

Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021

Martin Laporte, Marie-Josée Gagnon, Paschale Noël Bégin, Philippe Brodeur, Émilie Paquin, Julien Mainguy, Marc Mingelbier, Chantal Côté, Frédéric Lecomte, Conrad Beauvais, Zofia E. Taranu, Yves Paradis and Rémy Pouliot

Volume 147, Number 2, Fall 2023

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1105486ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/1105486ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (print)

1929-3208 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

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. & Pouliot, R. (2023). Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021. *Le Naturaliste canadien*, 147(2), 69–81. <https://doi.org/10.7202/1105486ar>

Article abstract

Submerged aquatic vegetation (SAV) plays several crucial ecological roles and provides invaluable ecosystem services to humans. However, it is declining globally, principally due to an increase in the amount of suspended matter and nutrients within water bodies. A series of studies of the SAV in Lake Saint-Pierre (Québec, Canada) conducted between 2002 and 2021, documented changes in the occurrence and species composition of this vegetation type. The probability of observing SAV at the different sampling stations decreased from 75% in 2002 to 20% in 2021. This decline was accompanied by a change in species composition, mainly associated with a decrease in the amount of American eelgrass (*Vallisneria americana*). The clearer mass of water flowing from the Great Lakes possibly offers a photic refuge for SAV in Lake Saint-Pierre. Any intervention that would potentially reduce the dispersion of this water mass within the lake should be avoided. Management actions aimed at improving the water quality of Lake Saint-Pierre and its tributaries, notably by reducing turbidity, are needed to restore and protect this UNESCO World Biosphere Reserve.

Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021

Martin Laporte, Marie-Josée Gagnon, Paschale Noël Bégin, Philippe Brodeur, Émilie Paquin, Julien Mainguy, Marc Mingelbier, Chantal Côté, Frédéric Lecomte, Conrad Beauvais, Zofia E. Taranu, Yves Paradis et Rémy Pouliot

Résumé

La végétation aquatique submergée (VAS) joue plusieurs rôles écologiques cruciaux et offre des services écosystémiques inestimables aux sociétés humaines. Cependant, une tendance mondiale montre un déclin de la VAS, généralement causé par la hausse des matières en suspension et des nutriments dans l'eau. L'étude de la VAS du lac Saint-Pierre de 2002 à 2021 a permis de documenter l'occurrence et la composition en espèces de cette végétation. La probabilité d'observer de la VAS aux différentes stations d'échantillonnage est passée de 75 % en 2002 à 20 % en 2021. Ce déclin de la VAS est accompagné d'un changement de composition de la communauté végétale principalement attribuable à la diminution de la vallisnerie d'Amérique (*Vallisneria americana*). Un potentiel refuge photique associé à la masse d'eau translucide des Grands Lacs supporterait le développement de la VAS dans le lac Saint-Pierre. Toute intervention réduisant la dispersion de cette masse d'eau dans le lac Saint-Pierre devrait être évitée. Des actions de gestion visant l'amélioration de la qualité de l'eau du lac Saint-Pierre et ses tributaires, en réduisant notamment la turbidité, sont nécessaires afin de protéger et de restaurer cette réserve mondiale de la biosphère de l'UNESCO.

MOTS-CLÉS : lac Saint-Pierre, niveau d'eau, température, turbidité, végétation aquatique submergée

Abstract

Submerged aquatic vegetation (SAV) plays several crucial ecological roles and provides invaluable ecosystem services to humans. However, it is declining globally, principally due to an increase in the amount of suspended matter and nutrients within water bodies. A series of studies of the SAV in Lake Saint-Pierre (Québec, Canada) conducted between 2002 and 2021, documented changes in the occurrence and species composition of this vegetation type. The probability of observing SAV at the different sampling stations decreased from 75% in 2002 to 20% in 2021. This decline was accompanied by a change in species composition, mainly associated with a decrease in the amount of American eelgrass (*Vallisneria americana*). The clearer mass of water flowing from the Great Lakes possibly offers a photic refuge for SAV in Lake Saint-Pierre. Any intervention that would potentially reduce the dispersion of this water mass within the lake should be avoided. Management actions aimed at improving the water quality of Lake Saint-Pierre and its tributaries, notably by reducing turbidity, are needed to restore and protect this UNESCO World Biosphere Reserve.

KEYWORDS: Lake Saint-Pierre, submerged aquatic vegetation, temperature, turbidity, water level

Introduction

La végétation aquatique submergée (VAS) joue des rôles écologiques cruciaux pour les organismes aquatiques et offre plusieurs services écosystémiques aux sociétés humaines (p. ex. : épuration et oxygénation de l'eau, protection des berges contre l'érosion et habitat faunique; Lefcheck et collab., 2018). Son abondance et sa diversité contribuent à la complexité structurelle des habitats, influencent les paramètres physico-chimiques de l'eau et favorisent la production d'invertébrés et de poissons (Giacomazzo et collab., 2020; Hudon, 2006; Tessier, 2003; Vis, 2004). En revanche, la biodiversité des écosystèmes d'eau douce montre un déclin alarmant au fil des dernières décennies et sa protection est considérée comme un ultime défi en biologie de la conservation (Dias et collab., 2017; Dudgeon et collab., 2006; Vörösmarty et collab., 2010). Plus spécifiquement, les changements climatiques, les modifications anthropiques des régimes hydriques et la pollution sont les principales menaces affectant les écosystèmes d'eau douce. En

zone agricole, l'érosion des sols cultivés engendre des apports de matière en suspension et de nutriments (comme le phosphore et l'azote) vers les cours d'eau. Ces apports augmentent la turbidité, favorisent la production de phytoplancton et diminuent la luminosité dans la colonne d'eau. Cette modification de l'environnement photique peut réduire le potentiel de croissance de la VAS et ultimement, mener à sa disparition (Hidding et collab., 2016; Hilt et collab., 2018). Puisque la

Martin Laporte, Frédéric Lecomte, Julien Mainguy, Marc Mingelbier, Yves Paradis, Philippe Brodeur, Chantal Côté, Émilie Paquin, Paschale Noël Bégin ainsi que Rémy Pouliot sont biologistes et Marie-Josée Gagnon est géomaticienne pour le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. Conrad Beauvais est assistant de recherche et Zofia Taranu est chercheuse pour Environnement et Changement Climatique Canada.

martin.laporte@mffp.gouv.qc.ca

VAS reflète la productivité et la santé globale des écosystèmes aquatiques, son suivi et l'étude des facteurs déterminant son abondance revêtent une importance particulière, notamment dans les systèmes soumis à de fortes pressions anthropiques.

Le lac Saint-Pierre comprend la majorité des superficies de milieux humides du fleuve Saint-Laurent et accueille une importante biodiversité végétale et animale (MDDEFP, 2013). Les récentes études réalisées au lac Saint-Pierre tendent à démontrer un déclin de la VAS depuis une cinquantaine d'années, de même qu'une augmentation de cyanobactéries benthiques (Giacomazzo et collab., 2020; Hudon et collab., 2018). Ces changements suggèrent que le lac Saint-Pierre est en déséquilibre, favorisant un état marqué par des eaux turbides au détriment de la VAS et des espèces fauniques qui en dépendent, telle la perchaude (*Perca flavescens*) (Giacomazzo et collab., 2020; Hudon et collab., 2012; 2018; Paquin et collab., 2018; Vis et collab., 2008). Afin de contrer l'effondrement du stock de perchaudes, un moratoire de 5 ans sur les pêches sportive et commerciale a d'ailleurs été instauré au lac Saint-Pierre en 2012, puis renouvelé en 2017 et en 2022 (Magnan et collab., 2022). Dans le but de restaurer la VAS et ses services écologiques, il importe d'étudier les causes qui influencent le déclin de son abondance et de sa diversité pour mettre en place des mesures de gestion appropriées.

L'objectif de la présente étude est d'analyser les occurrences et la composition en espèces de la VAS au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021. Pour ce faire, les données de 5 campagnes d'échantillonnage des stations standardisées du Réseau du suivi ichtyologique (RSI), réalisées par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), ont été analysées. En utilisant des données de présence/absence et d'abondance relative, l'évolution de la VAS a été modélisée et associée à des variables environnementales. Les résultats supportent l'hypothèse d'un déclin de la VAS et d'un changement de communauté végétale associé à une augmentation du niveau d'eau, de sa température et de sa turbidité.

Matériel et méthodes

Site à l'étude

Le lac Saint-Pierre est le plus grand lac fluvial du Saint-Laurent. Sa superficie est de plus de 300 km², sa profondeur moyenne est de 3 m et il présente un chenal de navigation central de 12 m de profondeur. Le lac est alimenté par les eaux translucides issues des Grands Lacs qui s'écoulent dans la portion centrale du plan d'eau. Plusieurs tributaires alimentent les zones peu profondes situées de part et d'autre du chenal de navigation. Ces masses d'eau se mélangent très peu et forment des panaches longitudinaux dont les caractéristiques physico-chimiques sont contrastées (Hudon et Carignan, 2008). La majorité des tributaires sont fortement affectés par l'agriculture, qui domine l'occupation des sols de leur bassin versant (Hudon et Carignan, 2008). Les principaux taxons composant la VAS du lac Saint-Pierre sont les algues filamenteuses, la cornifle nageante (*Ceratophyllum demersum*), l'élodée du Canada (*Eloдея canadensis*), l'alisma graminioïde (*Alisma gramineum*), l'hétéranthère litigieuse (*Heteranthera dubia*), le myriophylle

à épis (*Myriophyllum spicatum*), le potamot de Richardson (*Potamogeton richardsonii*), le potamot pectiné (*Stuckenia pectinata*) et la vallisnérie d'Amérique (*Vallisneria americana*) (Morin et collab., 2006). Bien que les algues macroscopiques ne soient pas considérées à proprement dit comme de la VAS, nous les avons incluses dans ce groupe puisqu'elles peuvent aussi rendre des services écologiques (Hudon, 2006).

Échantillonnage

Les données analysées proviennent du RSI qui a débuté en 1995 afin de suivre l'état des populations de poissons présentes dans les eaux douces du Saint-Laurent. Un suivi des habitats aquatiques a débuté en 2002, incluant la description de l'abondance relative des plantes submergées et l'identification des principales espèces végétales aquatiques (à partir de 2007 seulement). La présente étude se concentre sur les données d'habitats obtenues au lac Saint-Pierre, disponibles en 2002, 2007, 2013, 2016, 2019 et 2021, sur un total de 115 stations pêchées au filet maillant (répartition spatiale systématique, profondeur minimale de 1,8 m, excluant le chenal de navigation) entre les mois d'août et d'octobre (moyenne de 78 stations par année [35-111]; tableau 1; figure 1).

L'estimation de l'abondance relative des espèces dominantes de la VAS (en pourcentage; jusqu'à un maximum de 3 espèces par station) a été effectuée avec une caméra aquatique Aqua-Vu HD700i munie d'un projecteur lumineux. La caméra était submergée jusqu'à ce que la végétation aquatique soit bien visible, puis le bateau dérivait sur un transect de 5 m. Le long du transect, 2 techniciens évaluaient indépendamment l'abondance relative des espèces ou groupes d'espèces observés. Cette méthode a permis d'identifier des algues filamenteuses, des algues vertes du genre *Nitella*, le cératophylle épineux, l'élodée du Canada, l'alisma graminioïde, l'hétéranthère litigieuse, la lenticule trisulquée (*Lemna trisulca*), le myriophylle à épis, le nymphéa odorant (*Nymphaea odorata*), le potamot de Richardson, la vallisnérie d'Amérique et la zizanie à fleurs blanches (*Zizania aquatica*). À noter que la catégorie de l'hétéranthère litigieuse inclut aussi le potamot pectiné et le potamot zostériforme (*P. zosteriformis*), puisque ces 3 espèces peuvent être confondues lorsqu'elles sont identifiées à l'aide d'une caméra aquatique. Afin de faciliter la lecture du manuscrit, seul le nom de l'hétéranthère litigieuse, plus fréquente au lac Saint-Pierre, sera employé pour désigner ce groupe d'espèces. Une catégorie « autres » a été créée pour les cas où l'identification ne s'apparentait à aucune espèce ou aucun groupe d'espèces nommé ci-dessus. À chaque station, la profondeur (m), la transparence (profondeur du disque de Secchi, en pourcentage de la hauteur de la colonne d'eau) et la conductivité spécifique de l'eau ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25 °C; sonde YSI ProPlus) ont été mesurées.

Tendance temporelle

Dans un premier temps, la probabilité de détecter la présence de végétation submergée (1 = présence; 0 = absence) en fonction du temps a été modélisée avec une régression logistique en contrôlant pour la variable aléatoire « station ».

Les fonctions « glmm » et « predict » dans l'environnement R (R Core Team, 2018; progiciel glmm v1.4.4; Knudson et collab., 2021) ont été utilisées pour produire la régression logistique et les intervalles de confiance, respectivement. Cette analyse a été effectuée à nouveau sur les deux espèces les plus présentes, soit la vallisnérie d'Amérique et l'hétéranthère litigieuse. Ensuite, une analyse de redondance a été produite afin de tester la présence d'une tendance temporelle après avoir contrôlé pour la structure spatiale au sein de la communauté végétale submergée du lac Saint-Pierre en utilisant la fonction « rda » dans l'environnement R (R Core Team, 2018; progiciel vegan v2.6; Oksanen et collab., 2019). Comme suggéré par Legendre

et Gallagher (2001), une transformation Hellinger a été appliquée à la matrice d'abondances relatives des espèces afin de les rendre conformes aux particularités statistiques des données écologiques. L'année d'échantillonnage a été utilisée en tant que variable numérique afin de tester la présence d'une tendance temporelle expliquant les variations de la communauté de la VAS. Une analyse en coordonnées principales sur une matrice de voisinage utilisant les coordonnées géographiques des sites échantillonnés a été effectuée avec la fonction « dbmem ». Les variables spatiales (angl. PCNMs) expliquant les variations de la VAS ont été sélectionnées par un modèle pas-à-pas bidirectionnel avec la fonction « ordiR2step » dans

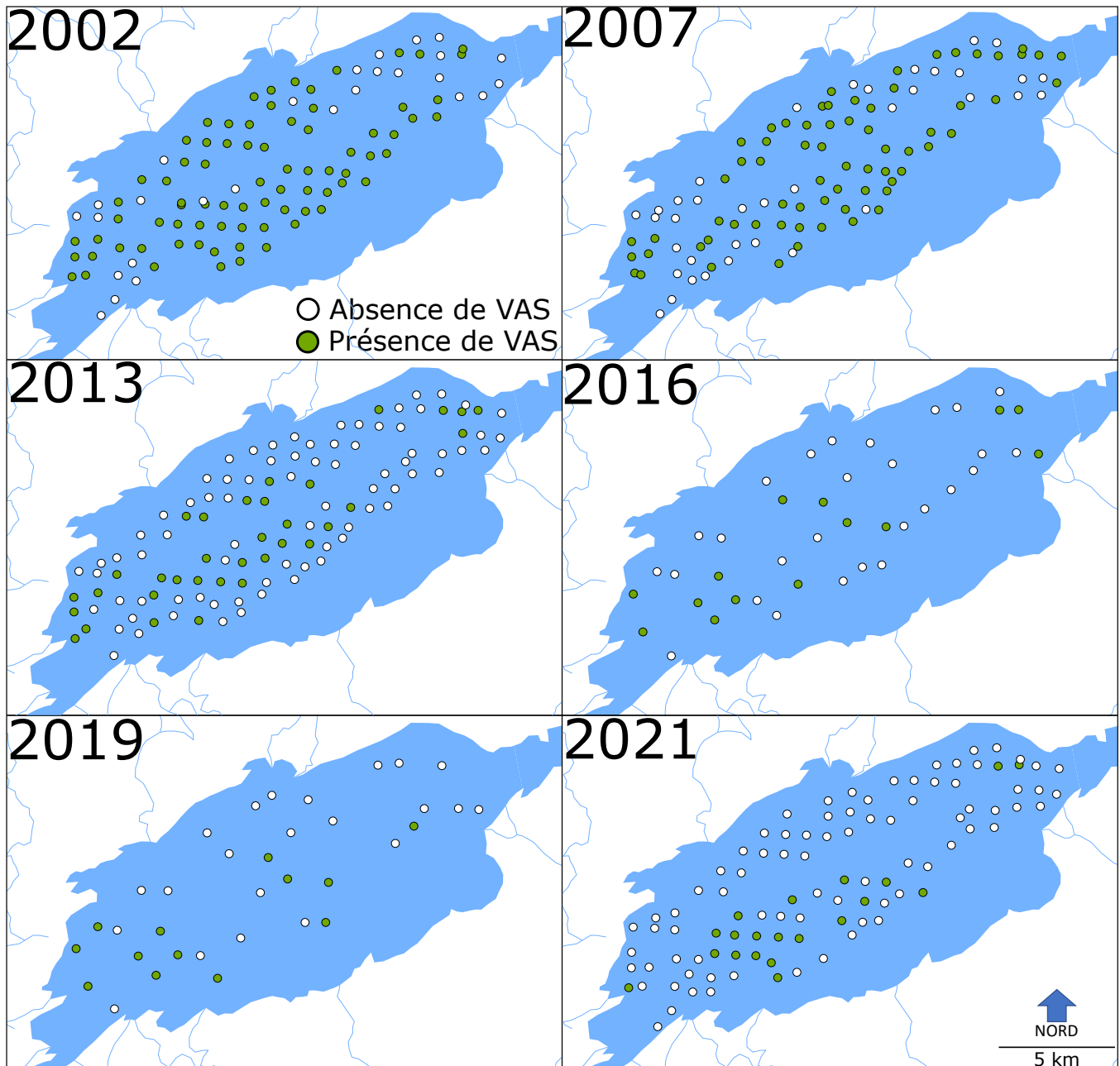


Figure 1. Carte du lac Saint-Pierre illustrant les stations d'échantillonnage et les occurrences de végétation aquatique submergée (VAS) de 2002 à 2021. La légende sur la carte de l'année 2002 s'applique aussi aux cartes des autres années.

Tableau 1. Résumé des campagnes d'échantillonnage de la végétation aquatique submergée de la période d'échantillonnage: profondeur au site échantillonné, profondeur du disque de Secchi exprimé en pourcentage de la hauteur de la colonne d'eau (% Secchi), turbidité et conductivité spécifique de l'eau, niveau d'eau, nombre de degrés-jours au-dessus (DJ $\geq 18^\circ\text{C}$) et en dessous de 18°C (DJ $< 18^\circ\text{C}$), et température moyenne du 1^{er} avril au 30 septembre inclusivement. Les valeurs correspondent à des moyennes, avec l'écart type entre parenthèses et l'étendue entre crochets.

	2002	2007	2013	2016	2019	2021
Nombre de sites échantillonnés	105	105	111	41	35	99
Occurrence de végétation	78	68	34	14	13	20
Algues filamenteuses	-	27	10	0	1	1
<i>Elodea canadensis</i>	-	3	0	1	0	0
<i>Heteranthera dubia</i>	-	16	14	5	1	12
<i>Nitella</i> sp.	-	12	2	0	0	1
<i>Potamogeton richardsonii</i>	-	4	5	3	1	0
<i>Vallisneria americana</i>	-	55	17	10	9	15
Autres	-	0	3	0	6	1
Période d'échantillonnage	30 sept.-3 oct.	27 août-2 oct.	26 août-4 oct.	29 août-8 sept.	26 août-8 sept.	24 août-22 sept.
Profondeur (m)	-	2,7 (1,2) [1,8-8,7]	3,2 (1,1) [1,8-7,9]	2,9 (1,0) [2,0-8,0]	3,5 (1,2) [2,2-8,3]	3,2 (1,3) [1,8-8,8]
% Secchi	-	47,9 (21,7) [13,4-100]	39,1 (16,1) [5,7-100]	41,9 (17,7) [7,2-88,9]	34,8 (19,4) [14,5-100]	48,7 (20,0) [18,2-100]
Turbidité (NTU)	-	-	-	-	-	6,9 (3,7) [2,3-21,2]
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-	228 (35) [142-275]	250 (39) [149-300]	261 (42) [173-300]	274 (29) [205-301]	271 (31) [193-308]
Niveau d'eau (m)	-*	3,8 (0,1) [3,6-4,1]	4,3 (0,1) [4,0-4,4]	4,1 (0,1) [4,1-4,3]	4,8 (0,1) [4,6-4,9]	4,2 (0,1) [4,1-4,4]
DJ $\geq 18^\circ\text{C}$	-	219,2	243,4	267,2	243,0	324,4
DJ $< 18^\circ\text{C}$	-	639,9	638,8	669,4	755,5	519,8
Température moyenne ($^\circ\text{C}$)	-	15,4	15,8	16,1	15,1	16,9

* Donnée non disponible. L'année 2002 a cependant une moyenne estivale (juillet à septembre) équivalente à celle de l'année 2013 (Archives canadiennes des données sur les marées et niveaux d'eau; <https://www.isdm-gdsi.gc.ca/isdm-gdsi/twl-mne/index-fra.htm>).

l'environnement R (R Core Team, 2018; progiciel vegan v2.6; Oksanen et collab., 2019; progiciel adespatial v0.3; Dray et collab., 2022). Les variables ainsi sélectionnées ont par la suite été utilisées en tant que variables spatiales à l'intérieur de toutes les analyses de redondance afin de prendre en compte la structure spatiale et d'estimer la part de variation de la VAS qu'elle explique. Afin de déterminer quelles espèces ou quels groupes d'espèces contribuaient de façon plus marquée aux changements temporels de la communauté de la VAS, un test bilatéral ($\alpha = 0,05$) a été effectué sur leur contribution au sein de l'analyse de redondance, tel que décrit dans Laporte et collab. (2021; 2022) et Caron et collab. (2022).

Effet de l'environnement sur la communauté végétale

Huit variables environnementales ont été considérées afin d'expliquer la communauté de la VAS: 1) la profondeur de l'eau (profondeur), 2) la profondeur du disque de Secchi exprimée en pourcentage de la hauteur de la colonne d'eau (% Secchi), 3) la conductivité spécifique de l'eau (conductivité), 4) le niveau d'eau

(niveau d'eau), 5) le nombre de jours écoulés entre le 1^{er} août et la date d'échantillonnage (J1A), 6) la température moyenne de l'air, 7) les nombres de degrés-jours au-dessus et 8) en dessous de 18°C du 1^{er} avril au 30 septembre inclusivement (T° moyenne, DJ $\geq 18^\circ\text{C}$ et DJ $< 18^\circ\text{C}$). Ces variables ont été extraites de la base de données du RSI à l'exception de T° moyenne, DJ $\geq 18^\circ\text{C}$, DJ $< 18^\circ\text{C}$ et du niveau d'eau. Les 3 premières ont été calculées à partir des données de la station de suivi météorologique du lac Saint-Pierre (Environnement Canada) et la moyenne journalière du niveau d'eau mesuré le jour de l'échantillonnage a été extraite de la station limnimétrique de Sorel (Environnement Canada). Les variables T° moyenne, DJ $\geq 18^\circ\text{C}$ et DJ $< 18^\circ\text{C}$ ont été choisies afin de tester les effets de la variation annuelle de la température sur la VAS, le niveau d'eau est un indicateur des conditions hydrologiques du lac Saint-Pierre (Morin et Bouchard, 2001), le % Secchi représente la profondeur relative de la zone photique, la conductivité sert d'indicateur des différentes masses d'eau au sein du lac Saint-Pierre (Hudon, 2000; Laporte et collab., 2020; Rondeau, 1999) et la variable J1A a permis de vérifier l'influence de la date d'échantillonnage.

Afin d'identifier les variables environnementales associées à la variation au sein des communautés de VAS, une sélection bidirectionnelle de modèles pas-à-pas identifiant les variables environnementales pouvant expliquer les variations de la communauté de la VAS a été effectuée (fonction « ordiR2step » dans l'environnement R; R Core Team, 2018; progiciel vegan v2.6; Oksanen et collab., 2019). Un partitionnement de la variation a été calculé afin d'évaluer la contribution environnementale, temporelle et spatiale sur la variation de la communauté de la VAS (fonction « varpart » dans l'environnement R; R Core Team, 2018; progiciel vegan v2.6; Oksanen et collab., 2019). Le partitionnement de la variation permet d'identifier les contributions (en pourcentage de variation expliquée) de chacune des matrices explicatives, de la somme de ces matrices, partagées par ces matrices et uniques à ces matrices (Borcard et collab., 1992). Dans la présente étude, le partitionnement de la variation a été effectué sur 3 matrices : 1) les variables environnementales sélectionnées, 2) la variable année et 3) les variables spatiales sélectionnées (voir explications ci-dessus). Puisque la presque totalité de la tendance temporelle est aussi expliquée par les variables environnementales sélectionnées (voir résultats), une analyse de redondance a été produite afin d'étudier l'effet des variables environnementales sélectionnées sur la communauté de VAS, après avoir appliqué une contrainte prenant en compte la structure spatiale de la VAS (tel qu'expliqué ci-dessus).

Effet de l'environnement sur les occurrences de vallisnérie et d'hétéranthère

Afin d'avoir un portrait actuel de la distribution de la VAS en 2021, les probabilités d'occurrence de la vallisnérie d'Amérique et de l'hétéranthère litigieuse (correspondant à la totalité des occurrences de la VAS en 2021) ont été modélisées à l'aide de régressions logistiques incluant les variables environnementales présentant une variation intra-annuelle (tableau 1; fonction « glm » dans l'environnement R; R Core Team, 2018). À noter que la variable % Secchi a été changée pour la turbidité, plus précise et mesurée en 2021 (NTU; turbidimètre Lamotte 2020e; tableau 1). Après avoir retiré les variables fortement corrélées entre elles ($r > 0,75$), les différentes combinaisons de variables et leurs interactions ont servi à construire les modèles permettant de prédire la présence de la vallisnérie d'Amérique et de l'hétéranthère litigieuse. Le meilleur modèle a été choisi en fonction des poids d'Akaike corrigés (AICc). L'AUC, permettant de quantifier la capacité d'un modèle à bien prédire les données observées, ainsi que le pseudo R^2 ajusté de MacFadden ont aussi été calculés dans l'environnement R (Hosmer et Lemeshow, 2000; fonctions « auc » et « Pseudo R^2 » dans l'environnement R; R Core Team, 2018; progiciel pROC; Robin et collab., 2011).

Résultats

Échantillonnage

Au total, 496 observations réparties sur 115 stations et 6 années ont été réalisées (figure 1; tableau 1). La VAS a été observée dans 227 de ces 496 échantillons (46%; figure 1; tableau 1). Sept espèces ou groupes d'espèces de VAS ont été recensés dans le lac Saint-Pierre au cours des 5 campagnes d'échantillonnage où la végétation a été identifiée à l'espèce (ou au groupe d'espèces), soit les algues filamenteuses, les algues vertes du genre *Nitella*, l'élodée du Canada, l'hétéranthère litigieuse, le potamot de Richardson, la vallisnérie d'Amérique et des espèces non identifiées regroupées sous la catégorie « autres ». Le myriophylle à épis n'a pas été répertorié parmi les espèces dominantes dans notre échantillonnage, qui exclut les sites dont la profondeur était inférieure à 1,8 m. L'espèce la plus fréquente était la vallisnérie d'Amérique avec 106 occurrences, suivie de l'hétéranthère litigieuse avec 48 occurrences de 2007 à 2021 (tableau 1). Rappelons que l'hétéranthère peut être confondue avec 2 espèces de potamots, mais que leur morphologie similaire suggère qu'elles puissent rendre des services écologiques comparables.

Tendance temporelle de la VAS

La probabilité d'observer de la VAS en tenant compte de l'effet aléatoire de la station a diminué graduellement de 2002 à 2021 ($z = -6,36$; $P < 0,001$; poids d'Akaike de second ordre comparativement au modèle neutre = 1,0), passant approximativement de 75 % en 2002 à 20 % en 2021 (figure 2A). À noter que de 2007 à 2021, la probabilité d'observer de la vallisnérie d'Amérique a diminué ($z = -5,37$; $P < 0,001$), alors que la probabilité d'observer l'hétéranthère litigieuse est demeurée stable ($z = -1,14$; $P = 0,25$).

En ce qui concerne la composition de la communauté végétale, l'analyse de coordonnées principales sur une matrice de voisinage a calculé un total de 86 axes à partir des coordonnées géographiques des stations. Une sélection pas-à-pas a permis de sélectionner 14 axes (PCNMs n^{os} 3, 6, 9, 10, 11, 14, 15, 19, 23, 27, 31, 56, 65, 68) qui constituent les variables de la composante spatiale de l'analyse, expliquant 12,8 % de la variation des abondances relatives de la VAS du lac Saint-Pierre ($P < 0,001$). L'analyse de redondance révèle que 17,1 % de la variation des abondances relatives de la VAS est expliquée par les variables spatiales et la variable « temps » (années 2007 à 2021; $P < 0,001$; figure 2B). Aucune variation n'est expliquée à la fois par les 2 types de variables. La variable temps expliquait 4,3 % de cette variation ($P < 0,001$), soit approximativement le tiers de celle expliquée par les variables spatiales (figure 2B). Le test bilatéral a identifié la vallisnérie d'Amérique comme étant la seule espèce ou le seul groupe d'espèces qui contribuait à la relation temporelle observée (figure 2C). Cette espèce est corrélée négativement à la variable temps, suggérant son déclin dans la communauté d'espèces de la VAS du lac Saint-Pierre (figure 2B). L'hétéranthère litigieuse, la seconde espèce la plus représentée au lac Saint-Pierre, ne montrait aucune association statistique avec la variable temps (figure 2B; tableau 1).

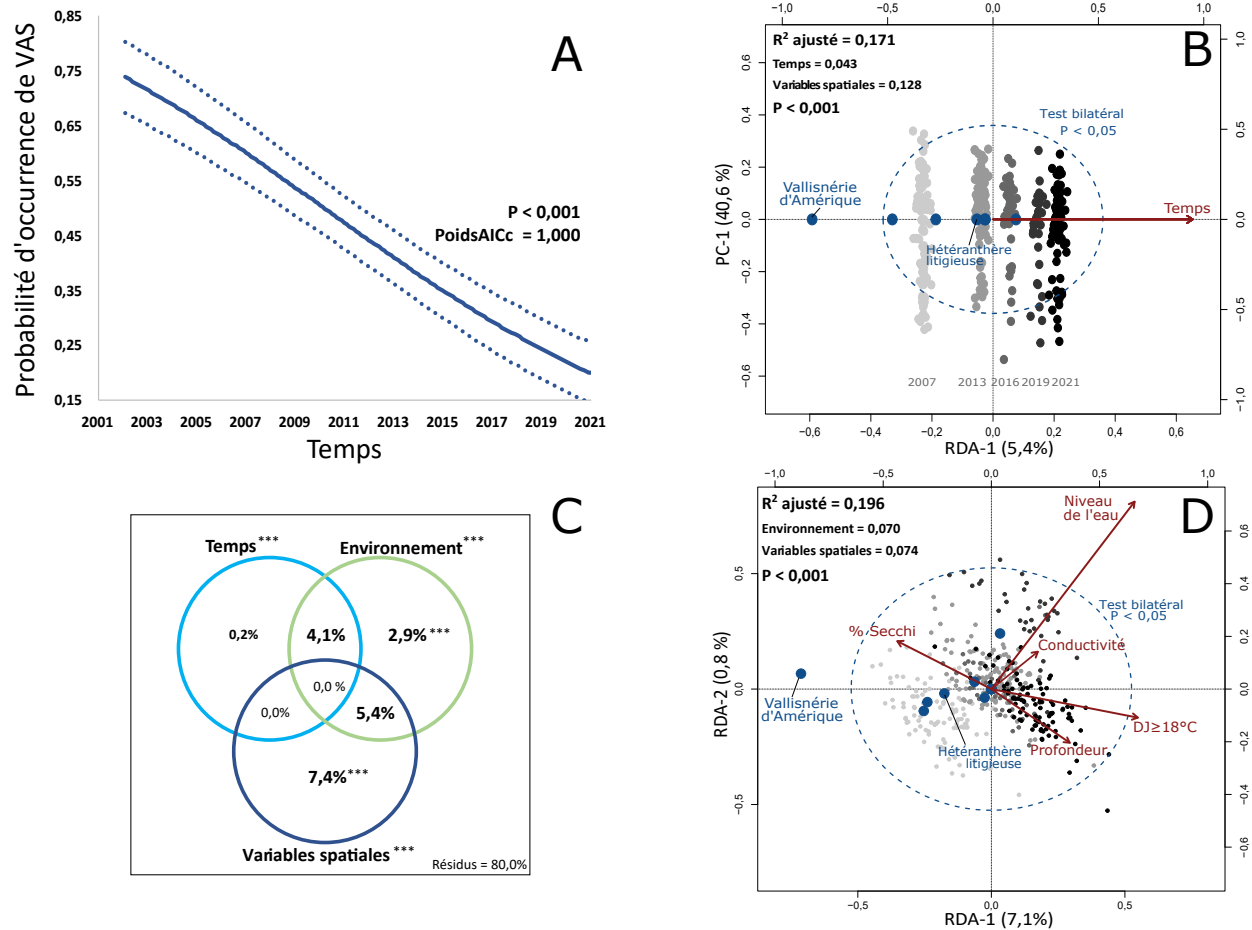


Figure 2. A) Régression logistique expliquant les occurrences de végétation aquatique submergée (VAS) en fonction du temps (année) avec son intervalle de confiance à 95 % (pointillé). La variable aléatoire « station » (non illustrée) a été utilisée afin de contrôler pour la variation spatiale dans le jeu de données. B) Analyse de redondance expliquant la variation de la communauté d'espèces en fonction du temps après avoir contraint avec des variables spatiales (un ensemble de 14 db-MEMs préalablement sélectionnés). C) Partition de la variation observée au sein de la communauté d'espèces en fonction du temps (année), de l'environnement et de la structure spatiale. D) Analyse de redondance expliquant la variation de la communauté d'espèces en fonction de l'environnement (5 variables) après avoir contraint avec des variables spatiales (les mêmes qu'en B). Dans les analyses de redondance, les cercles gris et noirs représentent les sites échantonnés, et les cercles bleus représentent la contribution de chacune des espèces à la relation entre le temps et la communauté d'espèces.

Effet de l'environnement sur la communauté d'espèces

Des 8 variables environnementales compilées, 2 ont été retranchées (T° moyenne et $DJ < 18^{\circ}C$) afin de limiter la multicollinéarité ($r > 0,75$). La sélection pas-à-pas de modèles d'analyse de redondance a ensuite été produite sur les 6 variables restantes et s'est soldée par la sélection de 5 de ces 6 variables, soit la profondeur, le % Secchi, la conductivité, le niveau d'eau et les $DJ \geq 18^{\circ}C$. L'ensemble des facteurs d'inflation de la variance était inférieur à 2, confirmant un faible effet relatif à la multicollinéarité (James et collab., 2013). La seule variable non conservée par le modèle était J1A, suggérant que la période d'échantillonnage, pouvant s'étendre sur une période de 41 jours (tableau 1), n'a pas eu d'effet sur la variation observée des abondances relatives de la VAS.

Le partitionnement de la variation confirme les résultats précédents et montre que la matrice de variables spatiales expliquait 12,8 % (figure 2C), la variable temps expliquant quant à elle 4,3 % (figure 2C), alors que les variables environnementales expliquaient 12,4 % (figure 2C) de la variation de la VAS. À noter que la presque totalité de la variation expliquée par la variable temps l'est également par les variables environnementales (4,1 sur 4,3 %; figure 2C). L'analyse de redondance montre que des valeurs élevées de niveau de l'eau, de température, de conductivité et de profondeur sont associées à une diminution d'abondance relative de la vallisnérie (figure 2D). À l'inverse, des % Secchi élevés (pénétration de la lumière dans la colonne d'eau) sont associés à des abondances relatives de la vallisnérie plus élevées (figure 2D).

Effet de l'environnement sur les occurrences de vallisnérie et d'hétéranthère

En 2021, les probabilités d'occurrence de la vallisnérie et de l'hétéranthère dans le lac Saint-Pierre sont expliquées principalement par 3 variables environnementales, soit la profondeur, la conductivité et la turbidité. Chez les 2 espèces, le même modèle a été sélectionné parmi les 18 différents modèles emboîtés (voir l'annexe, tableaux A1 et A2) et les facteurs d'inflation de la variance étaient tous inférieurs à 2. Une faible turbidité, une conductivité élevée et une profondeur inférieure à 4 m représentaient les conditions favorables à la présence des 2 espèces (figures 3A et 3B). Le modèle retenu pour la vallisnérie présentait un R^2 ajusté de MacFadden de 0,294 et selon l'AUROC, le modèle présentait un très bon pouvoir de discrimination permettant de prédire 90,0 % des observations (voir l'annexe, tableau A1). Le modèle retenu pour l'hétéranthère montrait un R^2 ajusté de 0,178 et permettait de prédire 89,1 % des observations (voir l'annexe, tableau A2).

Discussion

La présente étude montre une diminution des occurrences de la VAS de 2002 à 2021 au lac Saint-Pierre. Un

changement au sein de la communauté végétale, principalement attribuable au déclin de la vallisnérie, a également été observé de 2007 à 2021. En 2021, les distributions de la vallisnérie et de l'hétéranthère, composant l'ensemble des occurrences de la VAS, étaient concentrées dans les zones peu turbides, peu profondes et à conductivité élevée. Ces occurrences et ces caractéristiques physico-chimiques correspondent fortement à celles de la masse d'eau des Grands Lacs (voir l'annexe, figure A1; conductivité > 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$; turbidité moyenne de 1,3 NTU; Hudon, 2000; Rondeau, 1999). Nos résultats suggèrent que cette masse d'eau est possiblement l'un des derniers refuges d'importance pour la VAS du lac Saint-Pierre, dans la zone située à plus de 1,8 m de profondeur.

Causes potentielles du déclin de la végétation aquatique submergée

La présente étude suggère que les changements d'abondance et de composition de la communauté de VAS observés depuis 2002 sont associés à la turbidité, à la profondeur, à la température et au niveau de l'eau. Les analyses ont montré que plus le pourcentage de la colonne d'eau pénétrée par la lumière (% Secchi) est grand, plus les abondances relatives de la vallisnérie sont élevées. De faibles valeurs de turbidité et de profondeur augmentent également les probabilités d'observer de la vallisnérie et de l'hétéranthère, suggérant que la quantité de lumière parvenant au fond est importante pour expliquer la répartition spatiale de la VAS au lac Saint-Pierre. À l'échelle du fleuve, la vallisnérie est la seule plante à rosette avec feuilles allongées et elle possède une grande biomasse racinaire. Ces caractéristiques lui permettent de supporter de fortes vitesses d'écoulement et de s'établir à des profondeurs de plus de 5 m (Hudon, 1997). En contrepartie, il s'agit d'une espèce particulièrement vulnérable au pourcentage de la colonne d'eau pénétrée par la lumière. En 2021, aucune vallisnérie n'a été observée sous 3,25 m, alors qu'elle était présente jusqu'à 8,30 m en 2007. Une réduction de la profondeur de la zone photique pourrait donc expliquer la perte de VAS, principalement attribuable à la disparition de la vallisnérie dans les secteurs de profondeur supérieure à 3,25 m. Il est à noter que la turbidité a triplé en moyenne à l'échelle du lac depuis le début des années 2000 (Giacomazzo et collab., 2020), réduisant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. De surcroît, la réduction du pourcentage de la colonne d'eau pénétrée par la lumière, engendrée par la hausse de la turbidité, a pu être exacerbée en condition de niveaux d'eau plus élevés qui ont eu comme effet d'augmenter la profondeur des sites étudiés.

Le niveau d'eau est un indicateur des conditions hydrologiques du lac Saint-Pierre qui peuvent avoir un impact sur la biomasse et la répartition de la VAS (Botrel et collab., 2022; Hudon et collab., 2018; Morin et collab., 2006). Cependant, les niveaux d'eau enregistrés au cours des années d'inventaire ont fréquemment été observés au cours des 100 dernières années (Archives canadiennes des données sur les marées et niveaux d'eau; <https://www.isdm-gdsi.gc.ca/isdm-gdsi/twl-mne/index-fra.htm>) et correspondent pour la plupart à des conditions

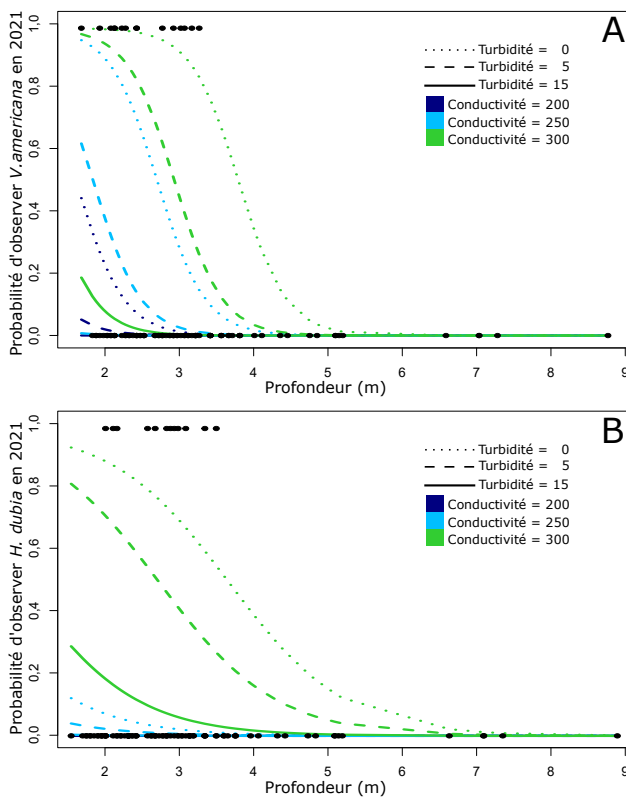


Figure 3. Régression logistique expliquant les occurrences (A) de la vallisnérie d'Amérique (*Vallisneria americana*) et (B) de l'hétéranthère litigieuse (*Heteranthera dubia*) en 2021 en fonction de la profondeur, de la turbidité et de la conductivité (voir l'annexe, tableaux A1 et A2 pour la comparaison des 18 modèles).

hydrologiques presque optimales pour le développement de la VAS (Morin et Bouchard, 2001 ; Morin et collab., 2006). Ainsi, le déclin de la vallisnérie et la quasi-disparition de la VAS sur la rive nord, dans les 10 dernières années, ne peut s'expliquer seulement par les variations du niveau de l'eau. En effet, les prédictions de modèles d'habitats suggèrent que les niveaux d'eau enregistrés au cours de la période d'étude devraient se traduire par la présence de vallisnérie et d'hétéranthère sur la majorité de la superficie du lac Saint-Pierre (Morin et Bouchard, 2001 ; Morin et collab., 2006). En 2002 et en 2007, la répartition des occurrences de la VAS et, plus spécifiquement celle de la vallisnérie d'Amérique, correspondait aux prédictions du modèle, ce qui n'est plus le cas. Sur la base de modèles d'habitats et des conditions hydrologiques, l'année 2021 aurait théoriquement dû favoriser un bon développement de la VAS au lac Saint-Pierre (Morin et collab., 2006). Cependant, ces prédictions ont été calculées sans tenir compte de l'augmentation radicale de la turbidité au lac Saint-Pierre. L'hétéranthère litigieuse était déjà absente en 2007 sur la rive nord (données non illustrées) et la VAS se trouve maintenant concentrée au sud-ouest du lac Saint-Pierre, près de la voie maritime où la masse d'eau des Grands Lacs y est concentrée (voir l'annexe, figure A1). Ces informations suggèrent une perte de VAS influencée par le déclin de la vallisnérie d'Amérique et, probablement avant 2007, de l'hétéranthère litigieuse. Puisque celle-ci peut être confondue sous l'eau avec le potamot pectiné et le potamot zostériforme, ce déclin représente potentiellement celui de ce groupe d'espèces.

Récemment, une méta-analyse de Ersoy et collab. (2020) a confirmé que le pourcentage de la colonne d'eau occupée par la VAS peut s'accroître avec une augmentation de la température de l'eau si la luminosité n'est pas limitante. À l'inverse, il diminuerait dans des conditions eutrophes telles qu'observées dans le lac Saint-Pierre en raison de la croissance excessive de phytoplancton limitant la disponibilité de la lumière dans la colonne d'eau. Depuis les années 1970, l'augmentation des températures de l'eau est associée à une diminution de la biomasse de VAS du lac Saint-Pierre (Hudon et collab., 2018). Notre étude associe aussi les températures élevées à une diminution d'abondance relative de la vallisnérie. En revanche, Botrel et collab. (2022) ont montré que les années où les biomasses de VAS enregistrées étaient les plus basses (de 2012 à 2017) coïncident à la fois avec les années où les températures sont les plus chaudes et les plus froides. Il est donc possible que cette variable n'ait pas d'effet linéaire sur la biomasse de VAS en plus d'interagir avec les niveaux d'eau (Botrel et collab., 2022). De plus, puisque la vallisnérie d'Amérique a été signalée jusqu'en Colombie (Bernal et collab., 2015), il semble invraisemblable que les températures plus élevées récemment enregistrées au lac Saint-Pierre soient la cause principale du signal observé dans cette étude.

Nos analyses ont aussi révélé que des valeurs élevées de conductivité ont un effet négatif sur les abondances relatives de la vallisnérie, mais paradoxalement, elles ont aussi révélé qu'une haute conductivité augmenterait la probabilité d'observer de la vallisnérie et de l'hétéranthère. Cette contradiction peut

s'expliquer par les caractéristiques particulières de la masse d'eau des Grands Lacs (c.-à-d., une conductivité élevée et une faible turbidité) et l'augmentation moyenne de la conductivité dans l'ensemble du lac Saint-Pierre de 2007 à 2021 (tableau 1). Une augmentation des particules en suspension va augmenter la turbidité et la conductivité de l'eau, mais des solides dissous dans l'eau augmentent seulement la conductivité, comme on l'observe dans la masse d'eau des Grands Lacs qui coule sur un lit d'argile. La conductivité ne semble donc pas avoir d'effet direct sur la VAS et doit être davantage perçue comme une variable de substitution (*proxy*) permettant d'associer la masse d'eau plus claire des Grands Lacs à la distribution actuelle de la VAS dans les zones situées à plus de 1,8 m de profondeur.

En somme, la masse d'eau des Grands Lacs, moins turbide, constituerait potentiellement un refuge photique au sein du lac Saint-Pierre, où la lumière pénètre plus profondément la colonne d'eau et permet le développement de la VAS. Bien que d'autres hypothèses telles que l'effet érosif des glaces ou le broutage par des espèces herbivores mériteraient d'être vérifiées, la protection de ce refuge potentiel pour la VAS s'avère essentielle. Par le passé, le lit du fleuve a subi d'importantes modifications anthropiques au lac Saint-Pierre afin de permettre la navigation commerciale. En plus du creusement du chenal de navigation et du dépôt de déblais de 1854 à 1998, 5 reversoires (seuils de pierres) ont été érigés à partir de 1928 dans l'archipel afin d'augmenter le niveau d'eau en amont et de canaliser le débit du fleuve dans le chenal principal (Côté et Morin, 2007). Ces transformations physiques ont eu comme effet de concentrer la masse d'eau provenant des Grands Lacs à l'intérieur et aux abords du chenal de navigation. Le présent article met en lumière que toutes nouvelles interventions réduisant l'étendue de la masse d'eau des Grands Lacs, notamment le rehaussement ou l'ajout de reversoires et le creusement du chenal de navigation, pourraient affecter l'un des derniers refuges de croissance de la VAS au lac Saint-Pierre.

Conséquences écosystémiques de la perte de VAS

Le couvert végétal et sa complexité architecturale offrent différents habitats pour les poissons et de nombreux autres organismes aquatiques (p. ex. : invertébrés, insectes). Il offre des supports pour la reproduction, divers abris protégeant de la prédation et des habitats propices à l'alimentation (Hudon, 2006). De plus, la VAS produit un intrant énergétique dans le milieu par la photosynthèse et influence la concentration d'oxygène et la qualité de l'eau (Racchetti et collab., 2010 ; Wigand et collab., 2000). Historiquement, le couvert dense de végétation aquatique du lac Saint-Pierre était reconnu pour supporter des communautés naturellement abondantes et diversifiées de zooplancton et autres groupes d'invertébrés (Bolduc et collab., 2020 ; Tessier, 2003 ; Vis, 2004). La perte de VAS au lac Saint-Pierre a contribué à une diminution de l'abondance et de la croissance des perchaudes, menant à l'effondrement du stock et de la pêcherie (Giacomazzo et collab., 2020). De plus, la présence concomitante de cyanobactéries benthiques *Lyngbia*

wollei, rapportée au lac Saint-Pierre depuis 2005, a été associée à une faible abondance de plantes aquatiques submergées (Hudon et collab., 2012), à un appauvrissement de la disponibilité des proies ainsi qu'à une réduction du taux de croissance chez la perchaude lors de sa première année de développement (Hudon et collab., 2012). Tout comme la perchaude, le grand brochet, connu pour croître dans les herbiers submergés, montre un déclin depuis le début des années 2000 (Paquin et collab., 2018). Par ailleurs, le lac Saint-Pierre est la plus importante halte migratoire d'oiseaux aquatiques de l'est du Canada, pouvant accueillir jusqu'à 800 000 oiseaux par année, représentant 291 des 400 espèces présentes au Québec. Il est vraisemblable que les diminutions des superficies de la VAS, des biomasses de zooplancton et de poissons puissent se traduire par une perte énergétique majeure pour ces groupes aviaires. Finalement, la superficie de la VAS réduite à la masse d'eau des Grands Lacs en est d'autant plus alarmante considérant sa vocation de voie navigable commerciale et son débit rapide le long du tronçon fluvial. Un déversement pétrolier à la hauteur de Montréal pourrait atteindre le lac Saint-Pierre en quelques heures et détériorer grandement une part importante de ce qui reste de VAS.

Implications pour la gestion

La recolonisation par la VAS dans un milieu perturbé est possible, quoique lente, et a été démontrée empiriquement (Hilt et collab., 2018). À titre d'exemple, une gestion s'échelonnant sur une période de 30 ans basée sur la réduction de nutriments et de la turbidité a permis la recolonisation de 17 000 hectares d'herbiers sur la côte est américaine (Lefcheck et collab., 2018). Ainsi, des actions visant à réduire les charges de nutriments et de matières en suspension issues du bassin versant sont nécessaires afin de contribuer à la restauration des herbiers submergés. Au Québec, la mise en service de stations d'épuration et l'amélioration apportée à la gestion des fertilisants à partir des années 1980 ont permis de réduire de façon perceptible les apports en matière organique biodégradable, en matières en suspension et en phosphore dans les cours d'eau (Simoneau, 2017). L'azote est toutefois en augmentation (Giacomazzo et collab., 2020; Simoneau, 2017), ce qui a engendré un déséquilibre du rapport azote-phosphore dont les effets sur la croissance de la VAS sont encore méconnus (Goyette et collab., 2016). La concentration médiane en azote total mesurée dans les tributaires s'explique principalement par le pourcentage de la superficie des bassins versants consacrée aux cultures (Hébert et Blais, 2017) et le phosphore provient des apports diffus anthropiques (68 %; Simoneau, 2017), principalement issus des cultures annuelles (Patoine, 2017) et des eaux municipales traitées (Patoine, 2017; Simoneau, 2017). La superficie des cultures annuelles et les rejets des stations d'épuration expliquent pour leur part la turbidité et les teneurs en matières en suspension (Hébert et Blais, 2017). Considérant l'ensemble de ces faits, la protection des sols contre l'érosion par des changements de pratiques agricoles et la restauration de bandes riveraines élargies dans les zones les plus érosives (Clément et collab., 2017; Corriveau et collab., 2020)

constituent des éléments clés pour restaurer des conditions favorables à la croissance de la VAS au lac Saint-Pierre.

Finalement, il importe d'éviter toute future intervention physique ou décision de gestion des débits du Saint-Laurent qui aurait pour conséquence de concentrer davantage la masse d'eau des Grands Lacs dans le chenal de navigation. Cette masse d'eau au sein du lac Saint-Pierre constitue un refuge photique de la VAS en raison de sa plus faible turbidité. Compte tenu de la dégradation de l'écosystème du lac Saint-Pierre, la protection de ce refuge est essentielle afin de maintenir des habitats pour les espèces dont le cycle de vie dépend de la VAS, mais aussi afin de conserver une banque de semences et de rhizomes qui potentiellement pourront recoloniser les secteurs dépourvus en VAS lorsque ceux-ci seront de nouveau de qualité. Il serait aussi important de réduire les activités anthropiques détruisant directement la VAS ou son habitat d'ici à ce que le déclin soit minimalement renversé. Considérant que le lac Saint-Pierre offre des services écologiques d'une importance capitale pour la biodiversité du fleuve Saint-Laurent et de l'est de l'Amérique, une prise de conscience de la situation précaire de la VAS, accompagnée de mesures concrètes visant son rétablissement, sont nécessaires afin de mieux protéger et restaurer cette réserve mondiale de la biosphère de l'UNESCO.

Remerciements

Nous remercions les biologistes et techniciens de la faune du MELCCFP qui composent l'équipe du RSI et qui ont procédé à l'acquisition des données sur le terrain. Ces travaux ont été rendus possibles grâce au soutien financier du Plan d'action Saint-Laurent, du programme de Réinvestissement dans le domaine de la faune et du Centre d'expertise en gestion des risques d'incidents maritimes. Nous remercions Denise Tousignant (rédactrice en chef), Martin Lavoie (rédacteur en chef adjoint), Stéphanie Pellerin (rédactrice adjointe) et l'ensemble de l'équipe majoritairement bénévole du *Naturaliste canadien* offrant une science de qualité en français. Finalement, nous remercions les 2 réviseurs anonymes pour leurs commentaires constructifs qui ont permis d'améliorer l'article. ◀

Références

- BERNAL, R., S.R., GRADSTEIN et M. CELIS, 2015. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. <http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co/en/>.
- BOLDUC, P., A. BERTOLO, C. HUDON et B. PINEL-ALLOUL, 2020. Submerged aquatic vegetation cover and complexity drive crustacean zooplankton community structure in a large fluvial lake: An *in situ* approach. *Journal of Great Lakes Research*, 46: 767-779. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.12.011>.
- BORCARD, D., P. LEGENDRE et P. DRAPEAU, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055. <https://doi.org/10.2307/1940179>.
- 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*, 58: e2022WR032678. <https://doi.org/10.1029/2022WR032678>.
- CARON, F., M. LAPORTE et L. BERNATCHE, 2022. Inventaire ichtyologique du bassin versant de la zone du Chêne et de la forêt de la Seigneurie de Lotbinière au moyen de l'ADN environnemental. *Le Naturaliste canadien*, 146 (2): 3-18. <https://doi.org/10.7202/1091884ar>.

- CAZA-ALLARD I., M. LAPORTE, G. CÔTÉ, J. APRIL et L. BERNATCHEZ, 2022. Effect of biotic and abiotic factors on the production and degradation of fish environmental DNA: An experimental evaluation. *Environmental DNA*, 4 : 453-468. <https://doi.org/10.1002/edn3.266>.
- CLÉMENT, F., J. RUIZ, M.A. RODRIGUEZ, D. BLAIS et S. CAMPEAU, 2017. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments. *Ecological Indicators*, 72 : 627-639. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.001>.
- CORRIVEAU, L., S. CAMPEAU et D. BLAIS, 2020. Cartographie des risques d'érosion en milieu agricole dans les bassins versants des tributaires du lac Saint-Pierre. Rapport réalisé par le Comité ZIP du lac Saint-Pierre, en collaboration avec le Département des sciences de l'environnement de l'Université du Québec à Trois-Rivières et la Direction des connaissances écologiques du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, dans le cadre des travaux du Comité d'experts sur l'amélioration de la qualité de l'eau de la Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre, 30 p.
- CÔTÉ, J.-P. et J. MORIN, 2007. Principales interventions humaines survenues dans le fleuve Saint-Laurent entre Montréal et Québec au 20^e siècle : 1907-2005. Rapport technique SMC Québec-Section Hydrologie RT-141. Environnement Canada, Québec, 65 p. Disponible en ligne à : https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/eccc/En57-48-141-fra.pdf.
- DIAS, M.S., P.A. TEDESCO, B. HUGUENY, C. JÉZÉQUEL, O. BEAUCHARD, S. BROSSE et T. OBERDORFF, 2017. Anthropogenic stressors and riverine fish extinctions. *Ecological Indicators*, 79 : 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.053>.
- DRAY, S., D. BAUMAN, G. BLANCHET, D. BORCARD, S. CLAPPE, G. GUÉNARD, T. JOMBART, G. LAROCQUE, P. LEGENDRE, N. MADI et H.H. WAGNER, 2022. *adespatial*: Multivariate multiscale analysis. R package version 0.3-18. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.
- DUDGEON, D., A.H. ARTHINGTON, M.O. GESSNER, Z.I. KAWABATA, D.J. KNOWLER, C. LÉVÉQUE, R.J. NAIMAN, A.-H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M.L.J. STIASNY et C.A. SULLIVAN, 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 : 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- ERSOY Z., U. SCHARFENBERGER, D.L. BAHU, T. BUCAK, T. FELDMANN, J. HEJZLAR, E.E. LEVI, A. MAHDY, T. NÖGES, E. PAPASTERGIADOU, 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*, 26 : 6831-6851. <https://doi.org/10.1111/gcb.15338>.
- GIACOMAZZO, M., A. BERTELO, 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 Total Environment*, 717 : 135377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135377>.
- GOYETTE, J.O., E.M. BENNETT, R.W. HOWARTH et R. MARANGER, 2016. Changes in anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to the St. Lawrence sub-basin over 110 years and impacts on riverine export. *Global Biogeochemical Cycles*, 30 : 1000-1014. <https://doi.org/10.1002/2016GB005384>.
- HÉBERT, S. et D. BLAIS, 2017. Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs. 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, Québec, 30 p. Disponible en ligne à : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf. [Visité le 2023-02-17].
- HIDDING, B., E.S. BAKKER, M.J.M. HOOTSMANS et S. HILT, 2016. Synergy between shading and herbivory triggers macrophyte loss and regime shifts in aquatic systems. *Oikos*, 125 : 1489-1495. <https://doi.org/10.1111/oik.03104>.
- HILT, S., M.M. A. NUÑEZ, E.S. BAKKER, I. BLINDOW, T.A. DAVIDSON, M. GILLEFALK, L.-A. HANSSON, J.H. JANSE, A.B.G. JANSSEN, E. JEPPESEN, T. KABUS, A. KELLY, J. KÖHLER, T.L. LAURIDSEN, W.M. MOOIJ, R. NOORDHUIS, G. PHILLIPS, J. RÜCKERS, H.-H. SCHUSTER, ..., C.D. SAYER, 2018. Response of submerged macrophyte communities to external and internal restoration measures in north temperate shallow lakes. *Frontiers in Plant Science*, 9 : 194. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00194>.
- HOSMER, D.W. et S. LEMESHOW, 2000. *Applied logistic regression*. 2^e édition. John Wiley & Sons, New York, 373 p.
- HUDON, C., 1997. Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 54 : 2853-2865. <https://doi.org/10.1139/f97-201>.
- HUDON, C., 2000. Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 57 : 16-30. <https://doi.org/10.1139/f99-228>.
- HUDON, C., 2006. Chap. 5: Effects of the hydrological regime on plant diversity and productivity. Dans : TALBOT, A. (édit.). *Water availability issues for the St. Lawrence River: An environmental synthesis*. Environnement Canada, Montréal, p. 55-68. Disponible en ligne à : https://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En154-43-2006-eng.pdf. [Visité le 2023-02-17].
- HUDON, C. et R. CARIGNAN, 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 : 1165-1180. <https://doi.org/10.1139/F08-069>.
- HUDON, C., A. CATTANEO, A.M. TOURVILLE-POIRIER, P. BRODEUR, P. DUMONT, Y. MAILHOT, J.P. AMYOT, S.P. DESPATIE et Y. DE LAFONTAINE, 2012. Oligotrophication from wetland eputation alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74 : 495-511. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0243-2>.
- 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*, 643 : 1137-1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.080>.
- JAMES, G., D. WITTEN, T. HASTIE et R. TIBSHIRANI, 2013. *An introduction to statistical learning: With applications in R*. Springer, New York, 434 p.
- KNUDSON, C., S. BENSON, C. GEYER et G. JONES, 2021. Likelihood-based inference for generalized linear mixed models: Inference with the R package glmm. *Stat*, 10 (1) : e339. <https://doi.org/10.1002/sta4.339>.
- LAPORTE, M., B. BOUGAS, G. CÔTÉ, O. CHAMPOUX, Y. PARADIS, J. MORIN et L. BERNATCHEZ, 2020. Caged fish experiment and hydrodynamic bidimensional modeling highlight the importance to consider 2D dispersion in fluvial environmental DNA studies. *Environmental DNA*, 2 : 362-372. <https://doi.org/10.1002/edn3.88>.
- LAPORTE, M., E. RENEY-NOLIN, V. CHOUINARD, C. HERNANDEZ, E. NORMANDEAU, B. BOUGAS, C. CÔTÉ, S. BEHMELET L. BERNATCHEZ, 2021. Proper environmental DNA metabarcoding data transformation reveals temporal stability of fish communities in a dendritic river system. *Environmental DNA*, 3 : 1007-1022. <https://doi.org/10.1002/edn3.224>.
- LAPORTE, M., C.S. BERGER, E. GARCIA-MACHADO, G. CÔTÉ, O. MORISSETTE et L. BERNATCHEZ, 2022. Cage transplant experiment shows weak transport effect on relative abundance of fish community composition as revealed by eDNA metabarcoding. *Ecological Indicators*, 137 : 108785. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108785>.
- LEFCHECK, J.S., R.J. ORTH, W.C. DENNISON, D.J. WILCOX, R.R. MURPHY, J. KEISMAN, C. GURBISZ, M. HANNAM, J.B. LANDRY, K.A. MOORE, C.J. PATRICK, J. TESTA, D.E. WELLE et R.A. BATIUK, 2018. Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 : 3658-3662. <https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115>.

- LEGENDRE, P. et E.D. GALLAGHER, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>.
- MAGNAN, P., É. PAQUIN, P. BRODEUR, Y. PARADIS, N. VACHON, P. DUMONT 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, Québec, iv + 49 p. et ann. Disponible en ligne à : https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/peche/RA_Avis-Scientifique_Moratoire-Perchaude_2021.pdf.
- [MDDEFP] MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2013. Le lac Saint-Pierre: un joyau à restaurer. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, 28 p. Disponible en ligne à : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/doc-synthese.pdf>.
- MORIN, J. et A. BOUCHARD, 2001. Les bases de la modélisation du tronçon Montréal/Trois-Rivières. Rapport scientifique SMC-Hydrométrie RS-100. Environnement Canada, Sainte-Foy, 56 p.
- MORIN, J., K. TURGEON, S. MARTIN et O. CHAMPOUX, 2006. Chap. 3: Modelling changes in aquatic plant communities and wetland of the St. Lawrence River. Dans : TALBOT, A. (édit.). Effects of the hydrological regime on plant diversity and productivity. Water availability issues for the St. Lawrence River: An environmental synthesis. Environnement Canada, Montréal, p. 24-37. Disponible en ligne à : https://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En154-43-2006-eng.pdf. [Visité le 2023-02-17].
- OKSANEN, J., G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P.R. MINCHIN, R.B. O'HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. HENRY, H. STEVENS, E. SZOECIS et H. WAGNER, 2019. vegan: Community ecology package. R package version 2.5-6.
- PAQUIN, É., P. BRODEUR, N. VACHON, Y. PARADIS et C. CÔTÉ, 2018. Synthèse de l'état de situation des espèces de poissons d'intérêt sportif au lac Saint-Pierre en 2016. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 4 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/etat-situation-poissons-lac-St-Pierre-2016.pdf>.
- PATOINE, M. 2017. Charges de phosphore, d'azote et de matières en suspension à l'embouchure des rivières du Québec – 2009 à 2012. 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, Québec, 25 p. et 11 ann. Disponible en ligne à : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/charge-phosphore-azote-mes2009-2012.pdf. [Visité le 2023-02-17].
- R CORE TEAM, 2018. R: A language and environment for statistical computing. Disponible en ligne à : www.r-project.org/foundation/. [Visité le 2023-02-17].
- ROBIN, X., N. TURCK, A. HAINARD, N. TIBERTI, F. LISACEK, J.-C. SANCHEZ et M. MÜLLER, 2011. pROC: An open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics*, 12: 77. <https://doi.org/10.1186%2F1471-2105-12-77>.
- RONDEAU, B., 1999. Validation d'une station de référence pour le suivi de la qualité des eaux dans le fleuve Saint-Laurent à Québec. Scientific and Technical Report ST-175, Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- SIMONEAU, M., 2017. Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre: évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014. 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, Québec, 54 p. + 13 ann. Disponible en ligne à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/lac-stpierre/qualite-eau-tributaires.pdf>.
- TESSIER, C., 2003. Influence de la structure des habitats végétaux sur les communautés d'invertébrés lacustres. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal.
- VIS, C., 2004. Importance relative des producteurs primaires sur la production globale du lac Saint-Pierre, un grand lac fluvial du Saint-Laurent. Thèse de doctorat, Université de Montréal, Montréal. Disponible en ligne à : <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/15024?locale-attribute=fr>.
- VIS, C., A. CATTANEO et C. HUDON, 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *Journal of Phycology*, 44: 38-44. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x>.
- 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*, 467: 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>.
- WIGAND, C., J. WEHR, K. LIMBURG, B. GORHAM, S. LONGERGAN et S. FINDLAY, 2000. Effect of *Vallisneria americana* (L.) on community structure and ecosystem function in lake mesocosms. *Hydrobiologia*, 418: 137-146. <https://doi.org/10.1023/A:1003808220424>.

Annexe

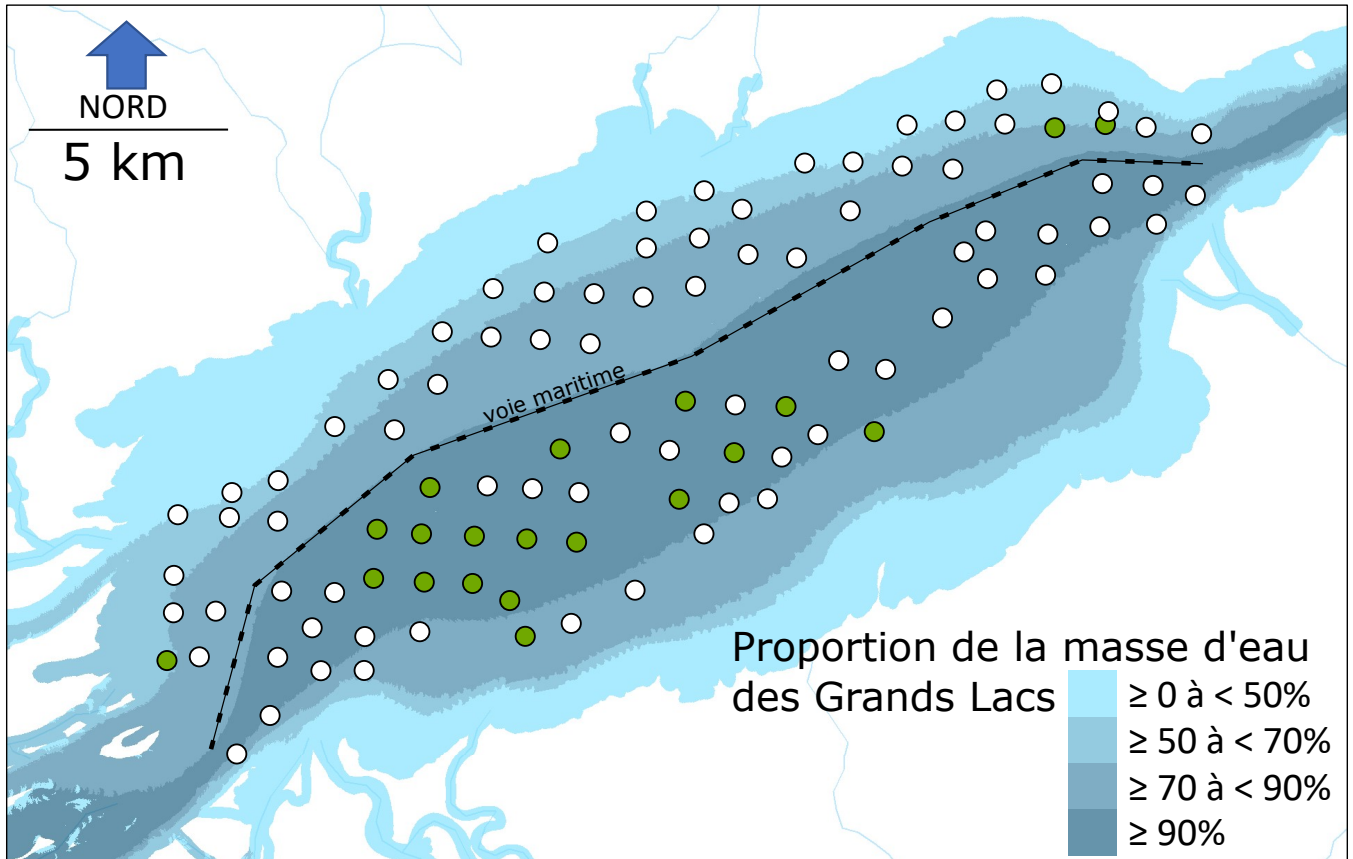


Figure A1. Superposition des occurrences de végétation aquatique submergée lors de la campagne de 2021 (présence = cercles verts ; absence = cercles blancs) sur la distribution des proportions de la masse d'eau des Grands Lacs au lac Saint-Pierre le 5 septembre 2017, selon la modélisation hydrodynamique bidimensionnelle du Saint-Laurent (Morin et Bouchard, 2001). L'illustration soutient l'hypothèse que la masse d'eau des Grands Lacs est un refuge photique pour la végétation aquatique submergée dans le lac Saint-Pierre.

Tableau A1. Détails des différentes régressions logistiques tentant d'expliquer les occurrences de la vallissérie d'Amérique avec les variables de profondeur (m), de turbidité (NTU) et de conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$), seules ou en interaction. Les poids des modèles ont été calculés en fonction des critères AICc (poids Akaike). L'AUROC, permettant de quantifier la capacité du modèle à bien prédire les données observées, et le pseudo R^2 ajusté de MacFadden ont aussi été calculés.

Modèle	Poids Akaike	AUROC	Pseudo R^2
Profondeur + Turbidité + Conductivité	0,293	0,900	0,294
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Turb:Cond	0,256	0,915	0,294
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Turb + Turb:Cond	0,116	0,915	0,278
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Cond	0,103	0,900	0,272
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Turb	0,097	0,901	0,270
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Cond + Turb:Cond	0,087	0,914	0,271
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Turb + Prof:Cond	0,033	0,899	0,248
Profondeur \times Turbidité \times Conductivité	0,013	0,913	0,233
Profondeur + Conductivité	0,002	0,843	0,171
Profondeur \times Conductivité	0,001	0,842	0,148
Profondeur + Turbidité	0,000	0,782	0,100
Nul	0,000	0,500	-0,024
Profondeur	0,000	0,710	0,056
Profondeur \times Turbidité	0,000	0,782	0,076
Conductivité	0,000	0,642	-0,007
Turbidité	0,000	0,600	-0,021
Turbidité + Conductivité	0,000	0,671	-0,005
Turbidité \times Conductivité	0,000	0,672	-0,001

Tableau A2. Détails des différentes régressions logistiques tentant d'expliquer les occurrences de l'hétéranthère litigieuse avec les variables de profondeur (m), de turbidité (NTU), de conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$), seules ou en interaction. Les poids des modèles ont été calculés en fonction des critères AICc (poids Akaike). L'AUROC, permettant de quantifier la capacité du modèle à bien prédire les données observées, et le pseudo R^2 ajusté de MacFadden ont aussi été calculés.

Modèle	Poids Akaike	AUROC	Pseudo R^2
Profondeur + Turbidité + Conductivité	0,254	0,891	0,178
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Turb:Cond	0,204	0,896	0,175
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Turb	0,119	0,888	0,160
Profondeur + Conductivité	0,098	0,800	0,150
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Cond	0,084	0,891	0,151
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Turb + Turb:Cond	0,073	0,897	0,151
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Cond + Turb:Cond	0,069	0,902	0,150
Profondeur + Turbidité + Conductivité + Prof:Turb + Prof:Cond	0,038	0,888	0,133
Profondeur \times Conductivité	0,033	0,802	0,122
Conductivité	0,012	0,736	0,090
Profondeur \times Turbidité \times Conductivité	0,008	0,907	0,098
Turbidité + Conductivité	0,006	0,743	0,071
Turbidité \times Conductivité	0,002	0,759	0,050
Nul	0,000	0,500	-0,028
Profondeur	0,000	0,468	-0,040
Turbidité	0,000	0,524	-0,047
Profondeur + Turbidité	0,000	0,621	-0,051
Profondeur \times Turbidité	0,000	0,599	-0,076

EN ACTION

POUR LA FAUNE EN DANGER



Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, des pêcheurs et des piégeurs, la Fondation de la faune soutient des projets de protection et de restauration d'habitats des espèces menacées et vulnérables du Québec.



Fondation
de la faune
du Québec

› **Faites un don :** www.fondationdelafaune.qc.ca



Yvan Bedard
PHOTONATURE
Ph.D. Prof. émérite
Neuville, Qc
Canada G0A 2R0
1-418-561-7046

yvan_bedard@hotmail.com
PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS
<http://yvanbedardphotonature.com>