espèces de poissons et de moules parce qu'ils fragmentent et modifient les habitats. Les barrages réduisent le potentiel de reproduction des moules et les isolent génétiquement, en empêchant les déplacements des poissons hôtes essentiels à leur reproduction et à leur dispersion^{17-19, 28-30}. De plus, les barrages hydroélectriques sont susceptibles d'engendrer des mortalités par turbinage, notamment pour l'anguille d'Amérique²⁰.

Finalement, la navigation commerciale et de plaisance peut avoir des répercussions négatives sur la reproduction et le comportement des poissons par le dérangement sonore et la destruction des herbiers aquatiques par le batillage^{9, 12}.



Concernant les changements climatiques, il est attendu qu'ils nuisent à la résilience de la faune aquatique face aux autres pressions. L'augmentation de l'instabilité du climat (vagues de chaleur, périodes de sécheresse et précipitations abondantes) pourrait engendrer des changements du régime d'écoulement des eaux, des fluctuations des niveaux d'eau et un déséquilibre de la force des cohortes (nombre d'individus)⁷. Les périodes de sécheresse pourraient limiter la disponibilité et la qualité des habitats de faible profondeur utilisés par les poissons^{6, 9, 12} et les moules d'eau douce (exondation, vulnérabilité à la prédation, etc.)^{17, 19}. L'augmentation de la concentration des polluants organiques et inorganiques, normalement dilués dans un plus grand volume d'eau, nuit aux moules et aux poissons. Les sécheresses peuvent aussi augmenter significativement la température de l'eau et diminuer sa concentration en oxygène, ce qui nuit à la respiration ainsi qu'à la croissance des organismes et peut compromettre leur reproduction³². Lors de fortes crues, les sédiments en suspension dans l'eau nuisent à l'alimentation et peuvent ensevelir les moules. Ces dernières peuvent être entraînées en aval dans des habitats moins propices et voir leurs coquilles détruites par les roches et d'autres matériaux transportés par le courant³³.

En contrepartie, l'accroissement des températures pourrait être bénéfique aux espèces situées à la limite nordique de leur aire de répartition⁶. Cependant, l'accès aux habitats plus frais du nord de la province est complexe au-delà de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.

À l'horizon de 2050, les tendances indiquent, avec un niveau de confiance élevé, que les étiages estivaux seront plus sévères et plus longs, alors que l'hydraulicité estivale sera plus faible pour le Québec méridional¹⁶. Ces conditions affecteront ainsi les espèces qui privilégient les eaux fraîches bien oxygénées^{13, 28-30} et qui n'ont pas les capacités de migrer vers des zones plus tempérées.



© George Coker

Pour en savoir plus

[Element Occurrence Data Standard²⁵](#)

[Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec 2020](#)



Bibliographie

1. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Comprendre les rangs de précarité des espèces*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/donnees-especes-situation-precaire/comprendre-rangs-precarite>] (consulté le 25 juillet 2024).
2. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Données sur les espèces en situation précaire*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/donnees-especes-situation-precaire>] (consulté le 14 août 2024).
3. **NATURESERVE** (2024). *NatureServe Explorer*, [En ligne], [<https://explorer.natureserve.org/>] (consulté le 14 août 2024).
4. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2024). *Liste de la faune vertébrée du Québec (LFVQ)*, Données Québec, [En ligne], [<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/liste-de-la-faune-verteebree-du-quebec>] (consulté le 14 août 2024).
5. **GOVERNEMENT DU QUÉBEC** (2024). *Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables*, [En ligne], [<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/gestion-faune-habitats-fauniques/especes-fauniques-menacees-vulnerables/liste>] (consulté le 14 août 2024).
6. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES CYPRINIDÉS ET PETITS PERCIDÉS DU QUÉBEC** (2019). *Plan de rétablissement du fouille-roche gris (Percina copelandi) au Québec, 2019-2029*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 41 p.
7. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DE L'ÉPERLAN ARC-EN-CIEL, POPULATION DU SUD DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT** (2019). *Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (Osmerus mordax) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent, 2019-2029*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 40 p.
8. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES CYPRINIDÉS ET PETITS PERCIDÉS DU QUÉBEC** (2019). *Bilan du rétablissement du dard de sable (Ammocrypta pellucida) au Québec pour la période 2007-2018*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 46 p.
9. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DU CHEVALIER CUIVRÉ DU QUÉBEC** (2012). *Plan de rétablissement du chevalier cuivré (Moxostoma hubbsi) au Québec, 2012-2017*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Faune Québec, 54 p.
10. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DE L'ÉPERLAN ARC-EN-CIEL, POPULATION DU SUD DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT** (2019). *Bilan du rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (Osmerus mordax) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent pour la période 2008-2016*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 58 p.
11. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES CYPRINIDÉS ET PETITS PERCIDÉS DU QUÉBEC** (2019). *Bilan du rétablissement du fouille-roche gris (Percina copelandi) au Québec pour la période 2001-2016*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 60 p.
12. **ÉQUIPE DE RÉTABLISSMENT DES CYPRINIDÉS ET DES PETITS PERCIDÉS** (2012). *Plan de rétablissement du méné d'herbe (Notropis bifrenatus) au Québec, 2012-2017*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Faune Québec, 34 p.
13. **RIVIÈRE, T., M. ARVISAIS, D. BANVILLE et M.-A. COUILLARD** (2018). *Rapport sur la situation de l'omble chevalier oquassa (Salvelinus alpinus oquassa) au Québec*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 50 p.
14. **LÉVESQUE, Ann, J. DUPRAS et J.-F. BISSONNETE** (2019). « The pitchfork or the fishhook: a multi-stakeholder perspective towards intensive farming in floodplains », *Journal of Environmental Planning and Management*, [En ligne], DOI : 10.1080/09640568.2019.1694872.
15. **NATURESERVE** (2019). « An Online Encyclopedia of Life », dans le site de NatureServe Explorer, [En ligne], <http://www.natureserve.org/explorer/> (page consultée le 20 septembre 2019).
16. **CENTRE D'EXPERTISE HYDRIQUE DU QUÉBEC (CEHQ)** (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional : impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*, Québec, 81 p.
17. **PAQUET, A., N. DESROSIERS et A. L. MARTEL** (2018). *Rapport sur la situation de l'anodonte du gaspareau (Anodonta implicata) au Québec*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 54 p.
18. **COSEPAC** (2011). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'obovarie olivâtre (Obovaria olivaria) au Canada*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Xi + 52p.
19. **BOUVIER, L.D., PAQUET, A., et MORRIS. T.J.** (2013). *Information à l'appui de l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre (Obovaria olivaria) au Canada*. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, document de recherche 2013/041, v + 47 p.
20. **DESROCHERS, D.** (1995). *Suivi de la migration de l'anguille d'Amérique (Anguilla rostrata) au complexe Beauharnois, 1994*, MILIEU et Associés inc., Milieu naturel, Vice-présidence environnement, Hydro-Québec, 107 p.
21. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2014). *Synthèse du plan de gestion du touladi au Québec, 2014-2020*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 11 p.



22. **ARVISAIS, M., Y. PARADIS et I. THIBAUT** (2016). *Plan de gestion du doré au Québec, 2016-2026*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 14 p.
23. **MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2016). *Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 40 p.
24. **WEILGART, L.** (2018). *The impact of ocean noise pollution on fish and invertebrates*, Report for OceanCare, Switzerland, 34 p.
25. **CARON, F., P. DUMONT, Y. MAILHOT et G. VERREAU** (2006). *État des stocks d'anguille d'Amérique (Anguilla rostrata) au Québec en 2004*, 2^e édition révisée, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de la recherche sur la faune, 34 p.
26. **QUAYLE, James F., RAMSAY, Leah R., et David F. FRASER** (2007). « Trend in the Status of Breeding Bird Fauna in British Columbia, Canada, Based on the IUCN Red List Index Method », *Conservation Biology*, vol. 21, n° 5, p. 1241-1247.
27. **MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2024). *Guide d'application du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'état*, gouvernement du Québec, [En ligne], [mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide].
28. **GEIST, J., et K. AUERSWALD** (2007). « Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) », *Freshwater Biology*, 52 : 2299-2319.
29. **ZANATTA, D.T., B.C. STOECKLE, K. INOUE, A. PAQUET, A.L. MARTEL, R. KUEHN et J. GEIST** (2018). « High genetic diversity and low differentiation in North American *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia : Unionida : Margaritiferidae) », *Biological Journal of the Linnean Society*, 14 p.
30. **MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (en préparation). Mulette-perlière de l'Est : influence du barrage du lac Matane sur la population en amont et étude phylogénique, Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques.
31. **MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2021). *Classification standardisée des menaces affectant la biodiversité : définitions pour le Centre de données sur la conservation (CDC) du Québec v1.0*, Québec, gouvernement du Québec, 26 p.
32. **JOHNSON, P. M., A. E. LINER, S. W. GOLLADAY et W. K. MICHENER** (2001). *Effects of drought on freshwater mussels and instream habitat in Coastal Plain tributaries of the Flint River, southwest Georgia (July-October 2000)*, Final Report to The Nature Conservancy Apalachicola River and Bay Project, Apalachicola, Florida.
33. **HASTIE, L. C., P. J. BOON, M. R. YOUNG et S. WAY** (2001). « The effects of a major flood on an endangered freshwater mussel population », *Biological Conservation*, 98 : 107-115.



ÉTAT DES CONNAISSANCES PAR THÉMATIQUE

Quantité d'eau

Le Québec est doté de ressources en eau enviables en quantité, mais la disponibilité de l'eau demeure un enjeu parce que sa répartition est inégale sur le territoire et au cours de l'année. Des problèmes d'approvisionnement en eau sporadiques ont été rapportés par des citoyennes et citoyens, des municipalités et des entreprises, particulièrement lors des étés secs et dans des régions qui connaissent une croissance démographique et qui sont en développement. Avec les changements climatiques, les périodes de faible disponibilité de l'eau augmenteront en fréquence et en sévérité. Il est donc plus que jamais nécessaire de gérer les ressources en eau en fonction de leur disponibilité pour favoriser un partage équitable, efficace et durable de l'eau, afin de répondre aux besoins des générations actuelles et futures.

Comme les indicateurs de disponibilité de l'eau sont en cours de développement, ils ne peuvent pas être utilisés à ce moment-ci pour définir l'état de la quantité d'eau au Québec. Cette édition du Rapport sur l'eau ne présente donc aucune fiche d'indicateur portant sur cette thématique. Effectivement, les jeux de données disponibles sont incomplets et la méthodologie utilisée varie d'une région à l'autre. Les travaux en cours sur cette thématique devraient permettre de publier des indicateurs dans la prochaine édition du Rapport en 2030.

La section suivante présente un état des connaissances du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs sur la quantité d'eau. On y aborde autant les eaux de surface que les eaux souterraines. Un portrait des prélèvements d'eau et les effets anticipés des changements climatiques sur la ressource sont également abordés. Enfin, les actions en cours et à venir au Ministère concernant la quantité d'eau sont présentées.





Eaux de surface

Le gouvernement du Québec exploite un réseau hydrométrique d'environ 280 stations. Ce réseau permet de rendre disponibles des données historiques, en temps réel et prévisionnel de niveaux d'eau et de débits de cours d'eau sur le territoire québécois. Ces données sont essentielles, notamment pour suivre la situation lors de crues (niveau d'eau au-dessus de la normale) ou d'étiages (niveau d'eau en dessous de la normale). Elles permettent également aux intervenants d'alerter et de mobiliser les personnes concernées rapidement lors de situations d'urgence.

Débit moyen annuel

Au Québec, le volume moyen d'eau qui s'écoule dans l'année en un point donné, soit le débit moyen annuel, est grandement variable d'une rivière à l'autre. Différentes stations hydrométriques réparties sur des cours d'eau dont les débits sont dits « naturels », c'est-à-dire très peu ou non influencés par des activités de régulation, révèlent des débits moyens variant entre 0,04 et 605,00 m³/s. Ces débits moyens ont été calculés sur une période minimale de dix ans, entre 1970 et 2019.

En proportion de la superficie drainée, les débits moyens spécifiques des rivières au sud du Québec s'avèrent plus importants qu'au nord. Les précipitations plus abondantes sur le territoire méridional expliquent ce constat.

Pour la période de 1970 à aujourd'hui, il n'y a pas de tendance significative qui caractérise les débits moyens annuels pour les stations hydrométriques non influencées.

Crues

Au Québec, c'est souvent au printemps qu'on observe les débits les plus forts. Ceux-ci sont en grande partie attribuables aux apports en eau provenant de la fonte du couvert de neige, auxquels peuvent parfois s'ajouter des apports de pluie.

Bien que le printemps soit la saison la plus active sur le plan hydrologique, il n'est pas rare d'observer des crues au courant de l'été et de l'automne. Typiquement, pour les cours d'eau de moyenne à grande taille, les hausses de débits sont alors la conséquence de systèmes météorologiques d'envergure apportant des pluies abondantes de façon prolongée et sur de larges portions du territoire.

Lorsque le débit devient trop fort, il y a un risque d'inondation, car l'important volume d'eau n'arrive plus à s'écouler par le lit principal de la rivière. Le niveau d'eau augmente alors jusqu'à ce que l'écoulement se poursuive en empruntant la plaine de débordement du cours d'eau, inondant au passage les zones riveraines. D'ailleurs, l'application Web [Vigilance](#), qui est alimentée par les données des stations hydrométriques, permet d'informer les citoyennes et citoyens en temps réel sur les risques d'inondation.

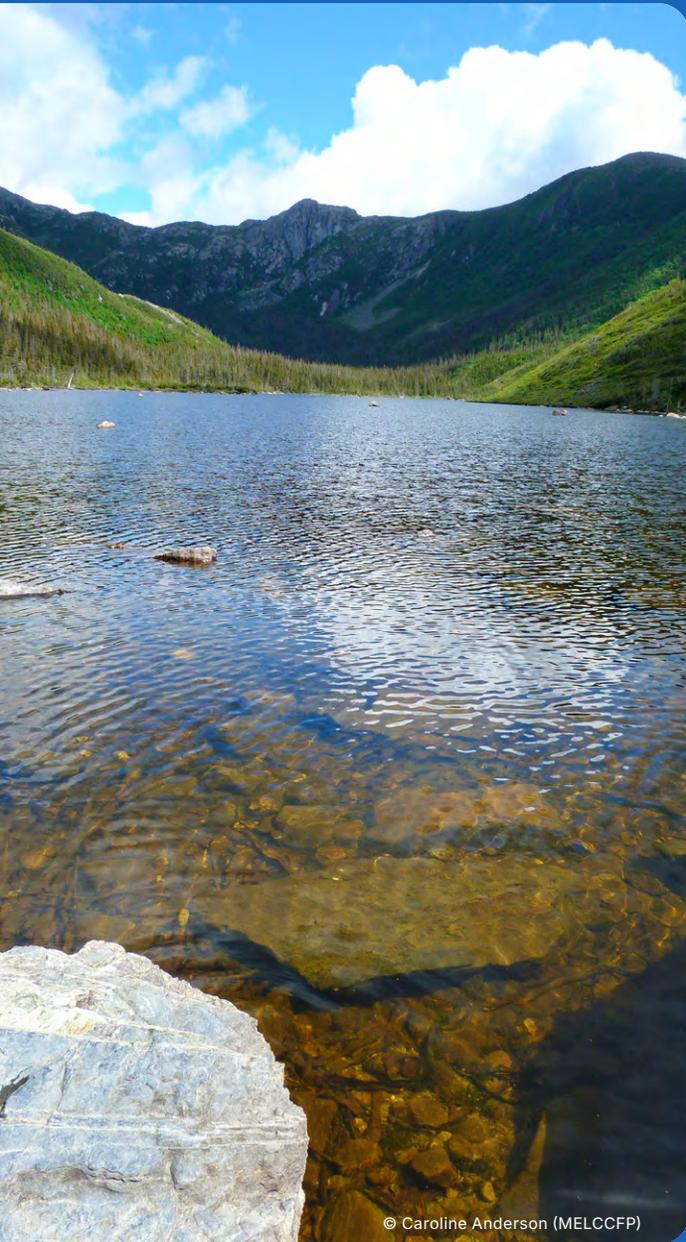
Il importe de noter que les forts débits ou les crues n'entraînent pas nécessairement des inondations sur le territoire. De nombreux facteurs tels que la forme du lit de la rivière, l'aménagement du territoire, la conception des infrastructures comme les digues et les routes ainsi que l'opération des barrages influencent également le niveau de vulnérabilité et le risque d'inondation en un lieu donné.

Étiages

Des périodes de faibles débits peuvent être observées toute l'année, mais, au Québec, l'hiver et l'été sont les saisons durant lesquelles les étiages sont, en moyenne, plus intenses.

En hiver, dans les cours d'eau, les étiages sont provoqués par une absence prolongée d'apport en eau qui est causée par le stockage des précipitations sous forme de neige.

En été, les températures chaudes et l'importante activité végétale causent une évapotranspiration importante qui soutire l'eau contenue dans les sols et les cours d'eau pour la retourner vers l'atmosphère sous forme de vapeur. Une période prolongée de température chaude et d'absence de précipitations est cause de sécheresse et d'étiage plus marqué. Durant ces périodes d'étiage estival, le débit des cours d'eau est alimenté en grande partie par les eaux souterraines.



© Caroline Anderson (MELCCFP)

ENCART

Atlas hydroclimatique du Québec méridional

L'Atlas hydroclimatique du Québec méridional (Atlas hydroclimatique) est un outil cartographique qui présente l'impact des changements climatiques sur les débits de près de 10 000 tronçons de rivières dans la portion méridionale du Québec. Il décrit le régime hydrique dans le climat actuel et futur, c'est-à-dire aux horizons 2020, 2050 et 2080.

L'Atlas hydroclimatique comprend les trois outils distincts suivants :

- L'outil *Stations hydrométriques* cartographie l'ensemble des stations de mesure du réseau hydrométrique québécois exploitées par le MELCCFP. Ces stations mesurent les débits ou les niveaux de différents cours d'eau. La carte fournit de l'information sur plus de 730 stations hydrométriques, dont plus de 250 ouvertes. En fonction de la station sélectionnée, il est possible d'accéder aux données historiques, aux données en temps réel ou encore à certaines prévisions hydrologiques.

- L'outil *Portrait* présente une reconstitution des débits journaliers historiques pour la période 1970-2022. Il fournit les données quotidiennes avec leurs incertitudes pour près de 10 000 tronçons de rivières jaugés et non jaugés, c'est-à-dire avec ou sans station hydrométrique.
- L'outil *Indicateurs* répertorie un ensemble d'indicateurs hydrologiques pour la période historique ainsi que pour le climat futur selon différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre. Il propose les cartes et les données de 76 indicateurs pour l'ensemble des tronçons de rivières jaugés et non jaugés. Les indicateurs sont classés selon les trois catégories suivantes : les crues, subdivisées en pointe de crue et volume de crue, les étiages et l'hydraulicité.

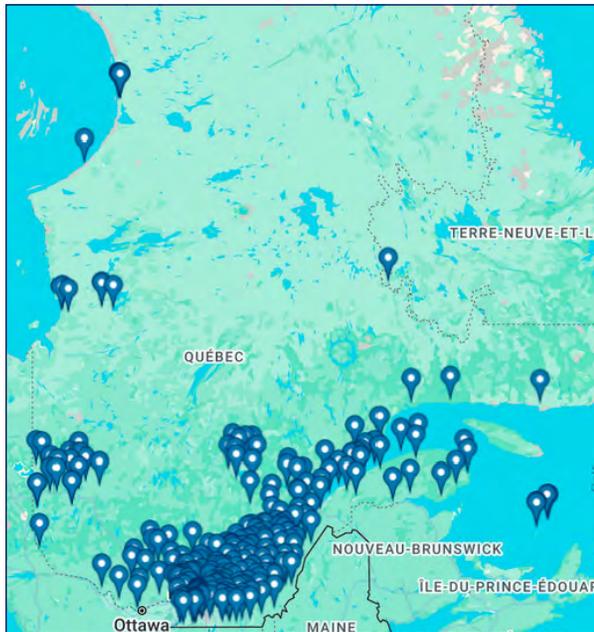
L'Atlas hydroclimatique et ses outils visent à fournir de l'information synthétisée utile à la gestion de l'eau à l'échelle des bassins versants du Québec méridional, selon les besoins variables des acteurs de l'eau. Pour plus d'information, consultez l'[Atlas hydroclimatique du Québec méridional](#) et le [Guide de l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional 2022](#).



Eaux souterraines

Le Ministère exploite le Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec (RSESQ)²⁸, mis en place dans le but d'évaluer les effets des changements climatiques sur les eaux souterraines à l'échelle locale. Il est composé d'environ 270 stations de mesure (figure 1) équipées de systèmes automatiques d'acquisition de données sur le niveau piézométrique et la température de l'eau.

FIGURE 1 – Stations du Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec



Le Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec (RSESQ) compte environ 270 stations qui permettent de recueillir des données piézométriques en vue de suivre les effets des changements climatiques sur les eaux souterraines. Différentes informations sont disponibles en cliquant sur le pointeur de chaque station (p. ex. : graphique du niveau d'eau, schéma d'aménagement du puits, données sources, résultats d'analyse de la qualité de l'eau).

De plus, depuis 2008, le Ministère a financé plusieurs projets d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES), des études régionales réalisées par des universités en collaboration avec le milieu municipal et les organismes de bassins versants, dans le but d'établir un portrait réaliste et concret des ressources en eaux souterraines du Québec méridional à l'échelle régionale.

Des travaux supplémentaires sont toutefois requis pour générer des indicateurs de l'état des ressources en eau souterraine à l'échelle provinciale.

La recharge des eaux souterraines et le niveau piézométrique sont deux composantes qui présentent un intérêt pour établir un portrait de la quantité d'eau souterraine au Québec.

Recharge des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont renouvelées principalement par les apports en précipitations, sous forme de pluie ou de neige. Les précipitations qui s'infiltrent dans le sol jusqu'à la nappe d'eau souterraine constituent la recharge. L'évolution de la recharge des aquifères est un élément important permettant d'évaluer la pérennité de l'eau souterraine de la province. Elle est souvent utilisée dans l'estimation des ressources renouvelables disponibles sur un territoire et peut donc être considérée comme un indicateur de l'état des ressources en eau souterraine^{29, 30, 31}.

La recharge est influencée par de nombreux facteurs, tels que le climat, la géologie, la topographie, les propriétés physiques des sols et la végétation en place. Elle varie donc spatialement (d'un endroit à l'autre) et temporellement (d'une année à l'autre et à l'intérieur d'une même année).

Les informations recueillies dans le cadre des PACES ont été utilisées pour évaluer la distribution spatiale de la recharge et le taux d'infiltration efficace des précipitations vers les eaux souterraines. Ceci permet de faire une évaluation de la recharge potentielle des aquifères sur plusieurs des territoires visés par des PACES, et donc d'obtenir une première estimation du volume global d'eau et des ressources disponibles par région. Toutefois, les approches qui ont été utilisées pour l'estimation de la recharge variaient d'un projet à l'autre en fonction du contexte hydrogéologique examiné.

En ce qui concerne la distribution spatiale, les vastes dépôts de sable et de gravier rencontrés en surface à différents endroits sur le territoire sont considérés comme les unités géologiques présentant un plus grand potentiel d'infiltration pour la recharge des aquifères. Par exemple, la recharge annuelle totale est estimée à 743 millions de mètres cubes (Mm³) dans les dépôts de sable du secteur du sud-ouest de la Mauricie³². La recharge annuelle moyenne dans ce secteur, d'une superficie de 3 915 km², est d'environ 189 000 m³/km². De même, les complexes deltaïques du secteur de Portneuf³³ bénéficient d'une recharge annuelle moyenne de 248 000 m³/km².



À l'opposé, certaines régions ont de plus faibles valeurs de recharge. De façon générale, les zones de faible recharge sont plus fréquentes à proximité du fleuve, où une couche épaisse et continue de dépôts fins (argile et silt) limite l'infiltration de l'eau des précipitations jusqu'aux aquifères du roc. Les secteurs caractérisés par un socle rocheux affleurant ou par des dépôts moins perméables (p. ex. : till glaciaire) présentent aussi en général une recharge plus faible. Par exemple, la recharge annuelle moyenne par kilomètre carré dans la région de la Montérégie Est³⁴ est estimée à environ 98 000 m³/km²; à environ 48 000 m³/km² dans la région de Vaudreuil-Soulanges³⁵, et entre 45 000 et 50 000 m³/km² dans la région de Mirabel^{36, 37}.

À l'intérieur même des régions examinées dans le cadre des PACES, la recharge des aquifères peut varier largement en fonction des conditions physiques locales (géologie, sols, topographie, végétation) qui influencent le potentiel d'infiltration (mm/an). Par exemple, dans certaines régions comme le secteur sud-ouest de la Mauricie⁴, la recharge varie de 0 à plus de 400 mm/an, ces extrêmes pouvant être situés dans des zones connexes. Les zones recevant une recharge supérieure à 250 mm/an contribuent majoritairement à la recharge annuelle totale d'une région.

L'information détaillée présentant la distribution spatiale de la recharge est disponible dans les cartes et données des rapports des PACES³⁸ diffusés sur Données Québec.

En ce qui concerne la variation temporelle, la recharge des aquifères varie particulièrement en fonction des saisons. Le printemps et l'automne sont les périodes les plus favorables pour la recharge des eaux souterraines. Typiquement, la fonte des neiges et les pluies printanières rechargent les aquifères et élèvent les niveaux des nappes libres, tandis que l'évapotranspiration les abaisse en été. Par la suite, les pluies d'automne rechargent à nouveau les eaux souterraines avant que le sol gelé en hiver freine l'infiltration.

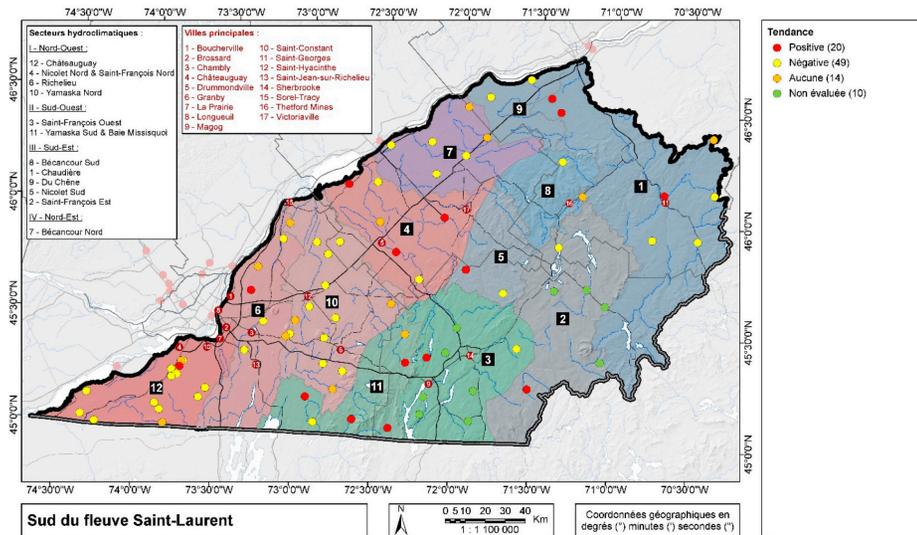
Niveau piézométrique

Le niveau piézométrique est défini comme la profondeur de la surface de l'eau souterraine, en équilibre avec l'atmosphère, mesurée à une station de référence et rapportée en élévation par rapport à une altitude de référence, le plus souvent le niveau moyen de la mer. Le suivi des fluctuations des niveaux d'eau souterraine permet d'évaluer s'il y a diminution des réserves d'eau et si les niveaux observés correspondent à une variation habituelle. Il peut également servir au contrôle de l'état des ressources d'eau souterraine soumises à des règles de gestion, en décrivant le comportement des systèmes hydrogéologiques en réponse aux prélèvements d'eau souterraine ou aux effets anticipés des changements climatiques. Le suivi des fluctuations des niveaux d'eau souterraine est donc essentiel pour évaluer la pérennité de cette ressource.

L'analyse des données du RSESQ révèle que des tendances sont déjà observées dans certaines des stations, mais la durée du suivi est encore trop courte dans la majorité des stations pour associer ces tendances aux effets des changements climatiques ou à d'autres causes. Cependant, des travaux sur l'état des nappes d'eau souterraine dans le sud du Québec par rapport à leur historique, réalisés en 2021, ont déjà permis une évaluation préliminaire de leur état³⁹. La figure 2 présente les tendances des niveaux piézométriques mesurés dans des stations du RSESQ situées dans le sud du Québec pour des périodes qui varient selon les stations. On y observe des tendances positives, négatives ou stationnaires à des endroits très variés sur le territoire. Des travaux sont encore requis pour valider l'origine de ces tendances. La publication de la prochaine édition du Rapport, en 2030, devrait présenter davantage de conclusions sur les effets des changements climatiques sur les nappes d'eau souterraine.



FIGURE 2 – Tendence des niveaux piézométriques aux puits du RSESQ selon les secteurs hydroclimatiques³⁹



Les tendances des données sur les niveaux piézométriques de l'eau souterraine ont été superposées à la répartition spatiale des secteurs hydroclimatiques et des groupes déterminés pour les 83 puits pour lesquels les niveaux d'eau ont pu être corrigés pour les effets barométriques et les marées terrestres. Il est possible d'observer les tendances positives et négatives, ou l'absence de tendance, dans les données sur les niveaux piézométriques.

Le suivi des niveaux piézométriques a également le potentiel de suivre les effets des prélèvements d'eau sur la disponibilité des ressources en eau souterraine, à condition de suivre des stations localisées dans des aquifères exploités. Par exemple, la figure 3A montre la variation du niveau piézométrique à une station du RSESQ située dans un secteur de la Montérégie où les prélèvements d'eau souterraine sont importants, notamment pour les activités industrielles et commerciales ainsi que pour la production agricole saisonnière (irrigation des cultures⁴⁰). En plus des fluctuations saisonnières du niveau piézométrique, on observe sur le graphique une tendance à la baisse du niveau d'eau depuis les années 1980. Bien que des analyses supplémentaires soient requises pour savoir si cette tendance est attribuable aux prélèvements effectués dans la région ou à d'autres causes, cette observation démontre le potentiel du niveau piézométrique d'agir comme indicateur pour détecter des zones à risque de surexploitation de la ressource. Des stations de mesure supplémentaires sont à prévoir pour assurer le suivi des principaux systèmes hydrogéologiques du Québec.

Les niveaux piézométriques permettent aussi d'examiner les effets des phénomènes de court terme, tels que les variations naturelles annuelles du niveau de l'eau souterraine dues aux variations météorologiques (p. ex., une année sèche par rapport à une année humide), et ainsi de caractériser la résilience des ressources en eau face à ces phénomènes. Par exemple, on peut observer sur le graphique de la figure 3B les fluctuations interannuelles de la piézométrie à la station de Saint-Raymond de Portneuf. La baisse initiale serait attribuable à une diminution locale des précipitations durant l'année 2000. À cette station, les variations inter-annuelles des niveaux d'eau souterraine peuvent être fortes étant donné que les eaux souterraines sont en conditions de nappe libre, répondant ainsi plus rapidement aux précipitations. Ce n'est pas le cas à toutes les stations du réseau, puisqu'elles présentent des contextes hydrogéologiques distincts.



FIGURE 3 – Fluctuations des niveaux piézométriques

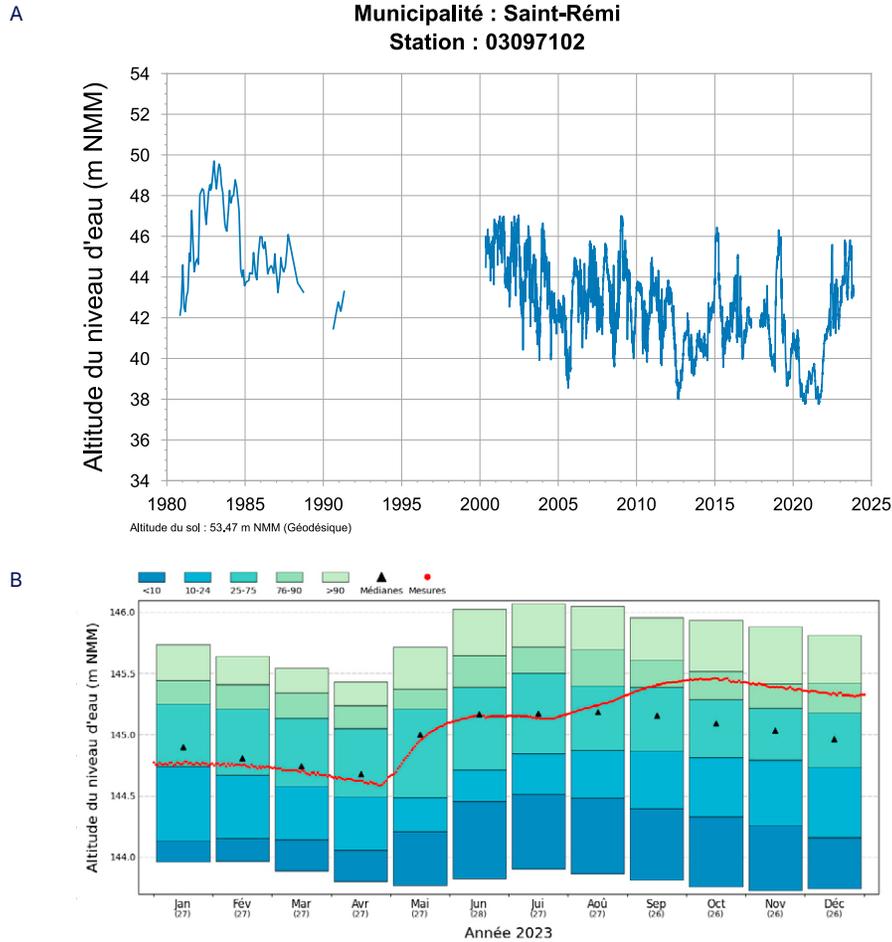
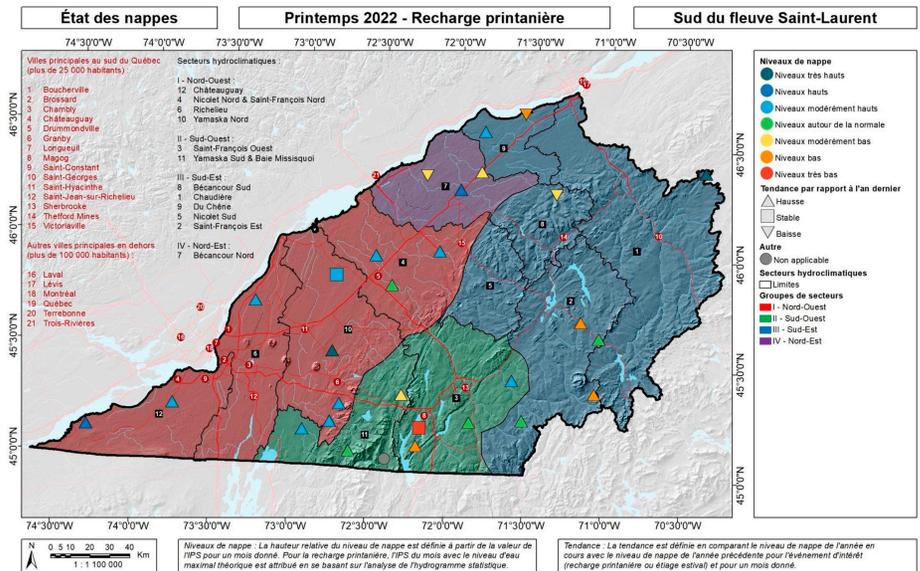


Figure 3A. Niveau piézométrique et hydrogramme statistique à la station de Saint-Rémi. Suivi du niveau piézométrique à la station de mesure dans la municipalité de Saint-Rémi, située dans un secteur caractérisé par une importante production maraîchère saisonnière ainsi que par des activités industrielles et commerciales où l'eau souterraine est fortement utilisée.

Figure 3B. Niveau piézométrique et hydrogramme statistique à la station de Saint-Raymond. Suivi du niveau piézométrique à la station de mesure de la municipalité de Saint-Raymond de Portneuf.

Afin de mieux exploiter les données du RSEQ et de se doter d'une capacité de prévision, le Ministère a lancé divers projets universitaires au sud du Québec depuis 2017. Les résultats de certains de ces travaux ont permis à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) de produire un premier [bulletin sur l'état des nappes pour le sud du fleuve Saint-Laurent](#) au printemps 2022 (figure 4), publié sur la [page Web du RSEQ](#). Le bulletin présente l'état des nappes à la suite de la recharge printanière ainsi que des prévisions estivales. Des travaux sont en cours pour produire un bulletin de façon récurrente et l'étendre au Québec méridional.

FIGURE 4 – Bulletin présentant l'état des nappes pour le sud du fleuve Saint-Laurent au printemps 2022 à la suite de la recharge printanière



Les résultats des projets et des travaux récents réalisés par l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) pour le Ministère sur les données du RSEQ ont permis la publication d'un premier bulletin sur l'état des nappes pour le sud du fleuve Saint-Laurent. Le bulletin présente l'état des nappes à la suite de la recharge printanière et des prévisions pour l'étiage estival. Le bulletin comprend un résumé de la situation, une description de la méthodologie utilisée ainsi que des prévisions. Une édition bisannuelle du bulletin est planifiée par le Ministère. Source : [Bulletin sur l'état des nappes – Printemps 2022 – Sud du fleuve Saint-Laurent](#)



Facteurs influençant la quantité d'eau

Bien que de nombreux facteurs peuvent influencer la quantité d'eau, comme l'urbanisation, l'exploitation forestière, les activités agricoles et l'exploitation des ressources minérales, les prélèvements d'eau et les changements climatiques sont parmi les principales pressions qui s'exercent sur la quantité d'eau au Québec.

Prélèvements d'eau

Les prélèvements d'eau influencent directement l'équilibre entre les besoins des écosystèmes naturels et ceux des activités humaines. Une surexploitation des ressources en eau risque de perturber cet équilibre, entraînant assèchement, érosion des sols et perte de biodiversité, par exemple. De tels impacts nuisent non seulement à la santé des écosystèmes, mais réduisent également leur capacité à fournir les services écosystémiques dont dépendent les communautés humaines pour l'eau potable, la sécurité alimentaire et la protection contre les aléas climatiques.

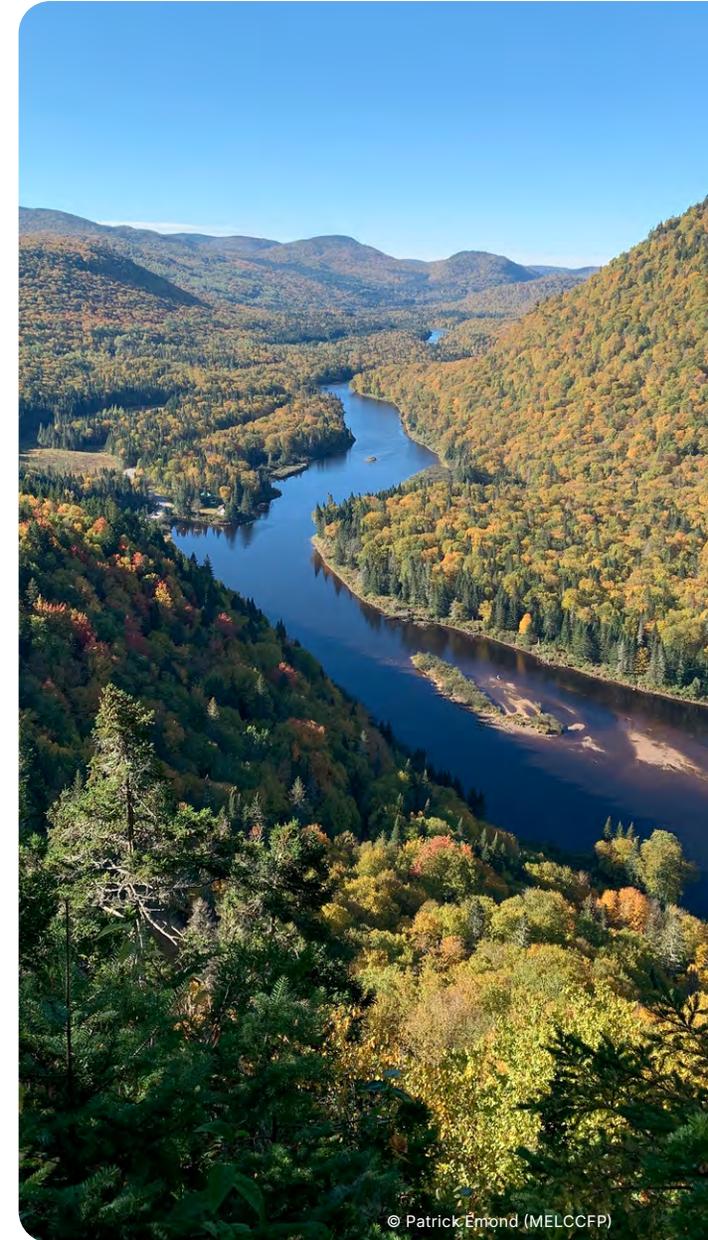
Dans ce contexte, des règlements comme le Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau (c. Q-2, r. 14) (RDPE) sont essentiels pour établir un portrait des prélèvements d'eau et encadrer ces pratiques. En effet, le RDPE permet d'acquérir une meilleure connaissance des prélèvements d'eau et d'évaluer leurs impacts sur la disponibilité en eau, entre autres dans le but de prévenir les conflits d'usage. En effet, lorsque les prélèvements d'eau totalisent un volume moyen quotidien de 75 000 litres ou plus par jour (abaissé à 50 000 litres par jour à partir de 2025), le préleveur est dans l'obligation de transmettre

une déclaration annuelle du bilan de ses activités de prélèvement en y détaillant les volumes d'eau prélevés mensuellement. Il est à noter que, pour le secteur agricole, seuls les prélèvements effectués sur le territoire visé par l'Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (ci-après l'Entente) doivent être déclarés. Le bassin visé par l'Entente comprend les Grands Lacs, le fleuve Saint-Laurent ainsi que tous les affluents qui s'y jettent. Ces eaux comprennent également toutes les eaux souterraines situées dans le bassin. Au Québec, le bassin s'arrête à la limite de l'influence des marées, c'est-à-dire à Trois-Rivières.

L'indicateur de pression des prélèvements d'eau déclarés sur la ressource exprime le volume d'eau prélevé et déclaré pour un site de prélèvement. Il contribue à l'évaluation de l'équilibre entre les besoins de l'écosystème et les usages anthropiques, permettant ainsi d'assurer une gestion durable, équitable et efficace de l'exploitation des ressources en eau au Québec.

Le portrait dressé par cet indicateur s'enrichit progressivement, grâce à l'évolution réglementaire et à l'amélioration de la conformité des préleveurs aux règlements. Les informations intrinsèques à l'indicateur sont également changeantes en fonction des validations et contrôles faits auprès des préleveurs, surtout dans la première année suivant leur déclaration. En conséquence, le portrait de l'indicateur est basé sur des données allant jusqu'à 2022.

Au Québec, les prélèvements d'eau répondent principalement à quatre grands secteurs d'usage : les secteurs municipal (ce qui inclut les usages résidentiels), industriel, agricole et commercial et institutionnel. Cette diversité d'usages crée des pressions différentes sur les ressources en eau, nécessitant une gestion adaptée pour équilibrer les besoins humains et la protection des écosystèmes.



© Patrick Emond (MELCCFP)

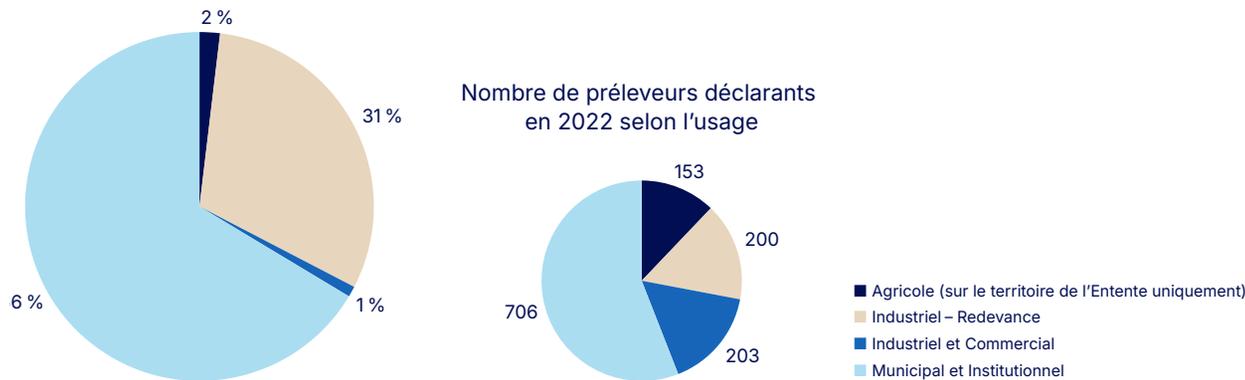


Selon les données recueillies dans le cadre de la déclaration annuelle des prélèvements d'eau de 2022 en vertu du RDPE, les secteurs municipal et industriel représentent l'essentiel des volumes d'eau prélevés à partir de sources d'eaux de surface ou souterraines et déclarés au Québec, soit respectivement 1 620 000 millions de litres (ML) (66 % du volume total prélevé) et 750 000 ML (31 % du volume total prélevé) (figure 5). Il convient de souligner que les prélèvements du secteur municipal incluent également l'eau prélevée par d'autres secteurs d'activité économiques qui se raccordent au réseau d'aqueduc municipal. Les 3 % restants sont répartis entre le secteur agricole, le secteur commercial et institutionnel (comme les centres de ski et les clubs de golf) et d'autres utilisateurs n'étant pas assujettis aux redevances

(conformément au Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau [Q-2, r. 42.1]). Il importe de mentionner que la faible proportion de l'eau déclarée par le secteur agricole s'explique par les exigences réglementaires actuelles, qui imposent une déclaration des prélèvements agricoles uniquement lorsqu'ils sont effectués sur le territoire couvert par l'Entente. L'analyse spatiale des volumes d'eau prélevés et déclarés (figure 6) démontre une concentration plus marquée autour des municipalités plus peuplées, telles que Montréal et Québec, ainsi que dans le sud de la province. Cette tendance s'explique par la forte demande en eau potable et les besoins du secteur industriel et commercial dans ces régions densément peuplées.

FIGURE 6 – Densité des prélèvements d'eau déclarés en 2022

FIGURE 5 – Quantité d'eau prélevée et déclarée en 2022, selon le type d'usage

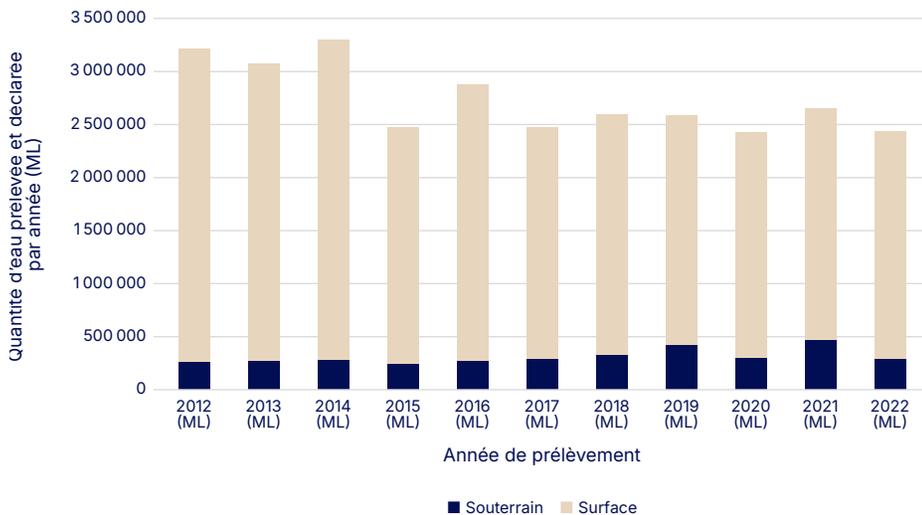


Dans un premier lieu, les proportions d'eau prélevée en 2022 et déclarée sont représentées selon l'usage. Le deuxième diagramme illustre le nombre de préleveurs qui ont effectué une déclaration en 2022. Source : MELCCFP, Prélèvements d'eau déclarés depuis 2012 et publiés sur la page [Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau](#).

Les cellules de couleur représentent le volume total d'eau prélevé et déclaré sur le territoire désigné par un carré pour l'année 2022, soit la somme de tous les prélèvements qui se trouvent dans cette zone. Les carrés les plus foncés représentent des pressions plus importantes sur la ressource. Il est à noter que les exigences réglementaires sont en constante évolution. En conséquence, le portrait présenté s'enrichira au fil des prochaines années.



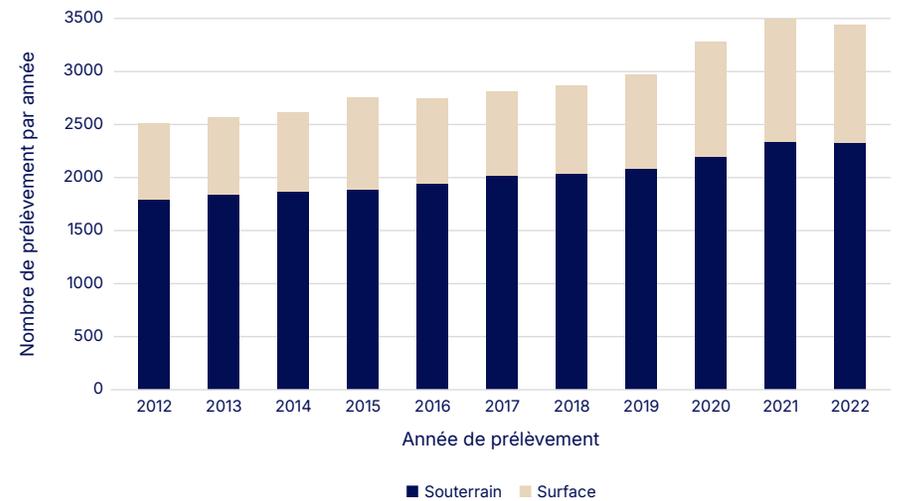
FIGURE 7 – Quantité d'eau prélevée et déclarée selon le type de source



Le graphique illustre une diminution des volumes d'eau prélevés et déclarés au cours des premières années de déclaration. À partir de 2015, on constate que la quantité totale d'eau prélevée déclarée demeure relativement stable, bien que des hausses soient observées durant les années plus sèches, comme en 2016 et 2021. Source : MELCCFP, Prélèvements d'eau déclarés depuis 2012 et publiés sur la page [Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau](#).

La figure 7 présente l'évolution des volumes d'eau prélevés et déclarés depuis 2012, selon les types de sources (eaux de surface ou souterraines). En 2022, 88 % des volumes d'eau déclarés provenaient des eaux de surface. On observe une diminution des volumes prélevés et déclarés à la suite des premières années de déclaration. Depuis 2015, la quantité totale d'eau prélevée déclarée reste relativement stable, bien que des hausses soient notées lors des années plus sèches, telles que 2016 et 2021.

FIGURE 8 – Nombre de prélèvements déclarés selon le type de source



Le graphique montre une augmentation continue du nombre de sites de prélèvement déclarés au fil des années pour les deux types de source (souterraine et de surface). Source : MELCCFP, Prélèvements d'eau déclarés depuis 2012 et publiés sur la page [Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau](#).

La figure 8 illustre le nombre de sites de prélèvement déclarés (par année et par type de source). Une tendance claire se dégage : le nombre de sites de prélèvement déclarés augmente avec le temps. En comparant les données des figures 7 et 8, plusieurs observations s'imposent. Bien que le nombre de sites de prélèvement déclarés ait augmenté, les volumes prélevés déclarés, quant à eux, ne démontrent pas une tendance à la hausse, suggérant que l'augmentation du nombre de sites de prélèvement ne s'accompagne pas nécessairement d'une augmentation proportionnelle des volumes d'eau prélevés. En ce qui concerne les types de sources utilisés, en 2022, 68 % des sites de prélèvement s'approvisionnent en eaux souterraines, bien que ces prélèvements ne représentent qu'environ 12 % du volume total d'eau prélevé pour l'année. Toutefois, ces proportions varient d'une région à l'autre, en fonction, entre autres, de la disponibilité et de la qualité des sources d'eau (figure 6).



Les données de la déclaration annuelle des prélèvements d'eau révèlent un premier portrait en matière d'exploitation des ressources hydriques au Québec. La stabilité des volumes d'eau prélevés déclarés malgré l'augmentation du nombre de sites porte à croire que le nombre de sites n'est pas le seul facteur à influencer le volume total d'eau prélevé au fil des années. Toutefois, la variabilité selon les régions et les types de sources d'eau souligne la nécessité d'adapter les pratiques en fonction des réalités locales. Actuellement, le Ministère travaille sur l'estimation des volumes prélevés qui ne sont pas assujettis au RDPE, afin de permettre de dresser un portrait plus complet des prélèvements d'eau à l'échelle provinciale.

Changements climatiques

La plus récente synthèse du consortium Ouranos⁴¹ prévoit que la température moyenne du Québec méridional devrait augmenter de deux à quatre degrés d'ici 2050 et de quatre à sept degrés d'ici 2100. On peut également s'attendre à davantage de précipitations en hiver et au printemps ainsi qu'à des épisodes de précipitations extrêmes plus fréquents et plus intenses en été et en automne. À l'autre bout du spectre, bien que les tendances soient moins nettes, la synthèse du consortium Ouranos évoque un accroissement des conditions de sécheresse, particulièrement en saison estivale. Selon les projections, les températures maximales extrêmes en été augmenteront plus que les températures moyennes estivales. De la même manière, les températures minimales extrêmes en hiver augmenteront aussi plus que les températures moyennes hivernales. On s'attend à des hausses significatives pour tous les indices de précipitations abondantes et extrêmes, et ce, dans toutes les régions du Québec.

D'une part, en ce qui concerne les eaux de surface, ces modifications climatiques auront vraisemblablement des impacts importants sur l'hydrologie du Québec méridional. Comme les changements climatiques influent sur toutes les composantes du cycle de l'eau et sur les interactions entre celles-ci, la nature de ces impacts est complexe.

Les principaux impacts sur l'hydrologie sont les suivants :

- Les étiages seront plus importants en été sur l'ensemble du territoire en raison d'une plus forte évapotranspiration, ce qui augmentera la pression exercée sur l'approvisionnement en eau, les écosystèmes aquatiques et diverses activités récréatives;

- Les crues seront plus intenses en été et en automne, favorisant l'érosion des berges, les inondations subites, le rejet d'eaux usées par surverse et le lessivage des sols, ce qui aura un impact sur la qualité de l'eau;
- Le cycle de l'eau sera globalement modifié et présentera une hydraulicité plus forte en hiver, plus faible en été et plus forte dans le nord du territoire, ce qui aura notamment des répercussions sur la production hydroélectrique.

Toutefois, il est à noter que l'intensité de ces impacts varie de façon importante selon les caractéristiques des rivières et leur emplacement sur le territoire.

D'autre part, les impacts des changements climatiques sur la quantité d'eau souterraine sont moins connus que les impacts sur les eaux de surface au Québec^{41, 42}.

Pour l'instant, les études réalisées dans l'est du Canada n'ont pas permis d'observer de tendance qui caractériserait l'évolution de la recharge résultant des changements climatiques^{43, 44}. De plus, les résultats de certains travaux divergent quant à l'impact potentiel des changements climatiques sur la recharge. Des travaux de modélisation effectués pour la région sud du Québec indiqueraient une augmentation annuelle de la recharge, notamment durant les mois hivernaux⁴⁵, alors que d'autres travaux laissent croire au contraire que la recharge pourrait diminuer à la suite des changements climatiques⁴⁶.

Les séries piézométriques historiques disponibles sont encore trop courtes pour percevoir les effets des changements climatiques sur la ressource. On considère qu'une série de données d'au moins 10 ans est nécessaire pour dégager des tendances statistiquement significatives⁴⁷. Toutefois, on considère généralement qu'il faut au moins 15 ans de données pour s'affranchir des effets des cycles météorologiques. Le prochain rapport pourra présenter des conclusions sur l'état des niveaux piézométriques. Une meilleure identification et une meilleure compréhension des tendances observées seront possibles au fur et à mesure que de nouvelles stations seront ajoutées et que les séries de données des puits du RSESQ s'allongeront.

D'autres travaux sont donc nécessaires pour évaluer l'impact des changements climatiques sur la quantité d'eau souterraine.



Actions en cours et à venir au Ministère

Dans le cadre de la mesure 5.2 du Plan national de l'eau, intitulée « Assurer une gestion durable, équitable et efficace de l'exploitation des ressources en eau du Québec », le Ministère prévoit améliorer les connaissances sur la disponibilité des ressources en eau et son évolution dans un contexte de changements climatiques, se doter d'un meilleur portrait des besoins des populations et des écosystèmes ainsi que développer des indicateurs pour améliorer la gestion quantitative des ressources. Le but est de mieux outiller les gestionnaires du territoire et les acteurs de l'eau pour planifier l'approvisionnement en eau, économiser la ressource et prévenir les conséquences d'éventuelles pénuries. Cela comprend notamment le développement d'indicateurs sur la disponibilité de l'eau de surface et souterraine, la diffusion d'information sur le suivi de l'état de la quantité d'eau et l'amélioration des connaissances sur les prélèvements d'eau effectués au Québec. L'accompagnement des acteurs de l'eau est également au cœur des initiatives en cours. Ces travaux seront réalisés entre 2024 et 2028.

Pour en savoir plus

Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/piezo/index.htm>

Eaux souterraines

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/index.htm>

Loi, réglementation et entente encadrant la gestion des prélèvements d'eau

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/index.htm>

Plan national de l'eau : une richesse collective à préserver

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/strategie-quebecoise/plan-national-eau.pdf>

Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau

[Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau \(gouv.qc.ca\)](#)

Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau

[Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau \(gouv.qc.ca\)](#)

Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent

[Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent \(gouv.qc.ca\)](#)

L'impact des changements climatiques sur les sources d'eau potable au Québec

[L'impact des changements climatiques sur les sources d'eau potable au Québec \(gouv.qc.ca\)](#)



Conclusion

© David Boutin

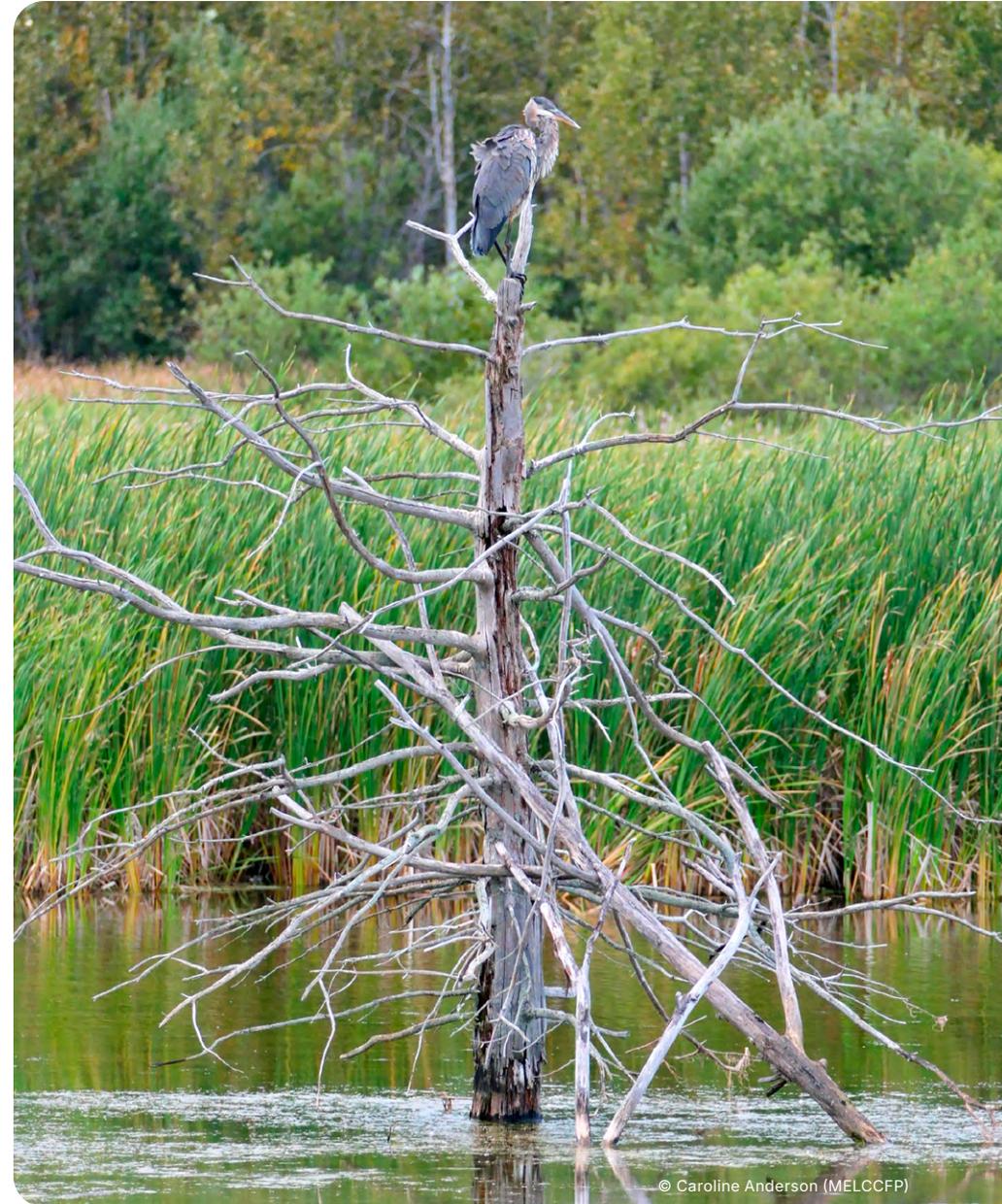


Cette nouvelle édition du Rapport met en lumière les résultats des cinq dernières années d'études et de suivis réalisés par les expertes et experts du Ministère en ce qui concerne l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec et leur évolution au fil du temps. Ce portrait fait ressortir les principaux enjeux auxquels la province fait face dans le domaine de l'eau. Plusieurs composantes présentent une situation préoccupante, comme la qualité de l'eau en milieux agricoles et la situation de plusieurs espèces animales dépendantes des milieux humides et hydriques.

Différentes pressions agissent sur les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques et celles-ci varient grandement d'une région à l'autre. Parmi les actions posées par le gouvernement, celles décrites dans le Plan national de l'eau : une richesse collective à préserver pourraient permettre d'agir sur ces différentes pressions et faire évoluer la situation de manière positive. Le suivi des indicateurs du présent Rapport permettrait de témoigner de certains effets de ces actions.

Pour certains sujets, comme la quantité d'eau et les milieux humides, le niveau de connaissance n'est pas assez développé pour énoncer des constats éclairés sur l'état de la ressource. Le développement d'indicateurs est toutefois en cours afin de fournir un portrait plus précis dans la prochaine édition du Rapport, en 2030.

Pour conclure, il importe de préserver les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques et d'en assurer une bonne gestion afin de répondre aux enjeux soulevés dans le cadre de ce Rapport. En ayant une compréhension de la situation, le gouvernement peut orienter de manière plus efficace et efficiente les décisions collectives pour gérer cette ressource. Ce Rapport et les principaux constats qui lui sont associés devraient donc servir d'intrants importants pour l'élaboration de futures actions structurantes dans le domaine de l'eau.





Bibliographie

© David Boutin



1. **ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES** (1993). *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales*, 41 p. [Rapport de synthèse du Groupe sur l'État de l'Environnement].
2. **MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES** (2020). *Bilan de mise en œuvre du Règlement sur la qualité de l'eau potable 2013-2018*, 90 p., [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/bilans/bilan-2013-2018.pdf>.
3. **SHAH, VIKASKUMAR G., R. HUGH DUNSTAN, PHILLIP M. GEARY, PETER COOMBES, TIMOTHY K. ROBERTS ET TONY ROTHKIRCH** (2007). « Comparisons of water quality parameters from diverse catchments during dry periods and following rain events », *Water Research*, vol. 41, p. 3655-3666.
4. **MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS** (2012). *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-63649-6 (PDF), 97 p., [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/Portrait_Quebec1999-2008.pdf.
5. **PATOINE, MICHEL** (2011). « Influence de la densité animale sur la concentration des coliformes fécaux dans les cours d'eau du Québec méridional, Canada », *Revue des sciences de l'eau*, vol. 24, n° 4, p. 421-435.
6. **CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT** (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*, Whitehorse, Conseil des ministres du CCME, 17 p., [En ligne], https://ccme.ca/fr/res/mwwe_strategy_f.pdf.
7. **COETSIER, C.** (2009). *Approche intégrée de la gestion environnementale des produits pharmaceutiques dans des rejets de stations d'épuration urbaines et leur milieu récepteur : occurrence, impact et traitements tertiaires d'élimination*. Université Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc.
8. **BERRYMAN, David, Chaker SALHI, Anouka BOLDUC, Christian DEBLOIS et Hélène TREMBLAY** (2012). *Les composés perfluorés dans les cours d'eau et l'eau potable du Québec méridional*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65565-7 (PDF), 35 p. et 2 annexes, [En ligne], https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/composes-perfluores/rapport-cours-eau-potable.pdf.
9. **ROUSSEAU, ALAIN, ALAIN MAILHOT, MICHEL SLIVITZKY, JEAN-PIERRE VILLENEUVE, MANUEL J. RODRIGUEZ ET ALAIN BOURQUE** (2004). « Usages et approvisionnement en eau dans le sud du Québec », *Canadian Water Resources Journal*, vol. 29, no 2, p. 121-134.
10. **WESTRA, S., H.J. FOWLER, J.P. EVANS, L.V. ALEXANDER, P. BERG, F. JOHNSON, E.J. KENDON, G. LENDERINK ET N.M. ROBERTS** (2014). « Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall », *Review of Geophysics*, vol. 52, p. 522-555.
11. **DELPLA, I., A.-V. JUNG, E. BAURES, M. CLEMENT ET O. THOMAS** (2009). « Impacts of climate change on surface water in relation to drinking water production », *Environment International*, vol. 35, p. 1225-1233.
12. **MARSHALL, ERIC, ET TIMOTHY RANDHIR** (2008). « Effect of climate change on watershed system: a regional analysis », *Climatic Change*, vol. 89, p. 263-280.
13. **DELPLA, IANIS, ET MANUEL J. RODRIGUEZ** (2014). « Effects of future climate and land use scenarios on riverine source water quality », *Science of the Total Environment*, vol. 493, p. 1014-1024.
14. **CENTRE D'EXPERTISE HYDRIQUE DU QUÉBEC (CEHQ)** (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional : impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*. Québec, 81 p., [En ligne], https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf.
15. **WALSH, CHRISTOPHER, ALLISON H. ROY, JACK W. FEMINELLA, PETER D. COTTINGHAM, PETER M. GROFFMAN ET RAYMOND P. MORGAN** (2005). « The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, no 3, p. 706-723.
16. **FORTIER, CLAUDINE** (2013). *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de maîtrise en sciences de l'eau, 125 p. et 6 annexes.
17. **WHITEHEAD, P.G., R.L. WILBY, R.W. BATTARBEE, M. KERNAN ET A.J. WADE** (2009a). « A review of the potential impacts of climate change on surface water quality », *Hydrological Sciences Journal*, vol. 54, no 1, p. 101-123.
18. La faune et la nature en chiffres | Gouvernement du Québec (<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/statistiques-donnees/faune-nature-chiffres>)
19. **Dumont, P., Lecomte, F., Legault, M., Arvisais, M., Paradis, Y., April, J., Magnan, P. et Verreault, G.** (2023). Status and Management of Freshwater and Diadromous Fisheries in Québec. Dans : Hasler, C. T., Imhof, J. G., Mandrak, N. E. et Cooke S. J. éditeur. *Freshwater fisheries in Canada : historical and contemporary perspectives on the resources and their management*. Bethesda, Maryland : American Fisheries Society, 2023. 587 pages.
20. **Mingelbier, M., Paradis, Y., Brodeur, P., de la Chenelière, V., Lecomte, F., Hatin, D. & Verreault, G.** (2016). Gestion des poissons d'eau douce et migrateurs dans le Saint-Laurent : mandats, enjeux et perspectives. *Le Naturaliste canadien*, 140(2), 74-90. <https://doi.org/10.7202/1036506a>
21. **MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS** (2021). *Plan de lutte contre les espèces exotiques envahissantes animales*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 18 p.
22. **CONSEIL CANADIEN POUR LA CONSERVATION DES ESPÈCES EN PÉRIL** (2011). *Espèces sauvages 2010 : la situation générale des espèces au Canada*. Groupe de travail national sur la situation générale. 323 p. [En ligne]. [http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ec/CW70-7-2010-fra.pdf].
23. **Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, des Parcs et de la Faune.** « Gentiane de Victorin », dans le site du MELCCFP, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes-designees-susceptibles/gentianopsis-victorin/index.htm> (page consultée le 28/10/2024).



24. **PLAMONDON, A. P. et S. JUTRAS** (2020). Fonctions hydrologiques des milieux humides boisés en relation avec l'aménagement forestier, Québec, rapport préparé pour le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
25. **DUPONT-HEBERT, MICHELE** (2012). Milieux naturels d'intérêt de l'estuaire d'eau douce à saumâtre du Saint-Laurent, Québec, Fondation québécoise pour la protection du patrimoine naturel, 19 p. et 2 annexes.
26. **PELLERIN, STEPHANIE, ET MONIQUE POULIN** (2013). Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable, Québec, rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 85 p. et 12 annexes.
[LA SITUATION DES MILIEUX HUMIDES AU QUÉBEC :](#)
27. **GENDREAU, YANICK, AUDREY LACHANCE, HELENE GILBERT, NICOLAS CASAJUS ET DOMINIQUE BERTEAUX** (2016). Analyse des effets des changements climatiques sur les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec, Québec, 39 p. et 5 annexes.
28. **Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, des Parcs et de la Faune**. « Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec », dans le site du MELCCFP, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/piezo/index.htm> (page consultée le 28/10/2024).
29. **Vrba, J., et A. Lipponen (ed.)** (2007). Groundwater resources sustainability indicators, IHP-VI Series on groundwater no 14, UNESCO, Paris, 114 p. et 2 annexes, [En ligne], <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000149754> (page consultée le 25/10/2024).
30. **Ahner, B.** Assessing Groundwater Stress : An Approach of Measuring Groundwater Stress Based on Sub-National Statistical Data. IGRAC. Pays-Bas, 17 p.
31. **Hund, S.V., D.M. Allen, L. Morillas et M.S. Johnson** (2012). « Groundwater recharge indicator as tool for decision makers to increase socio-hydrological resilience to seasonal drought ». Journal of Hydrology, 563, p. 1119-1134.
32. **Leblanc, Y., G. Légaré, K. Lacasse, M. Parent et S. Campeau** (2013). Caractérisation hydrogéologique du sud-ouest de la Mauricie. Rapport final présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Université du Québec à Trois-Rivières, Département des sciences de l'environnement, 134 p. et 15 annexes.
33. **Fagnan, N., E. Bourque, Y. Michaud, R. Lefebvre, E. Boisvert, M. Parent et R. Martel** (1999). « Hydrogéologie des complexes deltaïques sur la marge nord de la mer de Champlain, Québec ». Hydrogéologie, n° 4, p. 9-22.
34. **Carrier, M.-A., R. Lefebvre, C. Rivard, M. Parent, J.-M. Ballard, N. Benoit, H. Vigneault, C. Beaudry, X. Malet, M. Laurencelle, J.-S. Gosselini, P. Ladezève, R. Thériault, I. Beaudin, A. Michaud, A. Pugin, R. Morin, H. Crow, E. Gloaguen, J. Blesser, A. Martin et D. Lavoie** (2013). Portrait des ressources en eau souterraine en Montérégie Est, Québec, Canada. Projet réalisé conjointement par l'INRS, la CGC, l'OBV Yamaska et l'IRD dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines, rapport final, 283 p. et 7 annexes.
35. **Larocque, M., G. Meyzonnat, M.A. Ouellet, M.H. Graveline, S. Gagné, D. Barnetche et S. Dorner** (2015). Projet de connaissance des eaux souterraines de la zone de Vaudreuil-Soulanges – Rapport scientifique. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 202 p. et 16 annexes.
36. **Paradis, D., M. Savard, M. Nastev et R. Lefebvre** (2002). Atlas hydrogéologique du système aquifère fracturé du sud-ouest du Québec – Partie III : Caractérisation hydrogéologique régionale du système aquifère fracturé du sud-ouest du Québec. Ressources naturelles Canada et Commission géologique du Canada, 48 p.
37. **Nastev, M., M.M. Savard, R. Lefebvre, R. Martel, N. Fagnan, E. Bourque, A. Hamel, G. Karanta et J.M. Lemieux** (2001). « Regional hydrogeological mapping project of the St. Lawrence Lowlands of southwestern Quebec: hydrogeological characterization work 1999-2000 ». Current Research 2001-D9, p. 1-10.
38. **Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, des Parcs et de la Faune**. « Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines », dans le site du MELCCFP, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/programmes/acquisition-connaissance.htm> (page consultée le 25/10/2024).
39. **Larocque M., Lefebvre R., Therrien R., Gagné S., Delottier H., Gosselin J.S., Huchet F., Dubois E., Anh Vu T.** (2021). Projet synthèse sur les ressources en eau souterraine du sud du Saint-Laurent – Outils pour assurer la gestion des eaux souterraines face aux changements climatiques. Rapport déposé au MELCC. 55 p. (non diffusé).
40. **Côté, M.-J., Y. Lachance, C. Lamontagne, M. Nastev, R. Plamondon et N. Roy** (2006). Atlas du bassin versant de la rivière Châteauguay. Collaboration étroite avec la Commission géologique du Canada et l'Institut national de la recherche scientifique-Eau, Terre et Environnement. Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 64 p., [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/atlas/chateauguay/index.htm> (page consultée le 28/10/2024).
41. **OURANOS** (2015). Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Édition 2015. Montréal, Québec : Ouranos, 415 p., <https://www.ouranos.ca/fr/projets-publications/edition-2015-synthese-des-connaissances-sur-les-changements-climatiques>
42. **Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, des Parcs et de la Faune**. « Atlas hydroclimatique du Québec méridional », dans le site du MELCCFP, [En ligne], Atlas hydroclimatique du Québec méridional (page consultée le 28/10/2024).



43. **Rivard, C., H. Vigneault, A.R. Piggott, M. Larocque, F. Anctil, L. Tremblay et A.N. Rousseau** (2008). « Examining the Impacts of Climate Change and Human Activities on Groundwater Recharge in Canada Using Historical Data ». Dans GeoEdmonton 2008 : 61^e conférence géotechnique canadienne et 9^e conférence conjointe SCG/AIH-SNC sur les eaux souterraines, tenue à Edmonton du 21 au 24 septembre 2008.
44. **Rivard, C., J. Marion, Y. Michaud, S. Benhammane, A. Morin, R. Lefebvre et A. Rivera** (2003). Étude de l'impact potentiel des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans l'est du Canada. Ressources naturelles Canada et Commission géologique du Canada, 39 p. et 5 annexes, [En ligne], Étude de l'impact potentiel des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans l'Est du Canada – Le Dépôt fédéral de science ouverte du Canada. (page consultée le 25/10/2024).
45. **Larocque M., Lefebvre R., Therrien R., Gagné S., Delottier H., Gosselin J.S., Huchet F., Dubois E., Anh Vu T.** (2021). Projet synthèse sur les ressources en eau souterraine du sud du Saint-Laurent – Outils pour assurer la gestion des eaux souterraines face aux changements climatiques. Rapport déposé au MELCC. 55 p. (non diffusé).
46. **Wright, S.N. et K.S. Novakowski** (2022). Numerical analysis of midwinter infiltration along the soil-rock interface: A pathway for enhanced bedrock recharge. *Advances in Water Resources* 166, 13 pages
47. **Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques** (2017). Guide technique de suivi de la qualité des eaux souterraines, 2e édition (juin), 36 p. et 8 annexes, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/GTSQES/GTSQES.pdf> (page consultée le 28/10/2024).



Annexe 1

© David Boutin



ANNEXE 1

Équipe de production détaillée

Les principales personnes qui ont contribué à cette édition du Rapport sont les suivantes :

DIRECTRICES ET DIRECTEURS RESPONSABLES

- Maxime Bélanger
- Nancy Bernier
- Caroline Robert

COMITÉ DIRECTEUR

- Sonia Chouinard
- Michèle Dupont-Hébert
- Christine Gélinas
- Anne-Marie Gosselin
- Alexandre Iraca
- Pierre Ladevèze
- Marion Schnebelen
- Isabel Thibault
- Gaëlle Triffault Bouchet
- Véronique Turmel
- Valérie Vendette

CHARGÉ DE PROJET

- Charles Mercier

RÉDACTION ET COORDINATION DE LA RÉDACTION

- Emma Couture

RÉDACTION DES FICHES D'INDICATEURS ET DES ENCARTS

- Caroline Anderson
- Daniel Blais
- Anouka Bolduc
- Chantal Bouchard
- Nathalie Bourbonnais
- Sébastien Bourget
- Caroline Brûlé
- Marc-Antoine Couillard
- Christine Dumouchel
- Stéphanie Gagné
- Alexandra Gélinas
- Martine Grenier
- Maxime Guérard
- Olivier Jacques
- Yohanna Klanten
- Jean-François Labelle

- Denis Laliberté
- Chantale Langevin
- Maxime Leclerc
- Manon Ouellet
- Yves Paradis
- Michel Patoine
- Rémy Pouliot
- Étienne Richard-Dionne
- Louis Roy
- Cynthia Soueid
- Marie-Ève Tousignant
- Pascale Tremblay
- Dominic Vachon
- Éliane Valiquette

COLLABORATION À LA RÉDACTION

- Julien April
- Paschale Bégin
- Sophie Bélanger Comeau
- Martin Bouchard Valentine
- Philippe Cantin
- Gaëlle Damestoy
- Annick Drouin

- Yohann Dubois
- Donald Ellis
- Dave Gadbois-Côté
- Marie-Michèle Giguère
- Mario Jobin
- Karine Laplante
- Dominique Lapointe
- Martin Laporte
- Camille Latourelle-Vigeant
- Frédéric Lecomte
- Simon Magnan
- Edouard Mailhot
- Suzanne Minville
- Sébastien Ouellet-Proulx
- Ludvic Pagé-Laroche
- Annie Paquet
- Lyne Pelletier
- Jean-Philippe Robitaille
(ministère des Transports
et de la Mobilité durable)
- Nadine Roy
- Pascal Royer-Boutin
- Anna Scheili
- Martin Stapinsky
- Joany Suazo

- Lena Szymoniak
- Catherine Thivierge
- Stéphane Valois

CARTOGRAPHIE

- Cathy Brisson
- Antoine Prince

GRAPHISME

- Emile Bolduc
(Studio Alphatek inc.)
- Laurie Groleau
(Studio Alphatek inc.)
- Stéphane Rioux

COMMUNICATIONS

- Marie-Ève Després

*Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs*

Québec 