

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

ÉCOLOGIE DE QUATRE POPULATIONS DE DORÉS JAUNES (*SANDER
VITREUS*) DANS DES LACS DÉGRADÉS ET SAINS DE LA CEINTURE
ARGILEUSE CANADIENNE

Mémoire
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par
Patrice Blaney

Avril 2025

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je veux commencer par exprimer ma reconnaissance envers toutes les personnes qui m'ont aidées à parvenir à mon but, soit réaliser un projet de maîtrise à mon image qui s'attaque directement à des problématiques qui me tiennent à cœur. Que ce soit dans les recoins de l'UQAT, dans le laboratoire du CREAÉ, sur les rives du lac Osisko ou même dans la chaloupe du GREMA en pleine nuit, j'ai toujours ressenti le support et l'intérêt de mes collègues et amis et cela m'a indéniablement poussé à persévérer pour compléter mon projet. Merci infiniment à tous.

Je veux souligner l'implication et remercier ma famille dans la réussite du projet. À mes parents, qui m'ont toujours si bien accueilli à la maison et supportés. Maman, merci d'avoir courageusement acceptée que je risque de te réveiller à 4h AM parce que je revenais d'un échantillonnage nocturne. Papa, j'espère que l'odeur de poissons s'est estompée dans le garage et le congélateur. Ma copine Frédérique, qui m'a poliment écouté divaguer sur les milles et une péripéties pendant mon projet, alors qu'elle en avait déjà elle-même suffisamment à gérer avec sa propre maîtrise. Je ne sais pas comment j'aurais fait sans vous.

Je tiens aussi à remercier mon directeur, Guillaume Grosbois, de m'avoir accordé sa pleine confiance pour ce projet. Nous nous connaissons depuis mon stage de l'été 2021, et de notre bonne relation, j'étais convaincu que la maîtrise allait être une expérience mémorable. Guillaume, j'ai senti dès le départ que tu me faisais confiance et que j'avais beaucoup de liberté sur le projet. En arrivant à la fin, je ressens un grand sentiment d'accomplissement, autant au niveau personnel que professionnel. Rien n'aurait été possible sans ton support : je ne suis pas à ma première incursion subite dans ton bureau, car je sais que tu es toujours là quand l'incertitude commence à s'installer. Ta patience et sang-froid durant les moments plus difficiles ont été des atouts, et j'en garderai de très bons souvenirs pour l'avenir. Peu importe ce qui arrive, on s'ajuste et continue à avancer !

Je veux aussi remercier mon codirecteur Pascal Sirois. Ton expérience et tes judicieux conseils m'ont réellement guidé dans la réalisation du projet. J'ai grandement apprécié mon temps passé avec toi et dans ton laboratoire. Merci aussi à Sonya Lévesque et Anne-Lise

Fortin de m'avoir si bien accueilli. Vous avez été des mentores hors du commun : apprendre à identifier des larves de poissons était assez complexe, mais votre expérience, patience et dédicacion en a fait une tâche facile et plaisante. Sans oublier votre souci du détail irréprochable ! À toute l'équipe du CREAE, un grand merci et j'espère que vous apprécierez la lecture de ce mémoire.

À Martin Bélanger et le MELCCFP, je tiens à vous remercier d'avoir embarqué dans le projet. Votre support tout au long du projet dans toutes ses phases a permis le résultat qu'on peut voir aujourd'hui. Également merci à Alexane Gaudet et Marc-Olivier Roberge pour votre aide technique sur le terrain et dans le laboratoire. J'ai beaucoup appris de vous, un jour peut-être que je serai aussi efficace que vous pour extraire des otolithes de dorés !

Merci à Eva Enders d'avoir embarqué dans le comité d'évaluation du proposé de recherche et pour la révision de l'article. Ta vision a grandement contribué à embellir ce travail.

Merci à Valentina Butto, Maxence Martin et Judicaël Ossé pour l'aide sur les analyses statistiques.

Un grand merci à l'impressionnante quantité de stagiaires et étudiants de l'UQAT m'ayant porté main forte au courant des deux dernières années : Ariane Barrette, Lehann Bouchard, Julianne Breton, Olivier Bruneau, Yagmur Cakir, Marilou Cournoyer, Benjamin Ferron, Justin Gagnon, Javier Gimenez Castillo, Mylène Gosselin, Éléa Jask, Liv Jessen, Félix Labbé, Jade Lessard, Julie Marchal, Jérémy Mainville-Gamache, Chloé Tanguay, Antoine Villeneuve et William Vincent. Vous avez tous et toutes apportées une aide unique par vos qualités professionnelles et personnelles. Sans oublier Marta Gabriele ! J'ai eu le privilège de travailler avec toi pendant toutes les phases du projet. Merci sincèrement pour tout ce que tu as fait. Je te souhaite du succès dans la fin de ton doctorat et dans ta vie future.

Merci à Guy Larochelle, Alain Fort et Krystyn Chamberland de nous avoir aidé à surveiller la fonte des glaces et à faire le suivi des températures printanières des lacs Osisko, Dufault et Vaudray.

Merci à Luc Bossé de m'avoir accueilli dans l'équipe de l'OBVAJ. Pouvoir travailler sur des enjeux concrets de lacs de la région a rendu mon expérience enrichissante et plaisante.

Merci à Geneviève Aubry et Andréane Garant du Collectif Territoire. Votre participation a commencé avant même le projet, avec cette idée incroyable de restaurer le fameux lac Osisko. En réalité, mon parcours à l'UQAT a même débuté lors d'un coup de fil avec Geneviève. À ce moment, j'ai réalisé qu'une équipe de personnes passionnées travaillait sur le lac de mon enfance, et je n'avais pas le choix d'y participer !

Merci Miguel Montoro-Girona pour tes conseils et encouragements au courant du projet. De nos nombreuses rencontres improvisées dans les couloirs de l'UQAT sont émergées des idées ayant nourries ma motivation pour le projet. Par exemple, merci de m'avoir prêté ton drone qui m'a permis de capturer des images uniques et magnifiques.

Merci à la Fédération québécoise des chasseurs et des pêcheurs du Québec et la fondation Héritage faune de s'être intéressé au projet et de m'avoir octroyé la bourse Pierre-Lataverse. Il a été un réel plaisir de vous rencontrer lors de votre congrès annuel et de vous présenter mon projet. J'espère que vous apprécierez la lecture de ce mémoire.

Finalement, merci au commanditaire Hécla Québec qui a cru au projet et financé les opérations. Merci au FRQNT de m'avoir octroyé la bourse qui a financé mes 2 ans de maîtrise. Merci à la MRC Abitibi de supporter les opérations du GREMA. Merci à TechnoSub pour la fabrication du support sur le zodiac et à l'OBVT de m'avoir aidé à multiples reprises lors de mon projet. Il me fut un plaisir de pouvoir côtoyer votre équipe.

ÉPIGRAPHE

« Le grand défi du roi des lacs de la ceinture argileuse canadienne : révéler les secrets du maintien des populations de dorés jaunes dans les eaux troublées de l'Abitibi-Témiscamingue. »

AVANT-PROPOS

Le présent mémoire est divisé en 3 chapitres. Le chapitre I contient une introduction générale qui présente une mise en contexte de l'étude, un historique des lacs Osisko et Dufault et de leur population de dorés jaunes, les divers impacts de la dégradation des lacs sur celles-ci et des informations concernant l'ensemencement en dorés jaunes au Québec et en Amérique du Nord. Un état des connaissances sur l'écologie du doré jaune est également présenté, de même que les objectifs et hypothèses de l'étude. Le chapitre II est rédigé en anglais sous forme d'article scientifique et a été soumis au *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* le 5 mars 2025. Il s'intitule: *Live fast and die young: walleye populations adapt their life cycle to degraded lakes of the Canadian clay belt*. L'article a été écrit par Patrice Blaney (candidat à la maîtrise), co-écrit par Guillaume Grosbois, Pascal Sirois, Martin Bélanger, Eva Enders et Marta Gabriele. L'étude a été conceptualisée par Guillaume Grosbois, Pascal Sirois et Patrice Blaney et financée par Héccla Québec. La collecte des données sur le terrain et dans le laboratoire et l'analyse des données a été principalement réalisée par Patrice Blaney avec l'aide de stagiaires, le tout supervisé et encadré par Guillaume Grosbois. Le chapitre III contient une conclusion générale, un retour sur les hypothèses et les objectifs, l'intérêt et les limites de l'étude, des recommandations pour la future gestion des populations de dorés jaunes des lacs Osisko et Dufault ainsi que des informations quant à la consommation des dorés. Finalement, les annexes présentent des travaux connexes à l'étude, des présentations qui ont eu lieu au courant de la maîtrise et plusieurs photos du projet.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
ÉPIGRAPHE.....	v
AVANT-PROPOS	vi
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES FIGURES	xii
LISTE DES TABLEAUX.....	xiv
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xvi
RÉSUMÉ	xvii
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Historique des lacs à l'étude et leurs populations de dorés jaunes	2
1.2.1 Lac Osisko	3
1.2.2 Lac Dufault	6
1.2.3 Lac Vaudray.....	7
1.2.4 Lac Dufay.....	9
1.3 Impacts de la dégradation des lacs sur le doré jaune	11
1.4 Ensemencement	13
1.5 État des connaissances	14
1.5.1 Cycle vital du doré jaune	14
1.6 Objectifs et hypothèses spécifiques	21
2. ARTICLE	23
ABSTRACT.....	24
2.1 Introduction.....	25
2.2 Methodology	28
2.2.1 Study area.....	28
2.2.2 Field sampling.....	30
2.2.3 Laboratory procedure.....	32

2.2.4	Statistical analysis	34
2.3	Results	38
2.3.1	Habitat	38
2.3.2	Walleye abundance and A50	41
2.3.3	Food resources	44
2.3.4	Walleye growth	50
2.3.5	Stable isotope and stomach content analyses.....	52
2.4	Discussion	56
2.5	Management implications	59
2.6	Conclusion	63
2.7	Acknowledgements.....	64
3.	CONCLUSION GÉNÉRALE	65
3.1	Conclusion	65
3.2	Retour sur les hypothèses et objectifs.....	65
3.3	Intérêt de l'étude	67
3.3.1	Informations sur le cycle vital du doré jaune en lacs dégradés.....	67
3.3.2	Alimentation	68
3.4	Limitations de l'étude et perspectives.....	69
3.5	Recommandations pour les lacs Osisko et Dufault.....	69
3.5.1	Lac Osisko	69
3.5.2	Lac Dufault	73
3.6	Consommation des dorés jaunes	74
	ANNEXE A - ENSEMENCEMENT DES DORÉS JAUNES EFFECTUÉS PAR LE MELCCFP DANS LE LAC OSISKO.	77
	ANNEXE B – ENSEMENCEMENT DES DORÉS JAUNES EFFECTUÉS PAR LE MECCLFP DANS LE LAC DUFAULT.....	78
	ANNEXE C – VUE AÉRIENNE SUR LE LAC VAURAY, SOIRÉE DU 8 JUIN 2023	79
	ANNEXE G - VALEURS DE MOYENNES, ERREURS STANDARDS, MINIMUMS ET MAXIMUMS POUR LES LONGUEURS TOTALES DES DORÉS DE L'ANNÉE (ÂGE 0).....	83

ANNEXE H - DORÉ ÂGE 0 DU LAC VAUDRAY CAPTURÉ LORS DE LA PÊCHE ÉLECTRIQUE EN SEPTEMBRE 2023	84
ANNEXE I – OTOLITHES SAGITTAIRES DROITES ET GAUCHES D’UN DORÉ JAUNE (ÂGE 0) DU LAC DUFAY	85
ANNEXE J – COUPE TRANSVERSALE D’UN OTOLITHE DE DORÉ JUVÉNILE DU LAC DUFAY (DORÉ ÂGÉ DE 1 AN)	86
ANNEXE K – RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES A50 DANS LES 4 LACS D’ÉTUDE	87
ANNEXE L – VARIATIONS SAISONNIÈRES (PRINTEMPS VS ÉTÉ) DANS LES DENSITÉS DE ZOOPLANCTON. LA TENDANCE GÉNÉRALE EST QUE LES DIFFÉRENTES FAMILLES DE CLADOCÈRES SONT PLUS ABONDANTES DANS LES LACS DÉGRADÉS AU PRINTEMPS ET CEUX-CI DÉCLINENT AU COURANT DE L’ÉTÉ (ET L’INVERSE POUR LES LACS TÉMOINS). AUCUNE DAPHNIIDAE N’A ÉTÉ TROUVÉE DANS LES ÉCHANTILLONS DE L’ÉTÉ DANS LE LAC OSISKO. LES CYCLOPIDAE DOMINENT LES LACS DÉGRADÉS ET LES CALANOIDES DOMINENT LES LACS TÉMOINS.....	88
Annexe M – DIFFÉRENCES ENTRE LES BIOMASSES DE DAPHNIIDAE DANS LES DIFFÉRENTS LACS ET STATIONS. ON REMARQUE QUE LES LACS DÉGRADÉS ONT DES BIOMASSES PLUS ÉLEVÉES (SAUF UNE STATION DANS LE LAC OSISKO, QUI EST CELLE DE LA PRESQU’ÎLE).....	89
ANNEXE N – STATIONS ÉCHANTILLONNÉES DANS LE LAC OSISKO POUR LES COMMUNAUTÉS DE ZOOPLANCTON DU PRINTEMPS 2023. LA STATION PAT1 (PRESQU’ÎLE) AVAIT UNE COMMUNAUTÉ DIFFÉRENTES DES AUTRES. NOTAMMENT, PRESQUE AUCUNE DAPHNIIDAE.	90
ANNEXE O - EXPLICATION DES PARAMÈTRES UTILISÉS POUR LES CALCULS DE MORTALITÉ PAR LA PÊCHE	91
ANNEXE P - VALEURS MOYENNES, MINIMALES ET MAXIMALES DES FAMILLES DE MACROINVERTÉBRÉS DÉNOMBRÉES PAR ÉCHANTILLONS DE FILET TROUBLEAU PRÉLEVÉS EN JUILLET 2022 DANS LES 4 LACS D’ÉTUDE. LES CROCHETS NOIRS (✓) REPRÉSENTENT LES FAMILLES	

SUPPLÉMENTAIRES RETROUVÉES LORS DE LA COLLECTE DE MACROINVERTÉBRÉS DÉDIÉE À L'ANALYSE D'ISOTOPES STABLES.....	92
ANNEXE Q - <i>MYXIS</i> SP. CAPTURÉE DANS UNE TRAINÉE DE FILET NOCTURNE, LAC VAUDRAY, JUIN 2023. CES CRUSTACÉS ONT ÉTÉ RETROUVÉS FRÉQUEMMENT DANS LES ESTOMACS DE DORÉS DE TOUS ÂGE DU LAC VAUDRAY.....	95
ANNEXE R – TRANSECTS RÉALISÉS POUR LA CRÉATION DE LA CARTE BATHYMÉTRIQUE ET LA CARTE DU RECOUVREMENT EN PLANTES DU LAC OSISKO (4-5-6 JUIN 2022).....	96
ANNEXE S - ÉCHANTILLONNAGE SUR LA GLACE DU LAC DUFAULT (24 MARS 2023).....	97
ANNEXE T – PRISE DES MESURES PHYSICOCHIMIQUES SOUS LA GLACE DU LAC DUFAY. AVEC FÉLIX LABBÉ (22 MARS 2023)	98
ANNEXE U – ÉCHANTILLONNAGE DES MACROINVERTÉBRÉS DU LITTORAL. AVEC PATRICE BLANEY ET MARTA GABRIELE.....	99
ANNEXE V – DISSECTION D'UN GRAND BROCHET SUR LES BERGES DU LAC DUFAY. AVEC PATRICE BLANEY ET MARTA GABRIELE.....	100
ANNEXE W – VERS UN ÉCHANTILLONNAGE AUTOMNAL AU LAC VAUDRAY. AVEC PATRICE BLANEY, JULIE MARCHAL ET ÉLÉA JASKOLSKI	101
ANNEXE X – EMBARQUEMENT VERS UNE JOURNÉE DE TERRAIN D'ÉTÉ SUR LE LAC DUFAULT. AVEC PATRICE BLANEY, JADE LESSARD ET MARTA GABRIELE.....	102
ANNEXE Y – RÉCEPTION DE LA BOURSE PIERRE-LATRAVERSE OFFERTE PAR LA FONDATION HÉRITAGE FAUNE (26 AVRIL 2023).....	103
ANNEXE Z – PRÉSENTATION DU PROJET LORS DU SYMPOSIUM ANNUEL DU GRIL 2024	104

ANNEXE AA – AFFICHE SCIENTIFIQUE PRÉSENTÉE AU COLLOQUE DE LA CHAIRE EN AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE 2023	105
LISTE DES RÉFÉRENCES	106

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Lac Osisko, situé en plein cœur du centre-ville de Rouyn-Noranda (2023)	4
Figure 1.2 Bassin versant du lac Osisko.	6
Figure 1.3 Bassin versant du lac Dufault.	7
Figure 1.4 Bassin versant du lac Vaudray.	9
Figure 1.5 Bassin versant du lac Dufay.	11
Figure 1.6 Étapes du cycle vital du doré jaune. L'œuf n'a pas été étudié dans ce mémoire.....	14
Figure 1.7 Larve de doré jaune capturée dans le lac Dufay la nuit du 3 juin 2023 (préservée dans l'éthanol; Longueur totale = 11.9 mm).	16
Figure 1.8 Doré jaune âge-0 capturé lors de la pêche électrique nocturne dans le lac Vaudray, le 2 octobre 2023.	18
Figure 1.9 Doré jaune adulte (mâle) capturé dans un filet maillant le 24 septembre 2022.....	18
Figure 2.1 a) Natural and introduced distribution range of walleye in North America, location of the clay belt and study area. b) Study sites in the Abitibi- Temiscamingue region near the city of Rouyn-Noranda (Quebec, Canada)...	30
Figure 2.2 Mean depth of the photic zone (< 1% ambient light) for spring, summer, and fall in the four study lakes. Letters represent significant differences between lakes and seasons and black dots represents the mean.	41
Figure 2.3 Catch-per-unit effort (CPUE) in the four study lakes. Black dots indicate means, and letters represent significant differences among lakes. (a) Young-of- the-year standardized to captures per 20 min electrofishing transects, (b) Juveniles (individuals captured/24 h gillnet sets), aged based on A50 results for lake and sex, (c) Adult abundance (individuals captured / 24 h gillnet sets), aged based on A50 results for lake and sex.....	43
Figure 2.4 Mean age of adults caught in gillnets. Black dots indicate the mean, and letters the significant differences between lakes.	44
Figure 2.5 (a and b) Biomass and Shannon diversity index of zooplankton in spring, (c and d) macroinvertebrates in July 2022, and (e and f) forage fish in July 2022 in the four study lakes.	49

Figure 2.6 Von Bertalanffy walleye growth regression models, 95% confidence interval for Lake Osisko (n = 158), Lake Dufault (n = 264), Lake Dufay (n = 42), and Lake Vaudray (n = 242), together with their VBGF equations. The dashed curves indicate when the oldest specimen was reached in each lake.	51
Figure 2.7 Stable isotope values $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in (a) Osisko, (b) Dufault, (c) Dufay, and (d) Vaudray lakes (means $\pm$ standard deviation). Zooplankton dominate the bottom left of each chart (low trophic level and pelagic), while macroinvertebrates dominate the bottom right (low trophic level and benthic). Fish occupied higher trophic levels and were distributed across the $\delta^{13}\text{C}$ axis according to their diet. Source: Patrice Blaney (2025).....	54
Figure 2.8 Stomach contents of walleye in 8–13 cm, 14–30 cm, and > 30 cm size classes. Diet percentages (%) are based on the frequency of prey items relative to the total number of prey items found per lake and size category. Empty stomachs were excluded from analysis.	55
Figure 2.9 Time series of the mean pH (annual) in Lake Osisko and Lake Dufault between 1980 and 2022.	61
Figure 3.1 Bathymétrie du lac Osisko et zones proposées pour l'aménagement de refuges d'ombres pour le doré jaune.	71
Figure 3.2 Recouvrement en plantes aquatiques dans le lac Osisko (carte réalisée le 4-5-6 juin 2022).	72

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Ratios moyens des concentrations en éléments traces (Cu, As, Se, Cd, Cr, Fe, Ni, Zn, Pb, U, Ag et Mo) dans les sédiments, calculés par rapport au lac témoin (lac Dufay). Les ratios ont d'abord été calculés pour chaque combinaison de lac et d'élément, puis une moyenne a été obtenue pour chaque lac.	3
Tableau 1.2 Proies principales des dorés jaunes âge-0 selon leur taille.	15
Tableau 1.3 Objectifs et hypothèses spécifiques.	22
Table 2.1 Taxonomic groups analyzed for $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ stable isotope signatures.	36
Table 2.2 Mean, minimum, and maximum of measured habitat variables for all four seasons, except DOC and DIC, which were only measured in the fall in the four study lakes. Variables were taken in the water column (specific conductivity, dissolved oxygen, temperature, and pH) or epilimnion (DOC, DIC, phosphorus, and nitrogen concentrations).	38
Table 2.3 Description of fish communities in the four study lakes	39
Table 2.4 A50 (and confidence interval) for female and male walleye in the four lakes.	42
Table 2.5 Mean, minimum, and maximum biomass ($\mu\text{g/L}$) of zooplankton family sampled in spring 2023.....	45
Table 2.6 Macroinvertebrate biomass per kick-net sample. Mean, minimum, and maximum counts represent samples where at least one individual was present (n = combined counts of every order (9 pooled samples for each lake).	46
Table 2.7 Mean, minimum, and maximum biomass (g/24 h) of forage fish species found in the 10 mm gill nets in the four lakes.	48
Table 2.8 Total mortality, natural mortality and fishing Mortality (Total Mortality - Natural Mortality) in the four study lakes. Total mortality was estimated using the method of Mainguy and Moral (2021), and natural mortality was estimated using the methods of Pauly (1980) and Jensen (1996). For Pauly (1980), the parameters of the Von Bertalanffy function were used (Figure 2.6), and degree-days of growth (DDG) were estimated based on averages	

from 2011 to 2016 (Environment and Climate Change Canada data).

Equations are shown in Appendix O 59

Tableau 3.1 Recommandations du guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce concernant les dorés jaunes de différentes tailles dans les lacs à l'étude.	75
---	----

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ANOVA	: Analysis of variance
BPC	: Biphényles polychlorés
CPUE	: Catch-per-unit-effort
CREAE	: Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées
DFO	: Fisheries and Oceans Canada
DIC	: Dissolved inorganic carbon
DOC	: Dissolved organic carbon
FAO	: Organisation pour l'alimentation et l'agriculture
FédéCP	: Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs
FRQNT	: Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies
GLM	: Generalized linear model
GREMA	: Groupe de recherche en écologie de la MRC Abitibi
GRIL	: Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie
INRS	: Institut national de la recherche scientifique
MDDEFP	: Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCCFP	: Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
OBVT	: Organisme de bassin versant du Témiscamingue
PBDE	: Polybromodiphényléthers
TOHA	: Thermal-optical habitat area
UQAC	: Université du Québec à Chicoutimi
UQAM	: Université du Québec à Montréal
UQAT	: Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
VBGF	: Von Bertalanffy growth function

RÉSUMÉ

L'Abitibi-Témiscamingue dénombre plus de 20 000 lacs, principalement à eau turbide, où le doré jaune est le prédateur dominant. Malgré son abondance naturelle, certaines populations y ont été perturbées. C'est le cas de Rouyn-Noranda, où les activités humaines ont dégradé plusieurs lacs, nécessitant des mesures de restauration comme l'ensemencement. **L'objectif de ce projet est d'évaluer la capacité des lacs Osisko et Dufault à maintenir une population de doré jaune en étudiant l'ensemble de son cycle de vie.** Celui-ci couvre les stades de la larve, du jeune de l'année, du juvénile et de l'adulte. Les lacs Osisko et Dufault ont été comparés aux lacs Vaudray et Dufay. Ces deux derniers soutiennent des populations naturelles de dorés, alors que les lacs Osisko et Dufault ont étéensemencés entre 1986 et 2018. Pour les quatre lacs et pour l'ensemble du cycle vital, la qualité de l'habitat ainsi que les ressources alimentaires disponibles et utilisées ont été évaluées. Aussi, l'abondance des individus a été estimée et leur croissance mesurée. Il était attendu que les lacs Osisko et Dufault offrent un habitat de moins bonne qualité et des ressources alimentaires moins abondantes et diversifiées, menant à une croissance et abondance en dorés de tous âges plus faible que dans les lacs Vaudray et Dufay. Tel qu'attendu, certains paramètres de l'habitat (transparence de l'eau et pH) correspondaient mieux aux besoins du doré dans les lacs témoins et les ressources alimentaires étaient plus diversifiées, particulièrement en raison des macroinvertébrés sensibles à la pollution qui étaient absents des lacs dégradés. Malgré ces conditions défavorables, nos résultats indiquent que les lacs dégradés Osisko et Dufault soutiennent actuellement des populations de dorés jaunes abondantes sans le soutien des ensemencements. Les jeunes de l'année sont même plus abondants dans les lacs dégradés et leur croissance en début de vie est plus rapide. Cette dynamique est favorisée par les grandes abondances de zooplancton au printemps et permet une transition rapide vers la piscivorie. Dans les lacs témoins, les dorés ont une croissance plus lente et montrent une plus grande flexibilité alimentaire, consommant des macroinvertébrés même à des tailles supérieures (>30 cm). Toutefois, les lacs dégradés présentent une longévité réduite chez les adultes : seulement 1 % à 4 % des dorés capturés dans les lacs Osisko et Dufault atteignent 10 ans ou plus, comparativement à 13 % à 15 % dans les lacs témoins. Cette mortalité prématurée soulève des préoccupations quant à leur résilience. La future gestion de ces populations pourra donc se concentrer à maximiser la survie des adultes, par exemple en améliorant leur habitat, en réalisant une gestion des ressources alimentaires, en vérifiant si les modalités de pêche sont adéquates et en sensibilisant les pêcheurs dans leurs pratiques.

Mots clés : Écologie aquatique; Réseaux trophiques; Habitat; Ensemencement; Espèces indicatrices

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte

Les écosystèmes d'eau douce couvrent 0,8% de la surface du globe mais contiennent au moins 6% de toutes les espèces connues (Dudgeon *et al.*, 2006). Cette biodiversité est en déclin et vulnérable : 83% des populations d'espèces d'eau douce sur la planète ont disparues depuis 1970 (World Wide Fund For Nature, 2022). Selon les données de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature, de la liste rouge et du conseil canadien pour la conservation des espèces en péril, 11,7% de toutes les espèces de plantes et d'animaux aquatiques sont actuellement évaluées « en péril » (Desforges *et al.*, 2022). Les causes de ces déclin sont nombreuses, les principales incluant la surexploitation, la pollution de l'eau, la perte d'habitats et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Dudgeon *et al.*, 2006).

Les poissons sont des éléments vitaux pour les écosystèmes dans lesquels ils vivent et représentent une ressource alimentaire essentielle pour les sociétés humaines depuis des millénaires (Holmlund et Hammer, 1999). Ils sont reconnus entre autres pour réguler la dynamique des réseaux trophiques (Holmlund et Hammer, 1999), contribuer au flux de carbone des océans (Saba *et al.*, 2021) et être des espèces sentinelles témoignant de l'état et des caractéristiques des écosystèmes (Rasmussen *et al.*, 2008). À l'échelle mondiale, les poissons contribuent 20% de l'apport en protéines à 3,3 milliards de personnes (FAO, 2020) et engendrent d'importantes retombées économiques.

Au Canada, le doré jaune (*Sander vitreus*) (ci-après « doré ») engendre 55% de la valeur des débarquements de pêche commerciale en eau douce (moyennes 2010-2020) (Pêches et Océans Canada, 2015, 2022) et est le poisson le plus capturé par les pêcheurs sportifs (26%). La pêche récréative au Québec en 2022 a généré 15 650 emplois, 803 millions de dollars en dépenses totales et 426,8 millions de dollars en revenus fiscaux au gouvernement provincial (MELCCFP, 2023). Cependant, la dégradation des écosystèmes impacte également les populations de dorés et la pêche commerciale et récréative. Par exemple, au Wisconsin, soit l'un des états américains où le doré est le plus étudié, les lacs à doré qui se maintiennent par le recrutement naturel sont passés de 68% (1993) à 37% (2018) (Raabe *et al.*, 2020). Le maintien d'une population de doré dans un lac dépend de plusieurs facteurs souvent interreliés et variables selon l'étape du cycle vital, comme la qualité et le type d'habitat, les interactions interspécifiques et la connectivité entre les habitats (Bozek *et al.*, 2011b; Lester *et al.*, 2004; Nate *et al.*, 2001; Raabe *et al.*, 2020). Or, ces facteurs cruciaux sont

souvent altérés par les activités humaines. La dégradation des frayères, la détérioration de la qualité de l'eau, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et la surpêche ont des impacts particulièrement importants (Fondation de la Faune du Québec, 1996; Rooney et Paterson, 2009). Une méthode souvent utilisée pour maintenir les populations de dorés est l'ensemencement : en Amérique du Nord, entre 700 millions et 1 milliard de dorés sont ensemencés annuellement (Raabe *et al.*, 2020). Le succès de l'ensemencement est difficilement prévisible et fortement variable selon les caractéristiques propres à chaque écosystème (Raabe *et al.*, 2020). Ainsi, les investissements des gestionnaires territoriaux ne sont pas garants de succès, car il manque d'informations pour prédire le succès des ensemencements.

Au Canada, la ceinture d'argile qui s'étend de l'est de l'Ontario jusqu'à l'ouest du Québec est la région de prédilection du doré jaune où il représente l'espèce de pêche sportive dominante (Pêches et Océans Canada, 2015). Cette présence accrue est explicable par le grand nombre de lacs turbides dans lesquels le doré jaune est particulièrement bien adapté par rapport aux autres poissons prédateurs. Malgré la compatibilité de ces lacs avec l'habitat du doré jaune, plusieurs populations sont perturbées par les activités humaines. C'est notamment le cas de l'Abitibi-Témiscamingue, où les activités minières ont dégradé plusieurs écosystèmes aquatiques (Savard, 1978) de sorte à motiver des mesures de restauration, notamment l'ensemencement de doré jaune pour rétablir les populations (M. Bélanger, communication personnelle, juillet 2022). L'aire d'étude présente donc une occasion unique d'évaluer la réponse des populations de dorés ensemencées dans leur environnement de prédilection, mais dégradé par l'activité humaine.

1.2 Historique des lacs à l'étude et leurs populations de dorés jaunes

En Abitibi-Témiscamingue, l'industrie minière engendre de grandes retombées économiques (ex. : 690 millions \$/an pour la filière cuivre de Glencore Canada) et de nombreux emplois (Fonderie Horne : 620 employés). Ces activités minières ont cependant généré d'importants rejets menant à une perte de qualité environnementale et ont perturbé les écosystèmes aquatiques au cours de l'histoire. Les lacs de la région de Rouyn-Noranda présentent un gradient de contamination aux métaux lourds qui dépend de deux principaux facteurs : la proximité du centre-ville où ont eu lieu les activités minières et industrielles au cours de l'histoire et la position relative du lac par rapport aux vents dominants (Laflamme *et al.*, 2000; Sherwood *et al.*, 2000). Dans cette étude, quatre lacs

ont été étudiés : les lacs Osisko et Dufault, figurent parmi les plus contaminés du gradient, et les lacs Vaudray et Dufay, qui sont considéré comme des écosystèmes sains (Tableau 1.1).

Tableau 1.1

Ratios moyens des concentrations en éléments traces (Cu, As, Se, Cd, Cr, Fe, Ni, Zn, Pb, U, Ag et Mo) dans les sédiments, calculés par rapport au lac témoin (lac Dufay). Les ratios ont d'abord été calculés pour chaque combinaison de lac et d'élément, puis une moyenne a été obtenue pour chaque lac.

Lac	Ratio moyen
Osisko	52.3
Dufault	16.2
Vaudray	2.1
Dufay	1.0

Source : Données provenant de Gabriele *et al.* (En préparation).

1.2.1 Lac Osisko

Le lac Osisko est situé au cœur de la Ville de Rouyn-Noranda, autant géographiquement que culturellement (Figure 1.1).



Figure 1.1
Lac Osisko, situé en plein cœur du centre-ville de Rouyn-Noranda (2023)
Source : Patrice Blaney (2023a).

Dès 1936, soit 9 ans après le début de l'extraction minière, le lac Osisko avait été contaminé au point de rendre l'eau impropre à la consommation (Savard, 1978). Ce n'est qu'en 1968 que la première action visant l'amélioration du lac s'est concrétisée avec la construction des digues séparant le lac en 3 parties, séparant les usages industriels des usages récréatifs (Proulx *et al.*, 2015). Les problèmes environnementaux se sont cependant maintenus pendant plusieurs décennies, alors

qu'entre 1972 et 1975 le pH de l'eau à l'exutoire du lac était de 3 (Savard, 1978). Le doré jaune avait alors complètement disparu du lac. Le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a ensuite mené une campagne de réintroduction du doré jaune de 1999–2018 dans le bassin sud en ensemençant des dorés provenant majoritairement de lacs de l'Abitibi-Témiscamingue (voir ANNEXE A). Les dorés jaunes étudiés dans ce projet sont donc issus des ensemcements s'étant terminés en 2018, on peut donc s'attendre à ce que les jeunes dorés échantillonnés en 2022 dans le cadre de ce projet soient exclusivement d'origine naturelle et qu'une partie des adultes proviennent directement des ensemcements. La population de dorés actuelle fait face à plusieurs problématiques environnementales, les principales étant les sédiments contaminés par les déchets miniers, les plantes exotiques envahissantes et les émissaires pluviaux qui constituent l'ensemble du bassin-versant du bassin sud (Darricau *et al.*, 2021; Proulx *et al.*, 2015; Ville de Rouyn-Noranda, 2022) (Figure 1.2).

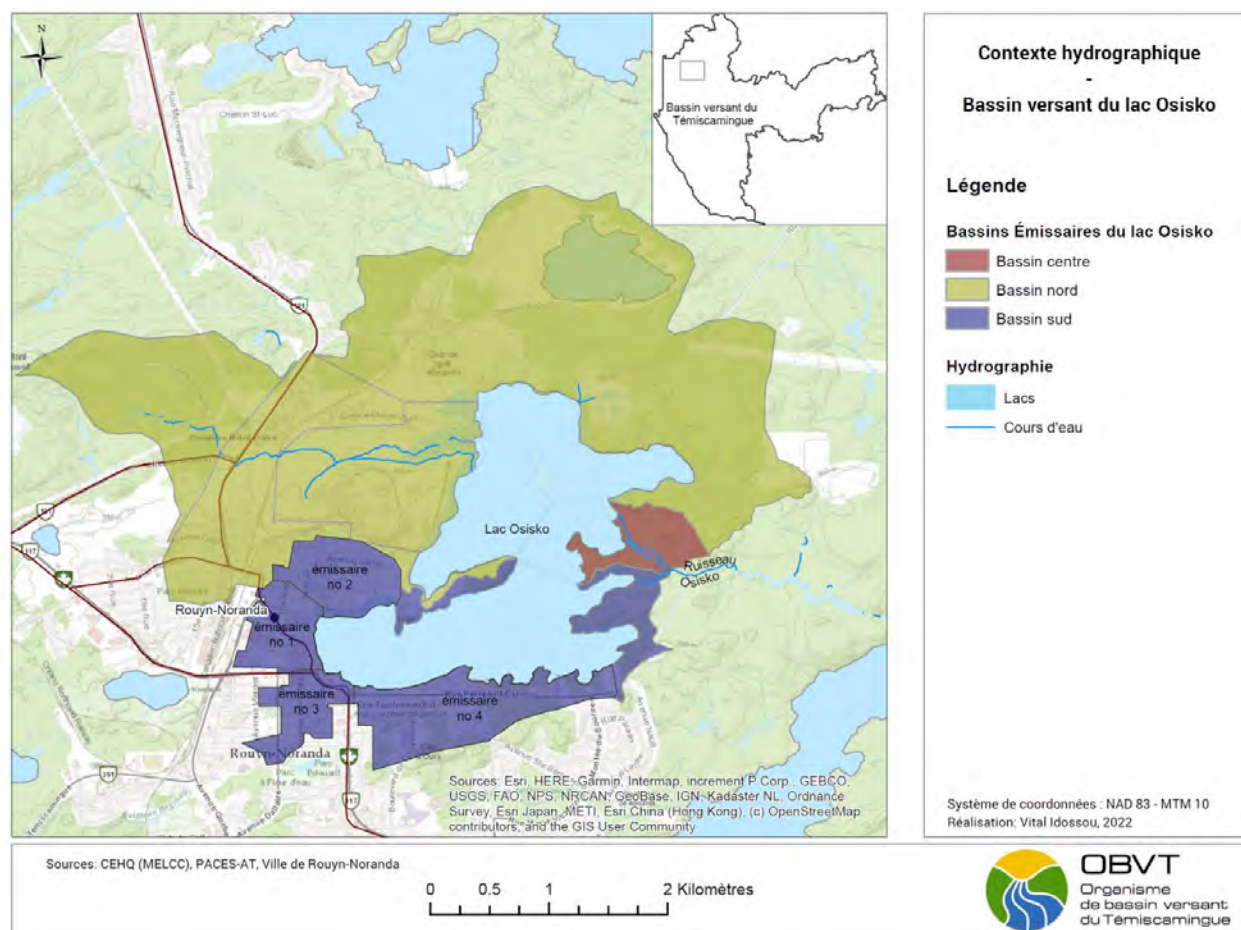


Figure 1.2

Bassin versant du lac Osisko.

Source : Organisme de bassin versant du Témiscamingue (2022).

1.2.2 Lac Dufault

Le lac Dufault a aussi été fortement perturbé par les activités minières au courant de l'histoire (Laflamme *et al.*, 2000). Les impacts sur les communautés aquatiques ont été considérables : selon l'association de chasse et pêche de Rouyn-Noranda, le dernier doré jaune aurait été observé en 1955 (M. Bélanger, communication personnelle, octobre 2022). Les opérations de réintroduction ont débuté en 1986 et le dernier ensemencement a eu lieu lors de l'automne 2015. Les dorés ensemencés provenaient de lacs et rivières de l'Abitibi-Témiscamingue (voir ANNEXE B). Comme dans le lac Osisko, on peut s'attendre à ce que la population de dorés adultes échantillonnés lors de cette étude soit composée en partie d'individus provenant de l'ensemencement, mais tous les jeunes seront issus de reproduction naturelle. Le lac Dufault est aujourd'hui utilisé pour les

activités de plaisance et comme source d'eau potable pour la ville de Rouyn-Noranda. Il recouvre un bassin-versant de 150 km² qui est composé de forêts à 65% et de milieux humides et hydriques à 35% (Figure 1.3). Ce bassin versant ne contient aucun territoire protégé.

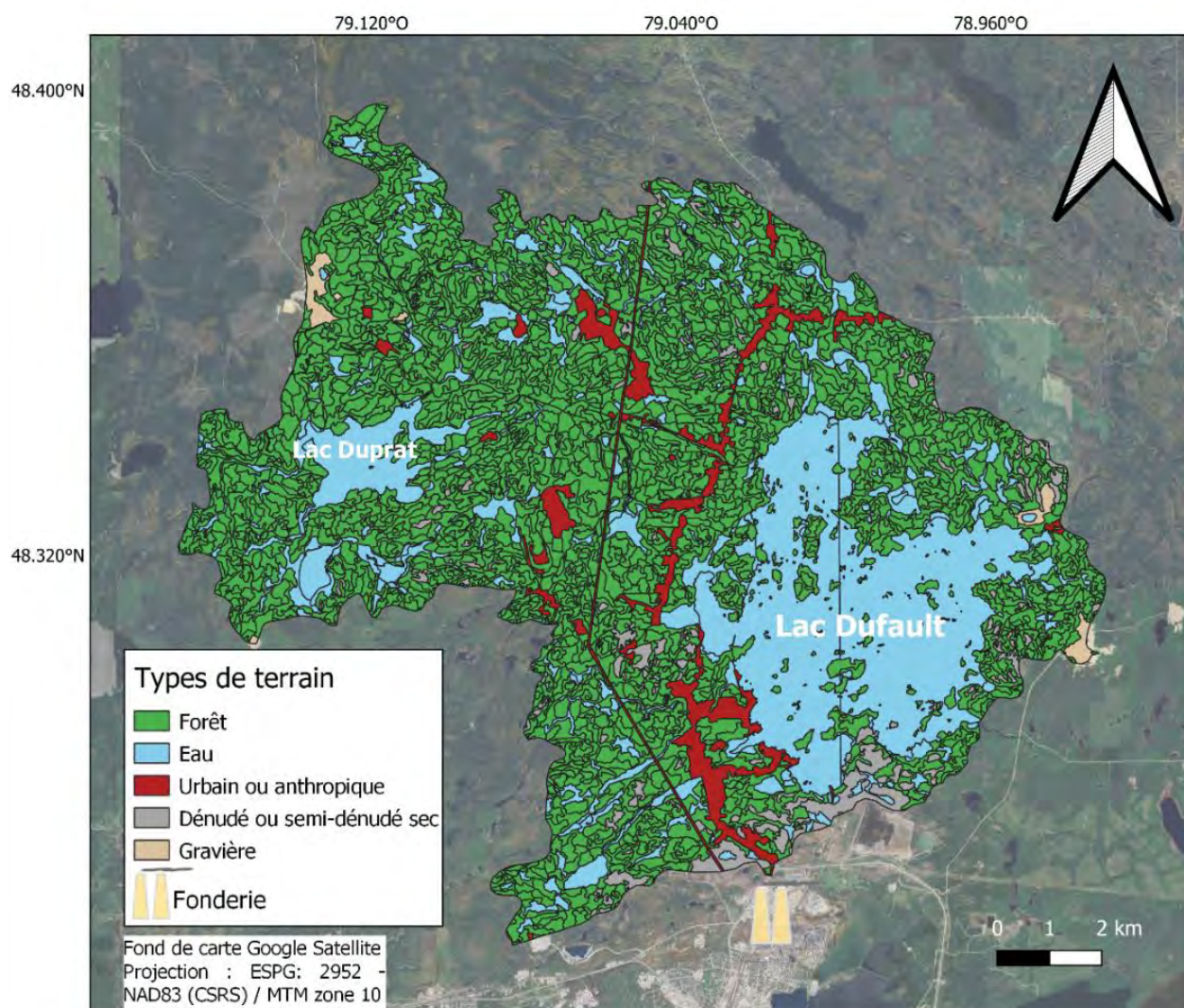


Figure 1.3
Bassin versant du lac Dufault.
Source : Patrice Blaney (2025).

1.2.3 *Lac Vaudray*

Le lac Vaudray est situé à 31 km au sud-est du centre-ville de Rouyn-Noranda. Étant donné que les vents dominants dans la région proviennent de l'ouest, les sédiments du lac Vaudray

contiennent une concentration en éléments traces (Cu, As, Se, Cd, Cr, Fe, Ni, Zn, Pb, U, Ag et Mo) en moyenne 2.1 fois plus élevée que dans le lac Dufay, qui se situe à l’opposé des vents dominants (Gabriele *et al.*, En préparation). Ces concentrations restent tout de même en moyenne 28.5 (lac Osisko) et 8.5 (lac Dufault) fois plus faibles que dans les lacs dégradés de cette étude. Le lac Vaudray est un lac de tête de 8.6 km² et son bassin versant du lac recouvre une superficie de 61.0 km² (Figure 1.4; voir ANNEXE C). Ce dernier est composé de forêts à 76% et de milieux humides et hydriques à 24%. La réserve de biodiversité des Lacs-Vaudray-et-Joannès en protège 90%, ce qui implique qu’aucune intervention forestière, minière ou industrielle ne peut y avoir lieu (*Loi sur la conservation du patrimoine naturel*, art. 49) (Gouvernement du Québec, 2015). Dans le 10% non protégé, il y a 43 résidences primaires ou secondaires qui recouvrent la moitié des rives (Gouvernement du Québec, 2015). La population de doré jaune est stable depuis 2011 et jugé en bonne santé par le MELCCFP (Bélanger, 2023).

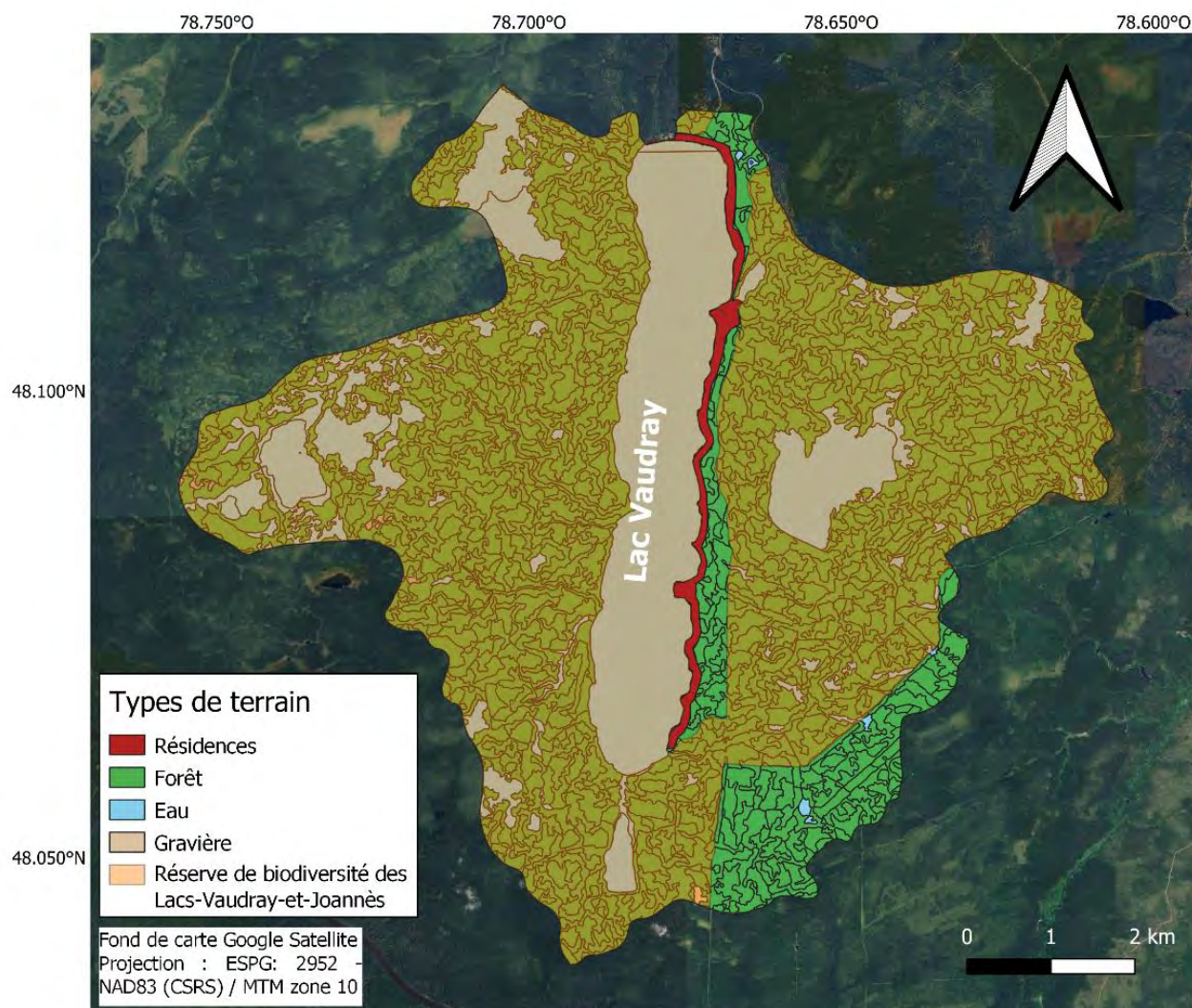


Figure 1.4
Bassin versant du lac Vaudray.
 Source : Patrice Blaney (2025).

1.2.4 *Lac Dufay*

Le lac Dufay est situé à 41 km au sud-ouest du centre-ville de Rouyn-Noranda. Étant situé dans le sens contraire des vents dominants de la région, la contamination en métaux (Cu, As, Se, Cd, Cr, Fe, Ni, Zn, Pb, U, Ag et Mo) dans les sédiments est très faible par rapport aux lacs Osisko et Dufault (en moyenne de 16.1 à 52.4 fois plus faibles) (Gabriele *et al.*, En préparation). Le lac et

son bassin-versant couvrent des superficies de 5.3 et 45.0 km² respectivement

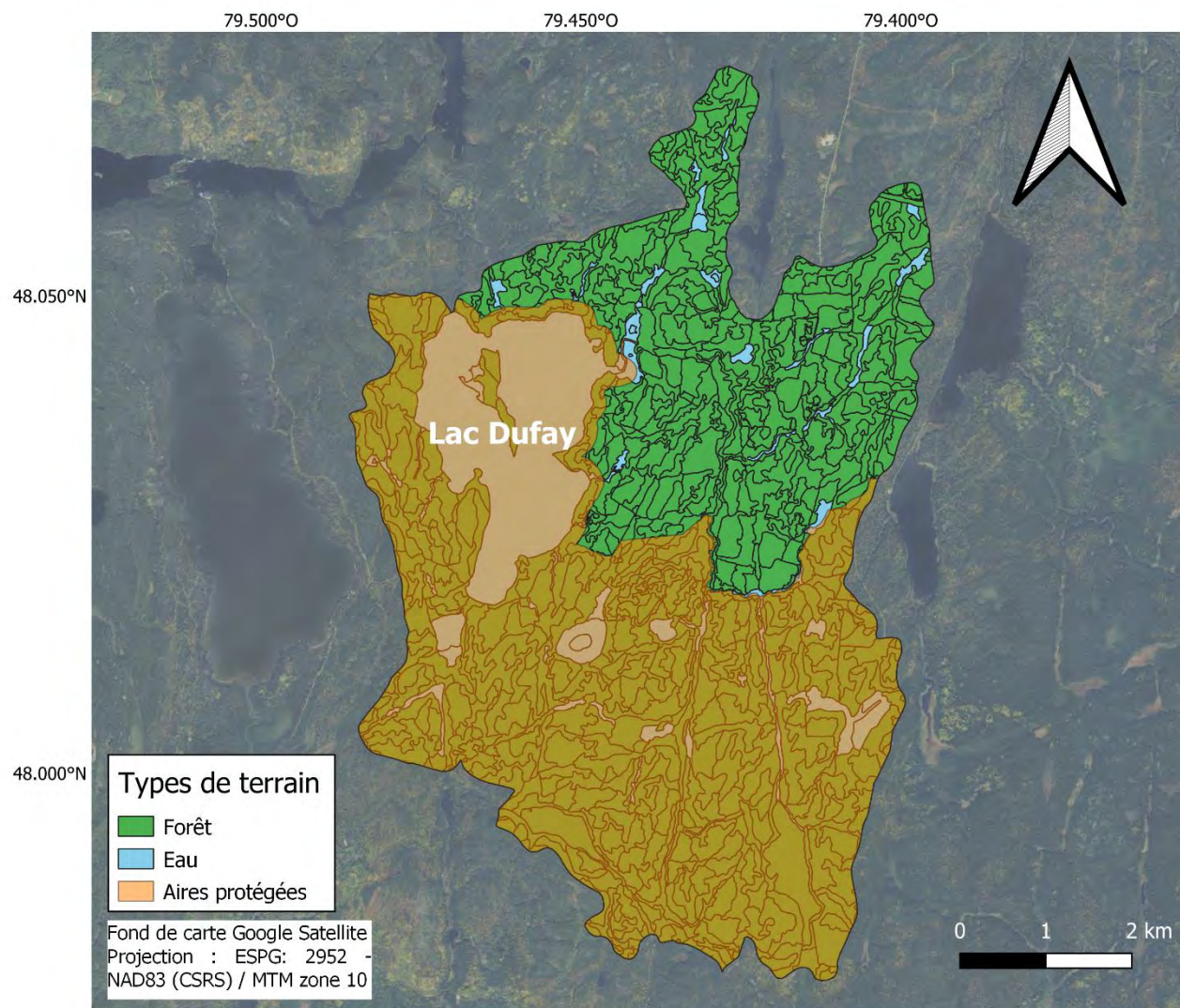


Figure 1.5; voir ANNEXE D). Le bassin versant est soumis à très peu de perturbations anthropiques : on n’y retrouve aucune résidence primaire ou secondaire et des aires protégées (réserve de biodiversité Opasatica et un refuge biologique) le recouvre à 70% (Gouvernement du Québec, 2022). Les impacts anthropiques sur le lac Dufay sont donc limités principalement à l’industrie forestière qui peut avoir lieu sur 30% du bassin versant et à la pêche récréative. La qualité de l’habitat est stable et favorable pour le doré jaune, en incluant deux frayères connues (Bélanger, 2022). Cependant, certains paramètres tels que la croissance lente avant maturation et le taux de mortalité annuel plus élevé que la moyenne régionale sont préoccupants (Bélanger, 2022).

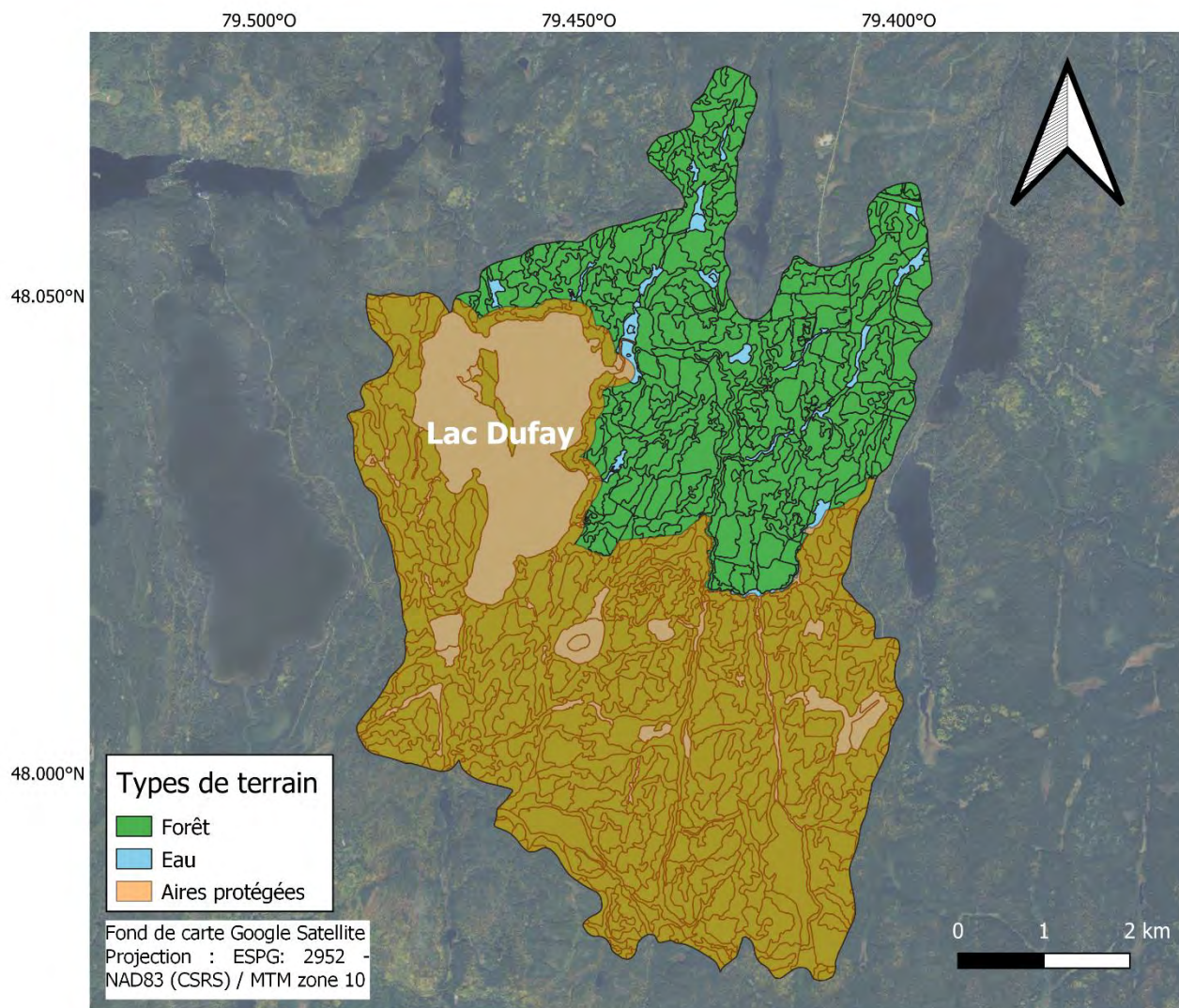


Figure 1.5
Bassin versant du lac Dufay.
Source : Patrice Blaney (2025).

1.3 Impacts de la dégradation des lacs sur le doré jaune

Les écosystèmes aquatiques et terrestres du biome boréal interagissent de manière importante et complexe (Grosbois *et al.*, 2023). Chaque lac est influencé par le bassin-versant qui l'alimente : les perturbations terrestres ont donc des impacts importants sur leur fonctionnement. Même s'il est naturel, même primordial, que des apports en nutriments et matière organique soient relargués dans les écosystèmes aquatiques, les activités anthropiques déséquilibrent ces processus de manière à entraîner des conséquences néfastes. Les principales activités ayant lieu au Canada sont la foresterie, l'agriculture, l'industrie minière et gazière (Hartman, 2009). Cet ensemble d'activités

humaines ont l'effet de dégrader les lacs. Des écosystèmes ont été dégradés au point d'éliminer presque toute vie aquatique (Savard, 1978) ou encore de générer des écosystèmes aux réseaux trophiques simplifiés, supprimant les espèces les moins tolérantes (Sherwood *et al.*, 2002a). Dans les années 1970-1980, des émissions de d'oxydes de soufre (SO₂) et d'azote (NO_x) ont causé des pluies acides qui ont acidifiées le pH des lacs et impactées négativement les communautés aquatiques, dont les dorés jaunes (Dupont, 2004). Pour le doré jaune, les principaux problèmes issus de la dégradation des lacs incluent la détérioration de la qualité de l'eau et des frayères ainsi que l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Fondation de la Faune du Québec, 1996; Rooney et Paterson, 2009).

Les espèces exotiques envahissantes sont diversifiées. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et le cladocère épineux (*Bythotrephes cederstroëmii*), présents au Québec, réduisent indirectement la croissance du doré jaune en modifiant l'habitat et les ressources alimentaires disponibles (Hansen *et al.*, 2020). Même s'il est indigène au Québec, l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) est de plus en plus présent dans les lacs du Québec et de l'Ontario et il exerce des pressions de prédation réduisant l'abondance en dorés (Van Zuiden et Sharma, 2016).

L'une des perturbations anthropiques principales est l'industrie minière qui génère des déchets toxiques tels que les métaux lourds. Ces derniers ont des impacts directs sur la physiologie des poissons ou indirects via le réseau trophique (Campbell *et al.*, 2003). L'étude d'une rivière contaminée par des déchets miniers en Ontario a démontré que les larves et les juvéniles de dorés avaient une croissance et condition physique plus faible ainsi qu'un déclin en abondance plus fort que leurs semblables vivant dans la section non contaminée de la rivière (Leis et Fox, 1996). L'exposition aux métaux lourds peut être nocive à court terme si elle est aigue ou à long terme même si l'exposition est faible. Par exemple, les perchaudes (*Perca flavescens*) des lacs contaminés de Rouyn-Noranda (Canada) subissent un déséquilibre hormonal qui retarde leur reproduction par rapport aux lacs non contaminés de la même région (Levesque *et al.*, 2003). La désintoxication des métaux dans les organes des poissons limite l'énergie allouée à leur croissance (Sherwood *et al.*, 2000).

Il est aussi important de considérer les effets indirects de la dégradation des lacs sur le doré jaune. Dans les lacs contaminés par les métaux lourds, le zoobenthos est le groupe le plus impacté (Iles et Rasmussen, 2005; Rasmussen *et al.*, 2008). Il a été démontré que l'absence de ces derniers induit

un arrêt dans la croissance des perchaudes et un goulot d'étranglement dans la population, car celles-ci dépendent du zoobenthos pour transitionner vers un régime piscivore (Sherwood *et al.*, 2000; Sherwood *et al.*, 2002b). Comme les autres poissons, les dorés jaunes ont besoin d'une diversité en tailles de proies lors de leur développement (Sherwood *et al.*, 2002b). Le cannibalisme peut également limiter les effectifs des populations de dorés jaunes si la nourriture disponible est limitante dans un lac dégradé (Hartman, 2009). Les adultes prédatent les jeunes, ce qui peut augmenter le taux de mortalité des jeunes stades et affecter la structure d'âge de la population (Chevalier, 1973).

1.4 Ensemencement

Afin de restaurer les populations de dorés dégradées, l'ensemencement est une des méthodes les plus utilisées en Amérique du Nord (Kerr, 2008). La plupart des ensemencements consistent à relâcher des larves au printemps ou des jeunes de l'année durant l'été ou à l'automne suivant leur naissance (MDDEFP, 2013). L'origine génétique des populations ensemencées est importante à considérer pour le maintien des populations ensemencées. Les transferts extrarégionaux peuvent résulter en des populations mal adaptées et à une réduction de la survie (Fox, 1993). De plus, l'intensité de l'ensemencement peut affecter la diversité génétique et avoir des effets sur les populations (Waterhouse *et al.*, 2014). Il a par exemple été démontré que l'hétérozygotie est positivement corrélée à la croissance des dorés en début de vie dans des lacs ontariens, ce qui peut avoir un effet sur le recrutement (Cena *et al.*, 2006).

Globalement, le succès ou l'échec de l'ensemencement est difficilement prévisible et fortement variable selon les caractéristiques propres à chaque système (Raabe *et al.*, 2020). Il manque très souvent d'informations sur les lacs pour prédire le succès des ensemencements. Au Québec, le succès est évalué après les interventions en vérifiant la présence d'œufs, de larves ou de géniteurs sur les frayères (MDDEFP, 2013).

Le maintien d'une population de doré dans un lac dépend de plusieurs facteurs souvent interreliés. Ces facteurs, tels que la qualité et la diversité d'habitats et de ressources alimentaires disponibles, les interactions interspécifiques et la connectivité entre les habitats sont variables selon l'étape du cycle vital (Bozek *et al.*, 2011b; Lester *et al.*, 2004; Nate *et al.*, 2001; Raabe *et al.*, 2020). Le fonctionnement de ces interactions est complexe et mal connu dans les environnements dégradés.

Ainsi, une description précise et exhaustive des facteurs essentiels à un maintien des populations de dorés ensemencées dans ces environnements reste encore à effectuer.

1.5 État des connaissances

1.5.1 Cycle vital du doré jaune

Le cycle de vie du doré jaune peut se diviser en cinq stades principaux : l'œuf, la larve, le jeune de l'année (âge 0 à 1, ou 0+), le juvénile (âge 1 jusqu'à maturation sexuelle) et l'adulte (Bozek *et al.*, 2011a) (Figure 1.6). Pour évaluer le potentiel de maintien d'une population, il importe de considérer les besoins de l'ensemble des stades (Bozek *et al.*, 2011b; Hartman, 2009). Les besoins principaux, qui varient selon le stade, sont l'habitat et les ressources alimentaires (Raabe *et al.*, 2020). Ces deux derniers sont étroitement reliés.

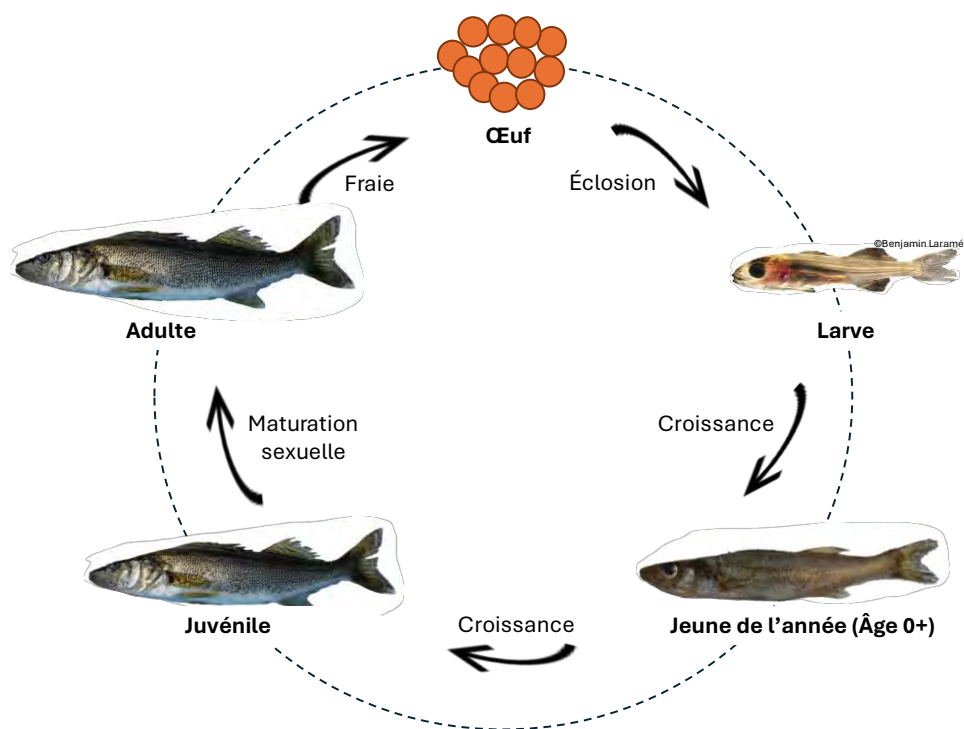


Figure 1.6

Étapes du cycle vital du doré jaune. L'œuf n'a pas été étudié dans ce mémoire.

Source : Patrice Blaney (2025).

Malgré que le doré jaune soit généraliste dans son alimentation, différentes études sur le sujet ont quand même créé un portrait général de ses préférences alimentaires en début de vie. Après la

consommation du vitellus contenu dans l'œuf, les dorés de l'année transitionnent progressivement d'un régime composé de zooplancton, puis de macroinvertébrés et finalement de poissons (Tableau 1.2).

Tableau 1.2

Proies principales des dorés jaunes âge-0 selon leur taille.

Taille des dorés (mm)	Proies	Type d'étude	Références
0–5	Aucune, vitellus seulement	Laboratoire	Mathias and Sifa 1982
5–9	Rotifères, copépodes nauplii et adultes, cladocères	Laboratoire	Hartman 2009
10–13	Copépodes cyclopoides	Milieu naturel	Graham and Sprules 1992
13–19	Copépodes calanoides		
29–38	Daphnies		
40–100	Invertébrés et poissons	Milieu naturel	Uphoff <i>et al.</i> 2019
> 100	Poissons	Laboratoire	Galarowicz <i>et al.</i> 2006

Source : Patrice Blaney (2025).

Larves. Dans les lacs du nord du Wisconsin (États-Unis), les goulots d'étranglement (forte mortalité) parmi les populations naturelles de dorés se produisaient avant mi-juillet, ce qui rend la période entre la déposition des œufs et le développement des juvéniles cruciale (Gostiaux *et al.*, 2022). Ceci inclut le stade larvaire, qui est le plus complexe à étudier et par le fait même le moins bien connu (Bozek *et al.*, 2011b; Raabe *et al.*, 2020) (Figure 1.7).



Figure 1.7

Larve de doré jaune capturée dans le lac Dufay la nuit du 3 juin 2023 (préservée dans l'éthanol; Longueur totale = 11.9 mm).

Source : Patrice Blaney (2023b).

Immédiatement après l'éclosion, les larves de dorés sont sédentaires parmi le benthos pour une durée maximale de 5 jours et utilisent le vitellus comme unique source d'énergie (Mathias et Sifa, 1982). Le sac de vitellus entrave leur mobilité et elles sont incapables de nager. Leur habitat se limite alors au site de fraie ou en aval, tout dépendamment de la vitesse du courant et des vagues (Bozek *et al.*, 2011b; Hartman, 2009). À la suite de la consommation du vitellus, les larves de doré jaune s'alimentent de zooplancton. Globalement, une concentration zooplanctonique de 49 individus/L est suffisante pour la croissance lors du début du nourrissage (Johnston et Mathias, 2011). Toutefois, un manque en diversité de taille de zooplancton peut causer un ralentissement de la croissance des larves de dorés lors de moment critique, par exemple dans un système où les daphnies de grandes tailles seraient limitées (Johnston et Mathias, 1994; McDonnell et Roth, 2014). Ce ralentissement de la croissance se produit, car lorsque les larves atteignent une taille à laquelle leur proie optimale serait les grandes daphnies, elles sont encore trop petites pour se nourrir de poissons et sont donc contraintes à continuer de s'alimenter de plus petit zooplancton, ce qui est moins efficace énergétiquement.

L'habitat utilisé au début de leur développement est mal défini. Bozek *et al.* (2011b) ont énuméré les différentes études sur le sujet : certaines infèrent que l'habitat principal est en zone pélagique, alors que d'autres ont associées les larves de dorés au littoral ou aux zones avec fortes densités de

macrophytes. Avec l'été qui progresse, les dorés effectuent la transition vers les profondeurs. La transition correspond au développement de la rétine (*tapetum lucidum*) qui leur permet d'être plus efficaces dans les environnements turbides (Braekevelt *et al.*, 1989; Vandenbyllaardt *et al.*, 1991). Grâce à cette rétine, le doré jaune peut s'alimenter dans des habitats où ses compétiteurs sont absents ou moins efficaces. Une fois complètement développée, la larve passe au stade du jeune de l'année. C'est généralement à l'automne que les différentes études recensent les dorés de l'année afin d'établir le recrutement dans un lac (Brooks *et al.*, 2011; Doll *et al.*, 2015; Gostiaux *et al.*, 2022).

Jeunes de l'année. Le stade du jeune de l'année est la période où le doré jaune effectue la transition entre son alimentation de zooplancton et de poissons (Figure 1.8). Les macroinvertébrés benthiques facilitent la transition entre le régime zooplanctivore et piscivore. L'avantage énergétique de choisir des proies plus grandes est important : à partir de 40 mm de longueur, le régime uniquement zooplanctivore entraîne une croissance négative, c'est-à-dire que les dorés perdent de la masse en raison de l'apport énergétique insuffisant pour leurs besoins (Galarowicz et Wahl, 2005). Le moment exact où les jeunes adoptent un régime entièrement piscivore est variable selon le système. Dans le réservoir "Harlan County" (Nebraska), les dorés adoptaient un régime piscivore entre 47–77 mm, les ressources alimentaires disponibles étant un facteur important affectant le moment de la transition (Uphoff *et al.*, 2019). Dans l'étude de laboratoire de Galarowicz *et al.* (2006), les dorés étaient piscivores à 100% à la longueur de 100 mm. En bref, le jeune doré nécessite des proies de plus en plus grandes. Donc, la disponibilité de proies de tailles diverses est primordiale.

Cette période de transition alimentaire s'accompagne d'une utilisation variée en habitats. Des inventaires sous-marins au Big Clear Lake (Ontario, Canada) ont permis de déterminer que les jeunes de l'année utilisaient d'abord des zones peu profondes (2–5 m) avec de fortes couvertures en macrophytes (mi-juin à mi-juillet) pour ensuite transitionner vers des zones peu profondes et avec des faibles densités de macrophytes (mi-juillet à fin août) (Pratt et Fox, 2001). Ils ont aussi été associés à des substrats sableux (Raabe *et al.*, 2020).



Figure 1.8
Doré jaune âge-0 capturé lors de la pêche électrique nocturne dans le lac Vaudray, le 2 octobre 2023.

Source : Patrice Blaney (2023c).

Juvéniles et adultes. Le doré juvénile et adulte est presque exclusivement piscivore mais il peut également se nourrir de larves d'éphémères lors de leur émergence au printemps, de sangsues, d'écrevisses et de grenouilles (Figure 1.9; Fondation de la Faune du Québec, 1996; Ricker-Held, 2022). Lorsqu'elle est présente, sa principale proie est la perchaude. Il est un prédateur généraliste et opportuniste : la composition de son alimentation varie selon les écosystèmes (Hartman, 2009).



Figure 1.9
Doré jaune adulte (mâle) capturé dans un filet maillant le 24 septembre 2022.

Source : Patrice Blaney (2022).

À partir du moment où les larves de dorés ont leur rétine bien développée et que leur régime alimentaire est piscivore, l'habitat des juvéniles et des adultes sont similaires (Bozek *et al.*, 2011b; Hartman, 2009). L'intensité lumineuse et la température sont les deux facteurs d'habitat cruciaux pour le doré jaune (Bozek *et al.*, 2011a). Ryder (1977) a démontré que le doré se nourrissait dans un environnement faiblement lumineux: 90% de leurs captures étaient réalisées à $< 1\ 000$ lux et 60% étaient à < 400 lux. Cette étude a suggéré que la luminosité dictait une grande partie du métabolisme du doré. Cette sensibilité à la lumière implique un comportement différent selon la turbidité de l'eau du lac. En eaux turbides, le doré peut se nourrir toute la journée. En eaux claires, il se réfugie sous un abri ou en profondeur durant le jour et revient en surface ou en eaux peu profondes pour se nourrir durant la nuit (Fondation de la Faune du Québec, 1996).

Les températures optimales pour la croissance se situent entre 18 et 22 °C. Dans les lacs où ces températures se situent dans l'épilimnion, les dorés vont utiliser cette zone même si les conditions de lumières optimales se situent sous la thermocline (Hasnain *et al.*, 2010). Cela démontre qu'il existe un lien étroit entre la lumière et la température et qu'il est nécessaire de considérer ces deux variables de manière complémentaire (Bozek *et al.*, 2011a).

À ce sujet, Lester *et al.* (2004) ont démontré que 70% du rendement des pêches commerciales et à la ligne était expliqué par l'habitat combinant les conditions optimales de luminosité et de température, tout en considérant les solides dissous totaux. Cette étude a également proposé une règle du pouce dictant que la profondeur optimale pour le doré dans un lac se situe à la profondeur de Secchi équivalent à environ 17% de la profondeur effective maximale, c'est-à-dire la profondeur totale ou la distance entre la surface et la thermocline lorsqu'elle est présente.

Mortalité et relations trophiques. Les relations de compétitions sont très importantes à considérer pour évaluer le potentiel de maintien du doré jaune dans un écosystème (Raabe *et al.*, 2020). De manière générale, il est moins probable qu'une population se maintienne lorsque le grand brochet (*Esox lucius*) ou l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) sont présents dans le même système (Nate *et al.*, 2003). Ses autres principaux compétiteurs sont le doré noir (*Sander canadensis*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), la perchaude et l'achigan à petite bouche (Fondation de la Faune du Québec, 1996). Dans les lacs turbides de la ceinture argileuse, la vision développée du doré jaune est un avantage évolutif considérable par rapport à ses compétiteurs, ce qui explique en partie sa large répartition dans cette région.

Les causes naturelles expliquent la majorité de la mortalité pour les jeunes stades. Dans le lac Escabana (Wisconsin, États-Unis), la mortalité naturelle était en moyenne de 70% lors de la première année de vie (Hansen *et al.*, 2011). Les prédateurs communs aux jeunes dorés sont l'achigan à grande bouche, l'achigan à petite bouche, le grand brochet et le doré jaune adulte (Johnson et Hale, 1977; Fondation de la Faune du Québec, 1996; Van Zuiden et Sharma 2016; Olivencia *et al.*, 2024). La probabilité de prédation est directement reliée à la taille des dorés : plus ils grandissent, moins il est probable qu'ils soient retrouvés dans les estomacs des prédateurs (Grausgruber et Weber, 2020). Lorsqu'ils sont plus âgés (juvéniles et adultes), la mortalité naturelle diminue et la mortalité par la pêche augmente (Hansen *et al.* 2011).

Malgré ces connaissances approfondies sur l'écologie du doré jaune, il est toujours très difficile de prédire si un ensemencement va fonctionner dans un lac (Raabe *et al.*, 2020). Cela est particulièrement le cas dans les lacs dégradés, très peu d'études se sont penchées sur la capacité d'adaptation du doré jaune dans les lacs fortement perturbés par les activités humaines.

1.6 Objectifs et hypothèses spécifiques

L'objectif général de cette étude était de déterminer si les lacs dégradés par les activités humaines de la ceinture argileuse canadienne offrent les conditions écologiques nécessaires pour permettre le recrutement naturel des populations de dorés jaunes. **L'hypothèse générale** est que les lacs non dégradés offrent des conditions écologiques plus favorables pour tous les stades de vie des populations de dorés en comparaison avec les lacs dégradés, en raison des divers effets négatifs de l'urbanisation et de l'industrialisation sur les communautés aquatiques. Cependant, si certaines fonctions écologiques clés des lacs dégradés sont maintenues, il est attendu que les populationsensemencées se maintiennent. Ce projet de recherche a étudié, pour quatre stades du cycle vital (i.e., larve, jeune de l'année, juvénile et adulte), (1a) l'habitat, (1b) les ressources alimentaires et (1c) l'abondance en dorés (Tableau 1.3). (2) La croissance a été mesurée chez les jeunes de l'année, les juvéniles et les adultes. Ces connaissances permettront d'identifier de potentiels facteurs limitants le maintien des ensemencements et ainsi guider de futures interventions de restauration de certaines fonctions écologiques des lacs, notamment pour cette espèce d'importance économique en Amérique du Nord.

Tableau 1.3
Objectifs et hypothèses spécifiques.

Objectif spécifique	Hypothèse spécifique	Explication
Évaluer, pour les larves, les jeunes de l'année, les juvéniles et les adultes dorés jaunes a. La qualité de l'habitat b. Les ressources alimentaires disponibles c. L'abondance des individus	a. La qualité de l'habitat sera différente entre les 4 lacs et plus faible pour les lacs dégradés b. L'abondance et la diversité en ressources alimentaires sera plus faible et les réseaux trophiques seront plus simples dans les lacs dégradés c. L'abondance en jeunes de l'année et juvéniles sera plus faible dans les lacs dégradés, celle en adultes sera égale	1a. L'urbanisation et les activités industrielles ont en général pour effet de réduire la qualité de l'habitat (Kija <i>et al.</i>, 2020) 1b. Les espèces moins tolérantes à la dégradation sont peu abondantes ou absentes, ce qui réduit la diversité de proies pour le doré (Sherwood <i>et al.</i>, 2002a) 1c. Le succès de reproduction du doré est réduit par l'urbanisation (frayères) et les métaux lourds (œufs) (Fondation de la faune du Québec, 1996; Leis et Fox, 1993). L'ensemencement compensera l'abondance en adultes
2. Évaluer la croissance des jeunes de l'année, des juvéniles et des adultes dorés jaune	La croissance annuelle et condition physique des dorés adultes sera plus faible dans les lacs dégradés que les lacs non dégradés.	Les poissons doivent dépenser plus d'énergie pour éliminer les toxines de leur métabolisme. Ainsi, moins d'énergie peut aller vers la croissance (Sherwood <i>et al.</i>, 2000).

Source: Patrice Blaney (2025).

2. ARTICLE

Live fast and die young: walleye populations adapt their life cycle to degraded lakes of the Canadian clay belt.

Patrice Blaney ^{1,3}, Pascal Sirois ², Martin Bélanger ⁴, Eva Enders ⁵, Marta Gabriele ^{1,3} and Guillaume Grosbois ^{1,3*}

¹ Groupe de Recherche en Écologie de la MRC Abitibi (GREMA), Forest Research Institute, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 341 Rue Principale Nord, Amos (QC), J9T 2L8 Canada

² Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées (CREAE), Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), 555 boulevard de l'Université, Chicoutimi (QC) G7H 2B1 Canada

³ Interuniversity Research Group in Limnology (GRIL), Université de Montréal, Campus MIL C.P. 6128, Stn. Centre-ville, Montréal (QC), H3C 3J7 Canada

⁴ Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 70 avenue Québec, Rouyn-Noranda (QC), J9X 6R1 Canada

⁵ Centre Eau Terre Environnement, Institut national de la recherche scientifique (INRS), 490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9 Canada

* Corresponding author

ABSTRACT

Despite its widespread distribution, habitat degradation has reduced some populations of walleye (*Sander vitreus*) to the point where restoration measures, including restocking, are necessary. In this study, we compared population structure and dietary composition of walleye populations in two degraded lakes and two non-degraded lakes in the Abitibi-Témiscamingue region of Québec, Canada. Habitat quality and food resources were assessed for walleye larvae, young-of-the-year, juveniles, and adults. Growth and abundance were also quantified for young-of-the-year, juvenile, and adult walleye. Young-of-the-year were more abundant and grew faster in degraded lakes compared to non-degraded controls, benefiting from high populations of spring zooplankton, which are a critical larval resource. Degraded lakes were characterized by clearer water, and higher specific conductivity and pH. The simplified food webs in degraded lakes lacked pollution-sensitive macroinvertebrates, which resulted in juvenile and adult walleye diets being dominated by fish. Although juveniles and adults were equally or more abundant in degraded lakes compared to control lakes, premature adult mortality compromised population stability. We recommend focusing on improving adult fish habitat, manage for prey species, and review fishing regulations to enhance the survival of mature walleye and ensure sustainable populations.

Keywords: Heavy metals, Invertebrates, Pollution, *Sander vitreus*, Stable isotopes, Trace elements, Zooplankton, Ecological indicator

2.1 Introduction

Recreational anglers in Canada catch more walleye (*Sander vitreus*) than any other fish species. Walleye account for 26% of recreational fish caught and 55% of the dollar value of freshwater commercial fisheries (2010–2020 averages) (DFO, 2015, 2022). However, the degradation of spawning sites, decreased water quality, introduction of invasive aquatic species, and overfishing of stocks have reduced walleye populations, with negative consequences for commercial and recreational fisheries (Bozek *et al.*, 2011b; Rooney and Paterson, 2009). For example, in Wisconsin (USA), natural recruitment of walleye in lakes has declined from 68% in 1993 to 37% in 2018 (Raabe *et al.*, 2020). Between 700 million and 1 billion walleyes are stocked annually in North America (Raabe *et al.*, 2020), but the success of stocking is difficult to predict and varies greatly with ecosystem characteristics (Raabe *et al.*, 2020). Therefore, investments in restocking by fisheries managers do not guarantee success due to the lack of information needed to predict stocking outcomes.

The self-sustainability of a walleye population in a lake depends on several interconnected factors, including interspecific interactions, habitat quality and type, and habitat connectivity (Bozek *et al.*, 2011b; Lester *et al.*, 2004; Nate *et al.*, 2001; Raabe *et al.*, 2020). The walleye life cycle is divided into five main stages: egg, larvae, young-of-the-year (age 0, or 0+), juvenile (age 1 until sexual maturation), and adult. Each life stage has specific resource needs (Bozek *et al.*, 2011a), and those needs must be accounted for when assessing the potential of freshwater ecosystems to sustain fish populations (Raabe *et al.*, 2020).

The Canadian Clay Belt, which extends from eastern Manitoba to western Quebec, is a region where walleye is widely distributed and abundant. This region contains a large number of turbid lakes, to which walleyes are particularly well adapted due to the *tapetum lucidum*, a subretinal structure in their eyes (Vandenbyllaardt *et al.*, 1991). The *tapetum lucidum* enables walleyes to feed in turbid environments and avoid competition with other predatory fish (Ryder, 1977). Despite the suitability of these lakes as walleye habitat, several walleye populations have declined due to human activities such as contamination from mining. Walleye populations in these depleted lakes are often restocked with larvae or autumnal young-of-the-year (Kerr, 2008).

Metals released by mining activities may have direct impacts on fish physiology and indirect, food-web-mediated impacts on fish populations (Campbell *et al.*, 2003). The metabolization of metals

in fish organs (e.g. liver) limits the energy they can allocate to growth (Sherwood *et al.*, 2000). Walleye larvae and juveniles inhabiting a mining-waste section of an Ontario river had lower growth rates, worse physical condition, and lower abundance than fish living in uncontaminated sections of the river (Leis and Fox, 1996). Walleye require a diversity of prey sizes during their development, starting with zooplankton at the larval stage and ending with mostly fish at the adult stage (Bozek *et al.*, 2011a; Johnston and Mathias, 1994; McDonnell and Roth, 2014; Raabe *et al.*, 2020). Lakes near Sudbury, Ontario, which were severely contaminated by metals and acids from local smelters, experienced recovery of copepod but not cladoceran communities following restoration efforts (Yan *et al.*, 2004). Cladocerans are a vital food source for larval walleye. In Vilas County, Wisconsin, for example, growth rates of walleye larvae were reduced under limited supplies of large *Daphnia* (McDonnell and Roth, 2014). Macroinvertebrates provide transitional food as developing walleye graduate from zooplanktivorous to piscivorous diets. The absence of macroinvertebrates in metal-contaminated lakes poses a challenge to the sustainability of walleye populations (Campbell *et al.*, 2003; Galarowicz and Wahl, 2005).

Natural causes account for the majority of mortality in early life stages of walleye. As walleye grow, natural mortality decreases while fishing-related mortality increases (Hansen *et al.*, 2011). Recreational fishing can also slow the recovery of predatory species (Dainys *et al.*, 2022). Therefore, it is crucial to measure the impacts of recreational fishing on the survival of adult walleye, especially in lakes close to urban areas where the fishing pressure is high (Kaemingk *et al.*, 2020). Sustainable recreational fishing of walleye is directly linked to their habitat, particularly water clarity. In Milles-Lac (Minnesota, USA), the thermal-optical habitat area (TOHA) declined with the maximum safe harvest (Hansen *et al.*, 2019). Increasing water clarity can limit the availability of optimal TOHA, reducing suitable habitat for both juvenile and adult walleye (Lester *et al.*, 2004). In particular in Bay of Quinte (Lac Ontario), a lack of optical habitat was identified as a limiting factor for walleye habitat (Chu *et al.*, 2004).

Another constraint for some urban lakes in the Clay Belt is the invasion of exotic aquatic plants. Due to their high abundance, they can modify the physical habitat and physicochemical water quality, including increasing the water clarity and pH levels while decreasing dissolved oxygen concentrations (Proulx *et al.*, 2015; Thi Nguyen *et al.*, 2015).

The cumulative impact of all human activities occurring in a region (urbanization, industrial development, recreational fishing, invasive plants) is subsequently affecting lake habitat and fish populations, including walleye.

The **general objective** of this study was to determine whether lakes degraded by human activities in the Canadian Clay Belt offer the necessary ecological conditions to allow the self-sustainability of walleye populations. We hypothesized that non-degraded lakes would offer more favorable ecological conditions for all life stages of walleye when compared with degraded lakes. We further hypothesized that if key ecological functions (such as critical food resources) were to be maintained in degraded lakes, populations would continue to persist. We tested these hypotheses by describing habitat quality and the food resources available to larvae, young-of-the-year, juveniles and adults. Furthermore, we quantified the abundance, and measured the growth of walleye young-of-the-year, juveniles, and adults.

2.2 Methodology

2.2.1 Study area

This study was conducted in four lakes located near to the city of Rouyn-Noranda in the Abitibi-Témiscamingue region of Quebec, Canada. Located in the western balsam fir-white birch bioclimatic subdomain, this region has a subpolar, subhumid, and continental climate (Blouin and Berger, 2002). The average annual temperature is 2.0°C, and 27% of the 895 mm annual precipitation falls as snow, which represents up to 2.4 m of snowfall. (MELCCFP, 2024d). The region's 20,000 lakes are typically frozen from December to May (Beaulne *et al.*, 2012; Canadian Cryospheric Information Network, 2024).

The high density of lakes in Abitibi-Témiscamingue can be attributed to glaciolacustrine deposits left by Lake Barlow-Ojibway following the last ice age (Blouin and Berger, 2002). These deposits have formed poorly drained clay soils that promote runoff and lake creation. These lakes are naturally turbid due to the presence of clay particles and tannins from the boreal forest (Grosbois *et al.*, 2023; Hasan *et al.*, 2023).

The region's lakes have been impacted by mining activities that began in the early 1900s with the discovery of copper and gold deposits (Laurendeau, 1981). A regional gradient of metal contamination originates in downtown Rouyn-Noranda, where several mines have conducted their operations (Laflamme *et al.*, 2000). Urbanization has also altered the state of the lakes. Sewage discharges polluted aquatic ecosystems until 1978, when the Quebec government began the Wastewater Purification Program (MDDELCC, 2014). Several lakes close to Rouyn-Noranda are still degraded, particularly those situated near urban areas. Some of these have also been colonized by the invasive plant Eurasian water-milfoil (*Myriophyllum spicatum*) since 2001 (MELCCFP, 2025, 2024b). Despite their condition, these lakes continue to provide economic benefits, such as providing drinking water. Moreover, the lakes support recreational fishing and other tourism-related activities.

The four lakes that we studied were selected based on their sources of walleye recruitment (natural or stocked) and their environmental status (degraded or non-degraded). The location of the lakes in the Clay Belt (Figure 0.1) offered a unique opportunity to evaluate the response of stocked walleye populations in their preferred yet degraded environments. Lake Osisko (N48.24, W79.00) and Lake Dufault (N48.31, W79.00) are both degraded by mining industry, urbanization and

invasive plants. They were historically stocked with walleye to restore populations following presumed total collapses (M. Bélanger, Pers. Comm, July 2022). Lake Osisko was stocked between 1999 and 2018, and Lake Dufault between 1986 and 2015 (see ANNEXE A and ANNEXE B). Stocking efforts have therefore been completed for five years in Lake Osisko and eight years in Lake Dufault. Consequently, adult walleye captured during this study could have been either stocked or naturally recruited, while young-of-the-year and juvenile captures would have been naturally recruited.

The stocked and degraded lakes were compared to Lake Vaudray (N48.10, W78.68) and Lake Dufay (N48.04, W79.46) (Figure 0.1), both of which support natural walleye populations. Lake Dufay has low levels of trace elements in its sediments, with concentrations of Cu, As, Se, Cd, Cr, Fe, Ni, Zn, Pb, U, Ag, and Mo ranging on average from 16.2 to 52.4 times lower than those measured in Osisko and Dufault lakes (Gabriele *et al.*, In Preparation). It is also subject to minimal anthropogenic disturbances: based on geospatial data from Government of Quebec (2023), 70 % of its 45.0 km² watershed is protected by the Réserve de biodiversité Opasatica, and no part of it is urbanized (Government of Quebec, 2022). However, Lake Vaudray, which lies in the path of prevailing winds coming from Rouyn-Noranda, exhibits slightly higher levels of trace elements contamination, with concentrations on average twice as high as those in Lake Dufay. Nonetheless, these contamination levels remain substantially lower than those observed in Lakes Osisko and Dufault, with average concentrations approximately 29.5 and 8.5 times lower, respectively (Gabriele *et al.* In Preparation). Lake Vaudray's 61.0 km² watershed is 90% included in the Réserve de biodiversité des Lacs-Vaudray-et-Joannès, but has permanent residences and summer cottages on its eastern shore (Government of Quebec, 2015).

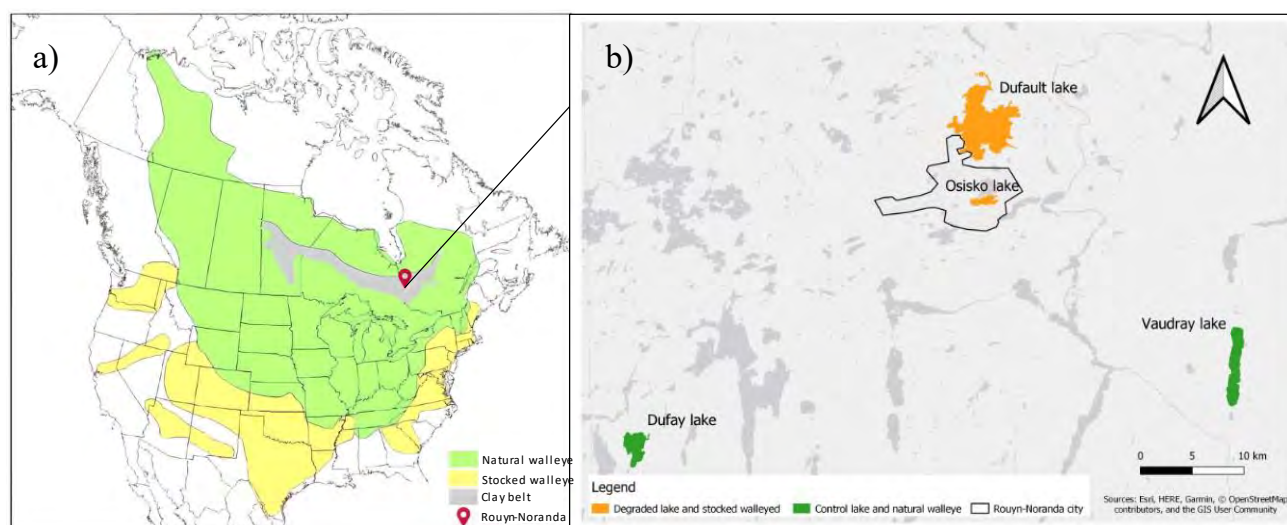


Figure 0.1

a) Natural and introduced distribution range of walleye in North America, location of the clay belt and study area. b) Study sites in the Abitibi-Temiscamingue region near the city of Rouyn-Noranda (Quebec, Canada).

Source: Data from Hartman (2009) et de Patrice Blaney (2025).

2.2.2 Field sampling

Habitat. In each lake, three pelagic stations were sampled, including the deepest point of the given lake. Habitat requirements for larvae, young-of-the-year, juveniles, and adults were characterized by sampling on five occasions, i.e., in spring (June 2022), in summer (August 2022), in fall (September 2022 and 2023), and in winter (March 2023).

At each station and each sampling occasion, water pH, dissolved oxygen concentration (mg/L) and saturation (%), temperature (°C), and specific conductivity (μS/cm) were measured with a multi-parameter probe through the water column (RBR Concerto, Ottawa, Canada). Light penetration was assessed with a light sensor (LI-1500, Li-Cor, Lincoln, U.S.A.) to determine the euphotic zone. Light measurements were taken at water surface, 0.5 m and then at every meter of the water column until 1% of incident surface light was measured. Lake water was collected every meter of the epilimnion with a Van Dorn or Ruttner bottle and mixed in a cleaned bucket. From this lake water, two replicates of 40 mL water samples were collected into 50 mL acid-washed vials (10% HCl) for total nitrogen and total phosphorus analyses.

Larvae. Capturing larvae. Sampling was conducted twice in each lake during the two weeks following the 2023 spring spawning. Six transects (three pelagic, three littoral) were preselected in each lake based on their proximity to known (Ressources Falco, 2018; M. Bélanger, Pers. Comm, 31st August 2022) or potential spawning sites (Navionics and satellite image). The sampling sites from Osisko and Dufault lakes were located near areas where the highest concentration of walleye eggs was collected. In Lake Vaudray, spawning sites were unknown. Transects were thus selected based on potential spawning sites selected with a combination of information from bathymetry maps (Navionics software), satellite imagery (Google Earth), and the prevailing wind patterns (Windfinder, 2022).

Each transect was conducted after sunset for 10 m. A plankton net (50 cm diameter, 500 µm mesh size) was towed behind a boat at a depth of 0–1 m (McDonnell and Roth, 2014; see ANNEXE E). The volume of water filtered during each transect was measured using a current velocity meter (Swoffer instruments, Model 2100, Washington, USA). The contents of the nets were immediately rinsed with lake water and frozen with dry ice (CO₂) for isotopic analyses and identification. A scientific collection permit was obtained from Quebec government for the capture of larvae (SEG permit - 2023-05-11-033-08-SP). Captured larvae were identified using a binocular microscope (Leica M125 C, Concord, Canada) at the Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées (CREAE) laboratory of the Université du Québec à Chicoutimi (UQAC) (see ANNEXE F). Each larva was thawed, identified, eviscerated, and immediately refrozen at -80 °C.

Food resources for larvae. Zooplankton communities were sampled in May 2023 by conducting vertical tows through the water column using a 50 µm mesh net of 25 cm diameter within the six sampling transects. To determine the zooplankton composition of the vertical tows samples, two 20 L water column replicates were collected at each site (n = 6 per lake) using a Van Dorn or Ruttner bottle, sieved through a 50 µm net, and preserved in 95% ethanol.

Young-of-the-year. Capturing young-of-the-year. Young-of-the-year were sampled at night during September 2023 using a five-meter aluminum boat equipped with a generator powered pulsator (GPP model 2.5 from Smith-Root) that was powered by a 5.5 HP Honda GX160 gasoline generator (Paquin and Brodeur, 2021). Transects were conducted for 20 min along shorelines until 30 young-of-the-year individuals were collected. Collected individuals were from the smallest encountered length-class (therefore assuming they were young-of-the-year) (see Appendix

ANNEXE G and ANNEXE H). The transects were selected following these criteria: < 2 m deep, gently sloping banks, and proximity to aquatic vegetation. Bathymetric maps (Navionics) and satellite images (Google Earth) were consulted for site selection.

Food resources for young-of-the-year. Macroinvertebrate communities in the littoral zone were sampled one week before electrofishing (September 2023) using a 350 μm mesh kick-net. Three kick-net replicates from the orders Amphipoda, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Odonata, and Trichoptera were collected for stable isotope analysis. We also collected ten individuals of the most abundant fish species (other than walleye) collected during electrofishing. Fish smaller than young-of-the-year walleye were selected to represent potential prey.

Macroinvertebrate community samples were collected during July 2022 for identification and biomass measurement. We used the kick net to collect three replicates in each of three littoral sites ($n = 9$ per lake). Samples were collected using the swirling method for 30 s and a collection area of $\sim 0.2 \text{ m}^2$.

Juveniles and adults. Capturing juvenile and adult walleye. Juvenile and adult walleyes were collected during standardized fishing surveys conducted by the *Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs* (MELCCFP) in September 2022 (Osisko, Dufay, and Vaudray lakes) or September 2023 (Lake Dufault) (Service de la faune aquatique, 2011). Eight-panel fishing gillnets that were 7.6 m long and 1.8 m in height were deployed in order of increasing mesh size (25, 38, 51, 64, 76, 102, 127, and 152 mm). Nets were placed at depths of 2–15 m and were left in place for 18–24 h, always including the night. The number of nets used was 8 in Lake Osisko, 10 in Dufault and Dufay lakes and 11 in Lake Vaudray.

Food resources for juvenile and adult walleye. Forage fish communities were sampled during July 2022 using gillnets (10 m length, 1 m height and 10 mm mesh size). Gillnets were positioned perpendicular to the shore at depths of 0.5–5 m ($n = 3$ per lake) and left in place for 18 – 24h.

2.2.3 Laboratory procedure

Habitat. Nitrogen concentrations were analyzed with a continuous flow analyzer (OI Analytical Flow Solution 3100[®]) using an alkaline persulfate digestion method, coupled with a cadmium reactor, following a standard protocol (Patton and Kryskalla, 2003). Phosphorus samples were analyzed using a standard protocol (Wetzel and Likens, 2000). Both nitrogen and phosphorus

samples were analyzed at the Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL) in Université du Québec à Montréal (UQAM) analytical laboratory.

In addition, during the fall of 2022, water samples ($n = 3$) for dissolved organic/inorganic carbon (DOC/DIC) analyses were gathered in brown pre-combusted vials (4 h at 450 °C) after being filtered on 0.45 µm hydrophobic polytetrafluoroethylene membrane (Fisherbrand™). DIC and DOC were analyzed with an OI Analytical Aurora 1030 W TOC Analyzer using a persulfate oxidation method at UQAM.

Food source identification. Zooplankton (from 20L water column samples, May 2023) and macroinvertebrates samples (from kick-net samples, September 2023) preserved in were counted and sorted to the family level (Haney *et al.*, 2013; Moisan, 2010), except the female and copepodite from the Calanoida order that were identified to order level. The total lengths of the first 30 individuals of each family were measured using Zeiss Zen 3.9. software and a camera (AxioCam 208 color, Zeiss, Oberkochen, Germany) mounted on a stereomicroscope (Zeiss discovery V12, Oberkochen, Germany).

Fish measurement. For each fish encountered in this study, specie identification, total length and body mass were measured. Muscle samples were dissected from behind the dorsal fin were frozen at -80°C. For walleye, sex and sexual maturity (spawning capable) were also compiled. Sagittal otoliths were collected (see Appendix ANNEXE I), and stomachs dissected within 24 h of sampling and preserved in 95% ethanol. Right sagittal otoliths were embedded in epoxy (Miapoxy 100 resin and 95 hardener) and sliced vertically using a low-speed saw (Buehler® IsoMet®) for age reading of individuals (see Appendix ANNEXE J). Otoliths were aged twice by independent observers.

Our protocol about the handling and euthanasia of net-caught fish was authorized by the animal ethics committee of Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) and we obtained a permit (2022-07-19-066-08-SP) from the MELCCFP.

Stable isotopes. Littoral macroinvertebrates and zooplankton were sorted and frozen to -80°C within 24h of the sampling. Zooplankton samples were kept in the dark at 4°C and were passed through stacked sieves (500, 355, 250, 106, or 63 µm mesh), placed from coarse to fine.

Zooplankton, macroinvertebrates, and fish samples were freeze-dried (Pfeiffer Vacuum, D-35614, Asslar, Germany), ground to a fine powder, and encapsulated in 5 x 3.5 mm tin capsules. Samples

of 1.0 ± 0.1 mg dry weight were measured on a microbalance (Geneq Inc. Model # AP250D), and their N and C isotopic composition was analyzed using an Elementar Pyrocube elemental analyzer interfaced to a Delta V Plus IRMS mass spectrometer. Replicate analyses of isotopic standard reference materials USGS 40 ($\delta^{13}\text{C} = -26.39\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = -4.52\text{‰}$) and USGS 41 ($\delta^{13}\text{C} = 37.63\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 47.57\text{‰}$) were used to normalize isotopic values of working standards to the Air ($\delta^{15}\text{N}$) and Vienna Pee Dee Belemnite ($\delta^{13}\text{C}$) scales. Isotope values are expressed in δ notation following the formula $\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$, where X is ^{13}C or ^{15}N and R is $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ or $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ isotopic ratio. Working standards were analyzed after every ten samples to monitor instrument performance and check data normalization. The precision of the laboratory standards was $\pm 0.3\text{‰}$ for C and N.

Stomach contents. Sixty stomachs (30 young-of-the-year and 30 juveniles or adults) were dissected from each lake. Using a binocular microscope, prey items were counted and identified to species (fish) or family (invertebrates) levels.

2.2.4 Statistical analysis

All data and statistical analyses were conducted using R software version 4.3.3 (R Core Team 2024).

Habitat. Based on data collection during seasonal water column sampling (winter, spring, summer, and fall) of the water column, the annual mean, maximum, and minimum values of pH, dissolved oxygen concentration (mg/L), specific conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperature ($^{\circ}\text{C}$), and concentrations of phosphorus (mg/L) and nitrogen (ppm) were calculated. Dissolved organic and inorganic matter sampled during the fall of 2022 was also included in the descriptive analysis. Fish communities present in each lake were described based on species recorded during gill net (10 mm or experimental) or electrofishing surveys. Information was supplemented with prior knowledge obtained from experimental fishing conducted by MELCCFP.

To compare photic zones among lakes and seasons (spring, summer, and fall), considering their interaction, an analysis of variance (ANOVA) and Tukey test were performed.

Walleye abundance. Walleye were categorized by life stages: young-of-the-year, juvenile and adult. The boundary between juveniles and adults was set at the age at which 50% (A50) of the

individuals in a population are expected to exhibit developed gonads and thus, participate in the next spawning event (Mainguy *et al.*, 2024).

The number of walleyes captured in each age category was standardized by fishing effort. Young-of-the-year involved 20-min electrofishing transects (number of young-of-the-year/20-min transect). The number of juveniles and adults caught during 18–24 hours of gillnet fishing was standardized to the expected catch for a hypothetical 24-hour net-set period. Young-of-the-year captured in gill nets were excluded from the analysis.

Catch-per-unit-effort (CPUE) were compared between lakes using generalized linear model (GLM) models that were selected with the *hnp* package (Moral *et al.*, 2017) and AIC comparison. A post-hoc test was realised on the best model with the *emmeans* package to compare the abundance between lakes (Lenth R 2024). An ANOVA and a Tukey test were used to compare the mean adult age between lakes.

Food resources. Total lengths were used to estimate biomass of zooplankton and macroinvertebrates using published length-mass regressions (Smock, 1980; Rowe and Berrill, 1989; Benke *et al.*, 1999; EPA Great Lakes National Program Office, 2003; Méthot *et al.*, 2012; Grosbois *et al.*, 2020). Fish biomasses were estimated by accounting for the average water loss per fish (82%) during the freeze-drying process, a loss that was consistent across species. ANOVAs with Tukey’s test were conducted to compare the biomass of zooplankton ($\mu\text{g/L}$), macroinvertebrates (mg/kick-net), and fish (g/10 mm gill net standardized to 24 h) among lakes. The biomass of macroinvertebrate orders was log transformed to meet the assumption of normality of residuals for ANOVA. Bycatches (fish with total length > 30 cm) were excluded from the analysis.

Taxonomic diversities were estimated with Shannon’s diversity index (H') (Wiener, 1950). Copepod nauplii were excluded from the index to prevent the overestimation of the number of organisms in each sample. Shannon’s index was calculated based on the proportion (n_i/N) of each taxon found in each sampling unit (pelagic station, kick-net, or 10 mm gill net) relative to the total number of organisms counted (N) (Equation 1):

$$(1) H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

Stable Isotope and stomach content analyses. The isotopic data of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ were categorized by taxonomic group (Table 0.1).

Table 0.1
Taxonomic groups analyzed for $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ stable isotope signatures.

Taxonomic group	Season	Sub-groups
Zooplankton	Spring	63 μm , 106 μm , 250 μm , 355 μm , 500 μm , <i>Leptodora</i> , <i>Chaoborus</i> sp. (larvae), Mysis sp.
Macroinvertebrates	Fall	Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Megaloptera, Odonata, Trichoptera, Hydracarina, Oligocheata, Amphipoda, Annelida
Fish	Fall	Walleye (8–13 cm, 14–30 cm, > 30 cm), yellow perch, brown bullhead, white sucker, cisco, logperch, trout-perch, northern pike, mimic shiner, golden shiner, spottail shiner

Source: Patrice Blaney (2025).

Three replicates were analyzed for each zooplankton sieve and macroinvertebrates orders, sixty for walleye (30 randomly selected mixed-age fish and 30 young-of-the-year), and 10 for other fish species. Walleyes were divided into length classes: 8–13 cm, 14–30 cm, and > 30 cm.

We used a two-way ANOVA with Tukey's test to compare walleye $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ muscle composition by length classes among lakes. We also used permutational ANOVAs (PERMANOVAs) to compare the $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values for each taxonomic group. This analysis was done to describe the food web of each lake. The PERMANOVAs were performed on the distance matrix ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ combined or singularly) with the R packages *vegan* and *pairwiseAdonis* (Oksanen J *et al.*, 2024; Martinez Arbizu, 2020).

Walleye stomachs were separated by length class for diet analysis. For each lake and length class, prey items were counted, identified, and expressed as percentages. Empty stomachs were excluded from the analysis. Categories such as "Fish remains" and "Invertebrate remains" refer to stomachs where fish or invertebrates were the only prey items but could not be further identified.

Walleye growth. The growth of walleye in each lake was modeled using the Von Bertalanffy growth function (VBGF) from the *FSA* package (Ogle, 2019) (Equation 2):

$$(2) \text{Growth}_{lake} = nls(\text{Total}_{length} \sim vb(\text{Age}, L_{\infty}, K, t_0), \text{start} = sv0)$$

where *Nls* = nonlinear spline; *Total_{length}* = Total length (cm), *vb* = Von Bertalanffy function, *Age* = Age determined by otolith reading, *L_∞* = Asymptotic length (i.e., the estimated maximum length a walleye can reach in a given lake; *K* and *t₀* = Constants, and *Sv₀* = Starting parameters (*L_{inf}*, *K* and *t₀*). Parameters were pre-optimized using the *vbStart* function (Ogle, 2019). Confidences intervals for each VBGF model were obtained using the *investr* function to compare mean length-at-age in each lake (Greenwell and Kabban, 2014).

2.3 Results

2.3.1 Habitat

In regard to the water quality, the annual mean (i.e., all four seasons combined) of specific conductivity was higher in degraded lakes (ANOVA, $F = 2885$, $p < 0.0001$, Table 0.2), particularly in Lake Osisko (Tukey Test, $p < 0.0001$). On average, the specific conductivity was 10-times higher in Lake Osisko and 4-times higher in Lake Dufault compared to Dufay and Vaudray lakes. The level of dissolved inorganic carbon (DIC) was also higher in the degraded lakes (ANOVA, $F = 191.7$, $p < 0.0001$). In Lake Osisko, pH values exceeding 10 were recorded in summer and were higher than the other three lakes throughout all seasons (ANOVA, $F = 34.87$, $p < 0.001$).

Table 0.2

Mean, minimum, and maximum of measured habitat variables for all four seasons, except DOC and DIC, which were only measured in the fall in the four study lakes. Variables were taken in the water column (specific conductivity, dissolved oxygen, temperature, and pH) or epilimnion (DOC, DIC, phosphorus, and nitrogen concentrations).

Habitat variables	-----Study Lakes-----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Location	48.2412, -79.01308	48.30709, -78.98737	48.04098, -79.45187	48.09551, -78.67839
Lake Area (km ²)	4.76	28.48	5.27	8.63
Maximum depth (m)	8	19.5	12	32
Secchi depth (m)	2.80 [2.35–3.35]	2.58 [2.15–3.23]	1.07 [0.80–1.41]	1.60 [1.15–1.98]
Specific conductivity (µS/cm)	284.2 [277.0–362.5]	125.8 [108.2–267.9]	28.9 [23.3–95.9]	27.4 [23.1–132.8]
Dissolved oxygen (mg/L)	9.4 [1.4–13.3]	8.2 [0.04–12.6]	7.3 [0.6–13.3]	8.5 [0.2–14.0]
Temperature (°C)	17 [0.3–22.2]	15.6 [0.2–21.6]	17 [0.2–22.1]	12.8 [0.2–22.2]
pH	8.63 [6.95–10.68]	7.70 [6.43–8.40]	7.39 [5.78–8.43]	7.04 [5.68–8.30]
Total phosphorus (µg/L)	17.9 [14.2–21.0]	12.4 [9.9–16.7]	22.3 [21.4–23.1]	8.1 [7.6–8.5]
Total nitrogen (ppm)	0.285 [0.226–0.356]	0.244 [0.180–0.395]	0.226 [0.188–0.298]	0.215 [0.175–0.255]
DIC (mg/L)	11.59 [10.84–12.11]	5.71 [5.35–6.31]	2.31 [2.05–2.57]	1.92 [1.57–2.42]
DOC (mg/L)	2.38 [2.76–2.87]	6.28 [6.04–6.50]	10.29 [9.92–10.67]	10.45 [10.04–11.04]

Source: Patrice Blaney (2025).

Fish communities differed among the four lakes (Table 0.3). Only four species are present in Lake Osisko, including Walleye. Whereas Dufault, Dufay, and Vaudray lakes have similar specific species richness with 13, 15, and 11 species, respectively. However, Lake Dufay had the highest variety of cyprinids with the presence of mimic shiner (*Notropis volucellus*) and common shiner (*Luxilus cornutus*).

Table 0.3
Description of fish communities in the four study lakes

Species	-----Study Lakes -----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Walleye (<i>Sander vitreus</i>)	✓	✓	✓	✓
Yellow perch (<i>Perca flavescens</i>)	✓	✓	✓	✓
Brown bullhead (<i>Ameiurus nebulosus</i>)		✓	✓	✓
Burbot (<i>Lota lota</i>)		✓	✓	✓
Cisco (<i>Coregonus artedii</i>)		✓	✓	✓
Logperch (<i>Percina caprodes</i>)		✓	✓	✓
Northern pike (<i>Esox lucius</i>)		✓	✓	✓
Spottail shiner (<i>Notropis hudsonius</i>)		✓	✓	✓
Trout-perch (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)		✓	✓	✓
White sucker (<i>Catostomus commersonii</i>)		✓	✓	✓
Golden shiner (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)		✓	✓	

Mottled sculpin (<i>Cottus bairdii</i>)		✓		✓
Northern pearl dace (<i>Margariscus nachtriebi</i>)		✓		
Brook stickleback (<i>Culaea inconstans</i>)	✓			
Common shiner (<i>Luxilus cornutus</i>)			✓	
Mimic shiner (<i>Notropis volucellus</i>)			✓	
Pumpkinseed (<i>Lepomis gibbosus</i>)			✓	
Smallmouth bass (<i>Micropterus dolomieu</i>)			✓	
Johnny darter (<i>Etheostoma nigrum</i>)				✓
Total (Species richness)	4	13	15	11

Source: Patrice Blaney (2025).

The mean depth of the photic zone (< 1% ambient light) was greater in degraded lakes ($F_{(3,42)} = 117.4$, $p < 0.0001$, Figure 0.2). Photic zones were significantly larger in degraded lakes ($p < 0.05$) in comparison to the non-degraded lakes, for each season except of fall, where the photic zone in Lake Vaudray was the deepest. The mean depth of photic zone ranged from 3.8 m (± 0.3) (Dufault, fall) to 5.4 m (± 0.9) (Osisko, fall) in degraded lakes and from 2.0 (± 1.0) to 3.0 m (± 0.0) in the two control lakes.

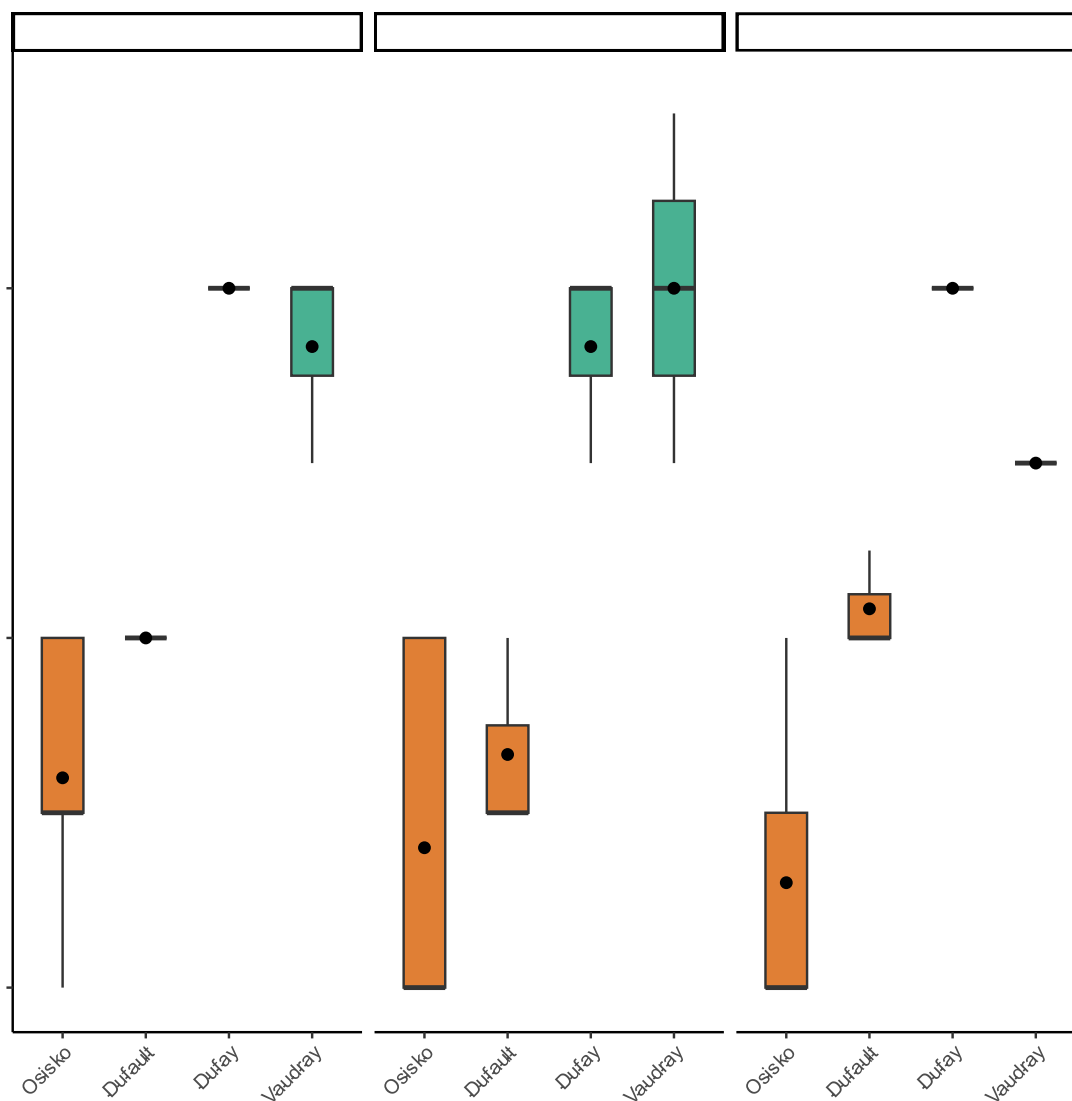


Figure 0.2

Mean depth of the photic zone (< 1% ambient light) for spring, summer, and fall in the four study lakes. Letters represent significant differences between lakes and seasons and black dots represents the mean.

Source: Patrice Blaney (2025).

2.3.2 Walleye abundance and A50

Walleye matured younger in degraded lakes, and males matured sooner than females in all lakes (Table 0.4, see Appendix ANNEXE K).

Table 0.4
A50 (and confidence interval) for female and male walleye in the four lakes.

Sex	----- Study Lakes -----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Female	5 (4:5)	6 (5:7)	9 (9:11)	9 (8:10)
Male	3 (3:3)	4 (4:5)	6 (5:7)	6 (5:6)

Source: Patrice Blaney (2025).

A total of 245 larvae were captured including only three walleyes that occurred in Dufay Lake. The dominant species were yellow perch (Osisko), trout-perch (Vaudray), and logperch (Dufay). Due to the low number of captured individuals, walleye larvae were excluded from the subsequent data analyses.

Young-of-the-year were more abundant in degraded lakes than in control lakes: the highest CPUE for young-of-the-year was recorded in Lake Osisko (mean $\pm$ SE: 27.6 ± 13.0 fish/20 min; $Z_{(3,37)} = 10.3$; $p < 0.0001$), followed by Lake Dufault (7.4 ± 3.6 fish/20 min; $Z_{(3,37)} = 2.8$; $p < 0.01$) (Figure 0.3a). The young-of-the-year abundance between control lakes were similar, with 2.0 ± 1.7 fish/20 min in Lake Dufay and 1.8 ± 1.7 fish/20 min in Lake Vaudray ($Z_{\text{ratio}} = -1.3$; $p = 0.6$)

CPUE of juvenile per 24 h using gill nets was greater in Lake Dufault (19.2 ± 12.3 fish/24h gillnet) than in Lake Osisko (9.0 ± 4.4 fish/24h gillnet; $Z_{\text{ratio}} = -2.8$; $p = 0.03$) and Lake Dufay (8.5 ± 5.1 fish/24h gillnet; $Z_{\text{ratio}} = 0.2$; $p < 0.01$), but not Lake Vaudray (12.8 ± 8.3 fish/24h gillnet; $Z_{\text{ratio}} = 1.8$; $p = 0.3$) (Figure 0.3b). No other pairwise differences were recorded.

The number of adult walleye captured per 24 h of gill net fishing was greater in Lake Osisko (11.3 ± 3.9 fish/24h gillnet) than in Lake Dufault (4.5 ± 4.6 fish/24h gillnet; $Z_{\text{ratio}} = 3.3$; $p < 0.01$) and Lake Dufay (4.4 ± 3.9 fish/ 24h gillnet; $Z_{\text{ratio}} = 3.3$; $p < 0.01$) (Figure 0.3c). Adult abundance was similar between Lake Dufault, Dufay and Vaudray (6.3 ± 2.7 fish/24 h gillnet; $p > 0.5$).

The mean age of adults was lower in Osisko (5.4 ± 0.8) and Dufault (5.3 ± 1.6) lakes than in Dufay (8.5 ± 1.8) and Vaudray (9.0 ± 1.5) lakes ($p < 0.001$) (Figure 0.4).

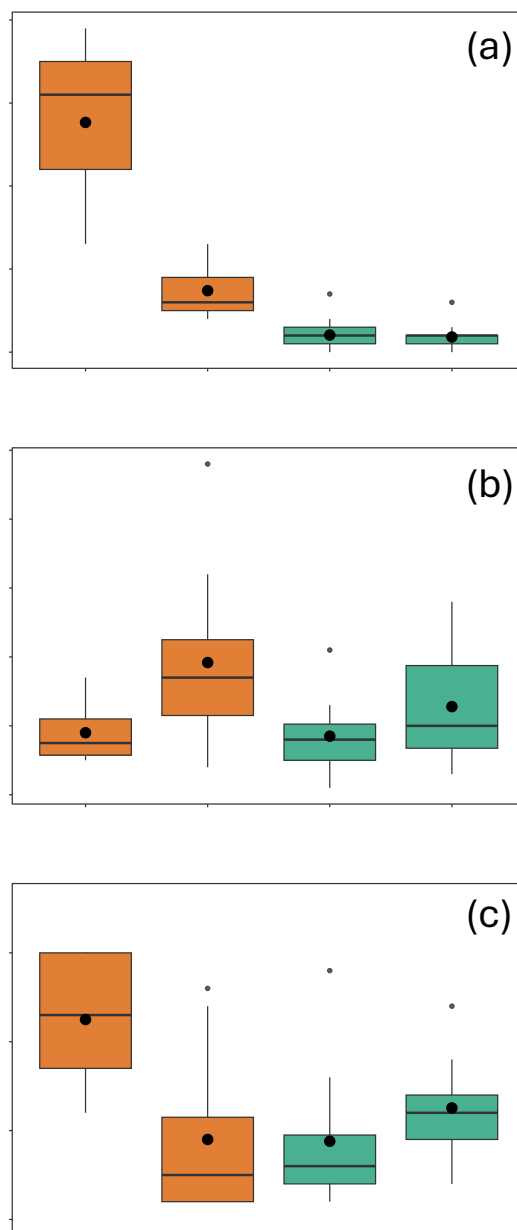


Figure 0.3

Catch-per-unit effort (CPUE) in the four study lakes. Black dots indicate means, and letters represent significant differences among lakes. (a) Young-of-the-year standardized to captures per 20 min electrofishing transects, (b) Juveniles (individuals captured/24 h gillnet sets), aged based on A50 results for lake and sex, (c) Adult abundance (individuals captured / 24 h gillnet sets), aged based on A50 results for lake and sex.

Source: Patrice Blaney (2025).

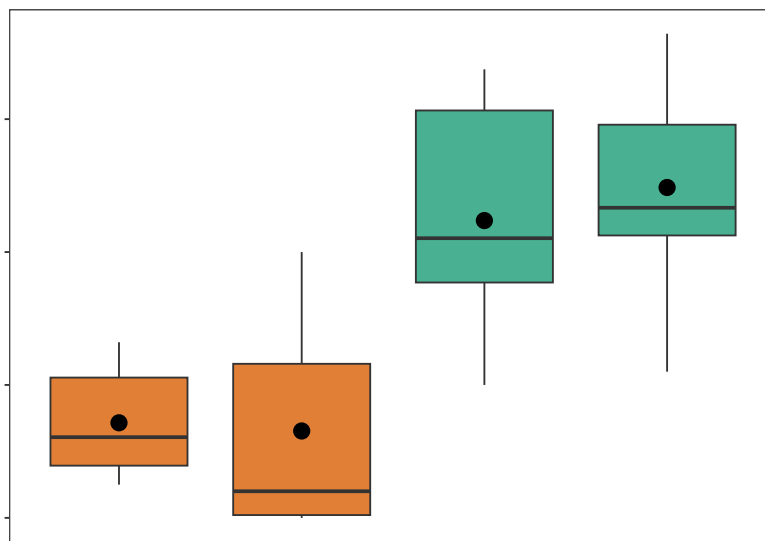


Figure 0.4

Mean age of adults caught in gillnets. Black dots indicate the mean, and letters the significant differences between lakes.

Source: Patrice Blaney (2025).

2.3.3 Food resources

Zooplankton. Spring zooplankton biomass was higher in Lake Dufault ($166.1 \pm 40.5 \mu\text{g/L}$) than in Dufay ($74.4 \pm 49.3 \mu\text{g/L}$; $p = 0.03$) and Vaudray lakes ($29.2 \pm 7.9 \mu\text{g/L}$; $p < 0.001$) (Figure 0.5a). Zooplankton biomass in Lake Osisko ($102.0 \pm 81.6 \mu\text{g/L}$) during spring did not differ from the other three lakes ($p > 0.1$). Zooplankton families were more diversified in Lakes Dufault ($1.5 \pm 0.17 \mu\text{g/L}$) and Dufay ($1.6 \pm 0.3 \mu\text{g/L}$) than in Lakes Vaudray ($0.9 \pm 0.2 \mu\text{g/L}$) and Osisko ($0.4 \pm 0.2 \mu\text{g/L}$) ($p < 0.001$) (Figure 0.5b). The Shannon diversity index (H') was greater by 0.5 (95% CI: 0.1–0.8) in Lake Vaudray than in Lake Osisko ($p < 0.01$).

The characteristics of the zooplankton communities differed between degraded and control lakes (Table 0.5). Copepods were the most common order in all lakes, but Cyclopidae dominated degraded lakes while Calanoida dominated control lakes (see Appendix ANNEXE L). Daphniidae were also more abundant in degraded lakes than in control lakes (see Appendix ANNEXE L, Annexe M, and ANNEXE N)

Table 0.5
Mean, minimum, and maximum biomass ($\mu\text{g/L}$) of zooplankton family sampled in spring 2023.

Family	----- Study Lakes -----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Calanoida (adult female)	0	2.7 [0.5–4.2]	18.9 [2.4–46.9]	0.4 [0.1–0.6]
Calanoida (juvenile)	0	1.2 [0.6–2.4]	1.7 [0.5–3.7]	10.2 [5.4–19.4]
Temoridae	1.4 [0.08–2.4]	20.6 [15.4–24.2]	17.9 [2.7–39.0]	3.0 [0.3–7.6]
Centropagidae	0	0	0	0.9 [0.9–0.9]
Diaptomidae	0	0	1.3 [0.3–2.1]	1.2 [0.2–2.4]
Cyclopidae	74.2 [27.1–173.6]	24.8 [12.6–47.6]	3.4 [1.1–6.9]	8.9 [3.8–14.0]
Copepoda (nauplius)	0.7 [0.2–1.4]	0.7 [0.06–1.6]	0.2 [0.03–0.4]	3.4 [0.8–6.6]
Daphniidae	25.7 [0.04–57.9]	41.0 [24.6–55.9]	5.7 [0.5–12.1]	0.5
Holopedidae (<i>Holopedium gibberum</i>)	0	70.5 [37.5–127.9]	31.3 [0.2–108.2]	0.5
Sididae	0.4 [0.4–0.4]	0.5 [0.3–0.9]	0.03 [0.03–0.03]	0.09 [0.01–0.20]
Total biomass	102.0 [34.8–226.2]	166.1 [132.7–222.3]	74.4 [22.2–147.7]	29.2 [21.6–42.4]

Source: Patrice Blaney (2025).

Macroinvertebrates. Macroinvertebrate biomass per kick-net sample was significantly lower in Lake Dufault (2.4 ± 5.1 mg/sample) than in the other three lakes ($F_{(3, 36)} = 6.6$, $p = 0.001$) (Figure 0.5c). The abundance of macroinvertebrates was similar in the other lakes ($p < 0.5$).

Shannon's H' for macroinvertebrate orders was lower in Lake Dufault (1.3 ± 0.5) than Lake Dufay (2.1 ± 0.3 ; $p = 0.001$) and Lake Vaudray (1.9 ± 0.2 ; $p = 0.03$) (Figure 0.5d). Although the biomass and diversity of macroinvertebrates were similar in Lakes Osisko (1.8 ± 0.4), Dufay and Vaudray, their community composition differed. Ephemeroptera, Plecoptera, and Megaloptera were absent from samples in Osisko and Dufault lakes and their family richness was consequently lower (Table 0.6)

Table 0.6

Macroinvertebrate biomass per kick-net sample. Mean, minimum, and maximum counts represent samples where at least one individual was present (n = combined counts of every order (9 pooled samples for each lake)).

Order or phylum	----- Study Lakes -----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Amphipoda	13.3 [0.4–74.1] n = 291	0.1 [0.02–0.3] n = 27	0.09 n = 2	0.8 [0.02–3.6] n = 117
Coleoptera	12.2 [9.1–18.3] n = 4	3.7 [0.004–14.7] n = 4	4.7 [0.9– 10.4] n = 48	1.6 [0.6– 3.5] n = 6
Diptera	10.7 [0.09–45.4] n = 622	1.3 [0.1–3.6] 185	0.7 [0.06–2.7] n = 106	3.2 [1.0–7.7] n = 533
Ephemeroptera	0	0	8.9 [0.04–34.6] n = 70	24.0 [0.02–73.9] n = 51
Hemiptera	0	0.2 n = 4	0.2 n = 2	6.1 n = 1
Isopoda	0	0	0.1 n = 3	0
Lepidoptera	0	0	0	0.2 n = 3
Megaloptera	0	0	0.06 n = 1	1.2 n = 1
Mollusk	8.1 [0.1–42.1] n = 181	1.5 [0.6–2.1] n = 24	1.4 [0.006–5.4] n = 39	6.6 [0.03–20.4] n = 312

Odonata	0.08 [0.03–0.2] n = 10	0.004 n = 2	4.5 [0.06–11.3] n = 25	23.3 [0.06–69.6] n = 4
Oligochaeta	1.4 [0.09–6.5] n = 268	0.8 [0.08–1.5] n = 94	0.2 [0.04–0.5] n = 82	1.3 [0.04–3.4] n = 262
Ostracoda	0.1 [0.005–0.5] n = 192	0.02 [0.003–0.04] n = 17	0.08 [0.01–0.3] n = 134	0.06 [0.006–0.2] n = 106
Plecoptera	0	0	0.05 [0.03–0.07] n = 2	0.04 n = 1
Trichoptera	2.7 [0.2–11.9] n = 18	0.04 [0.03–0.08] n = 5	0.06 [0.03–0.08] n = 9	0.6 [0.02–2.1] n = 30
Taxonomic richness	13	11	21	22

Source: Patrice Blaney (2025).

Fish. The total dry biomass of forage fish was significantly higher in Lake Osisko (192.8 ± 63.7 g/net) than in Lakes Dufault (31.1 ± 10.0 g/24 h ; $p = 0.02$) and Dufay (72.2 ± 28.1 g/net ; $p = 0.05$) (Figure 0.5e). Only six forage fish individuals were captured in Lake Dufault. Total biomass in Lake Vaudray (86.1 ± 24.4 g/net) was similar to that in the other three lakes ($p > 0.1$).

With ten forage species recorded, including the shiners, golden shiner, common shiner, spottail shiner, and mimic shiner, Lake Dufay had the highest Shannon index among the four lakes ($p < 0.05$) (Figure 0.5f). In Lake Osisko, walleye and yellow perch (*Perca flavescens*) were captured, and yellow perch biomass in this lake was greater than in Lakes Dufay and Dufault ($p = 0.02$) (Table 0.7).

Table 0.7

Mean, minimum, and maximum biomass (g/24 h) of forage fish species found in the 10 mm gill nets in the four lakes.

Species	----- Study Lakes -----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Brown Bullhead	0	0	27.9 [6.1–49.8]	0
Pumpkinseed	0	0	3.7 [3.1–4.4]	0
Common Shiner	0	0	3.6 [0.5–6.7]	0
Spottail shiner	0	0	2.4 [2.2–2.7]	1.5
Golden Shiner	0	0	0.7 [0.4–1.0]	0
Mimic Shiner	0	0	5.1 [1.4–8.8]	0
Trout-perch	0	0	0.3	0
Logperch	0	0.6	1.1	0
Yellow perch	162.9 [122.7–235.1]	0.6 [0.3–0.9]	28.4 [14.3–47.1]	68.3 [60.2–76.4]
Walleye	29.8 [0.6–65.0]	30.1 [23–37.3]	12.2 [0.0–22.0]	33.9

Source: Patrice Blaney (2025).

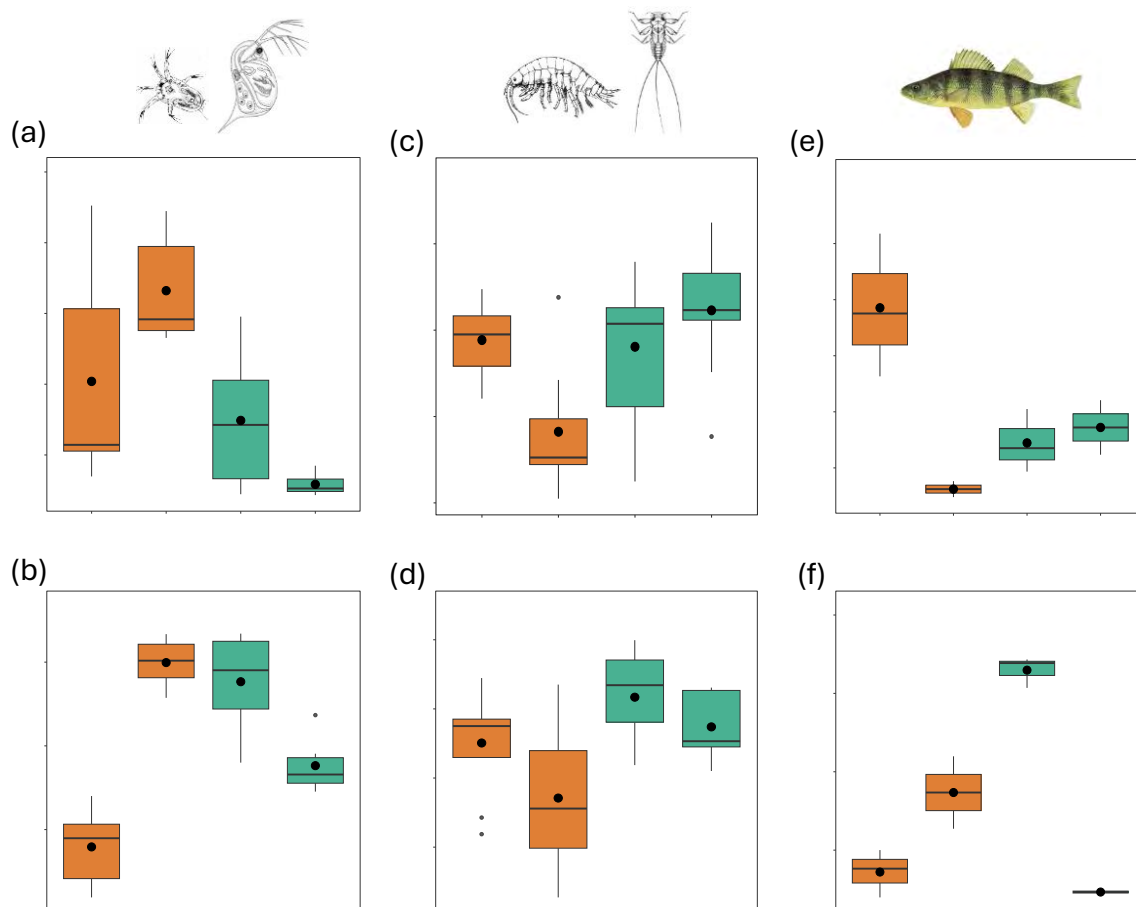


Figure 0.5

(a and b) Biomass and Shannon diversity index of zooplankton in spring, (c and d) macroinvertebrates in July 2022, and (e and f) forage fish in July 2022 in the four study lakes.

Source : Patrice Blaney (2025).

2.3.4 *Walleye growth*

Growth was rapid in degraded lakes (Figure 0.6), and autumnal young-of-the-year were the longest in Lake Osisko, followed by Dufault, Dufay, and finally Vaudray lakes ($F_{(3, 116)} = 125.9$, $p < 0.0001$). At age 0, walleye from Lake Osisko measured $14.5 \text{ cm} \pm 1.13$ (mean $\pm$ SE), which was comparable to the size of walleye from Lake Vaudray at age 1 ($14.7 \text{ cm} \pm 1.81$, $n = 27$). Lake Osisko maintained this growth rate up to 9 years of age, after which the L_{inf} of 57.6 cm (95% CI: 54.7–61.1 cm) was reached. Out of 158 fish, the oldest specimen in Lake Osisko was 12 years old.

The L_{inf} in Lake Dufault (71.7 cm; 95% CI: 63.9–82.8 cm) was similar than that of Lake Vaudray (71.3 cm; 95% CI: 66.6–77.1 cm). However, only 1% of the captured walleye in Lake Dufault were ≥ 10 years old ($n = 264$), compared to 13% for Lake Vaudray ($n = 242$). The oldest Lake Dufault walleye was 14 years old and measured 66.7 cm, whereas in Lake Vaudray, the oldest fish was 20 years old and 76.0 cm long.

Based on the VBGF, the L_{inf} was the lowest in Lake Dufay ($L_{\text{inf}} = 55.5 \text{ cm}$; 95% CI: 45.4–80.8 cm). Walleye in this lake also exhibited a shorter lifespan compared to those in the other three lakes, typically living up to 11 years ($n = 42$). However, specimens reaching the maximum predicted length, which are needed for model validation, were not captured.

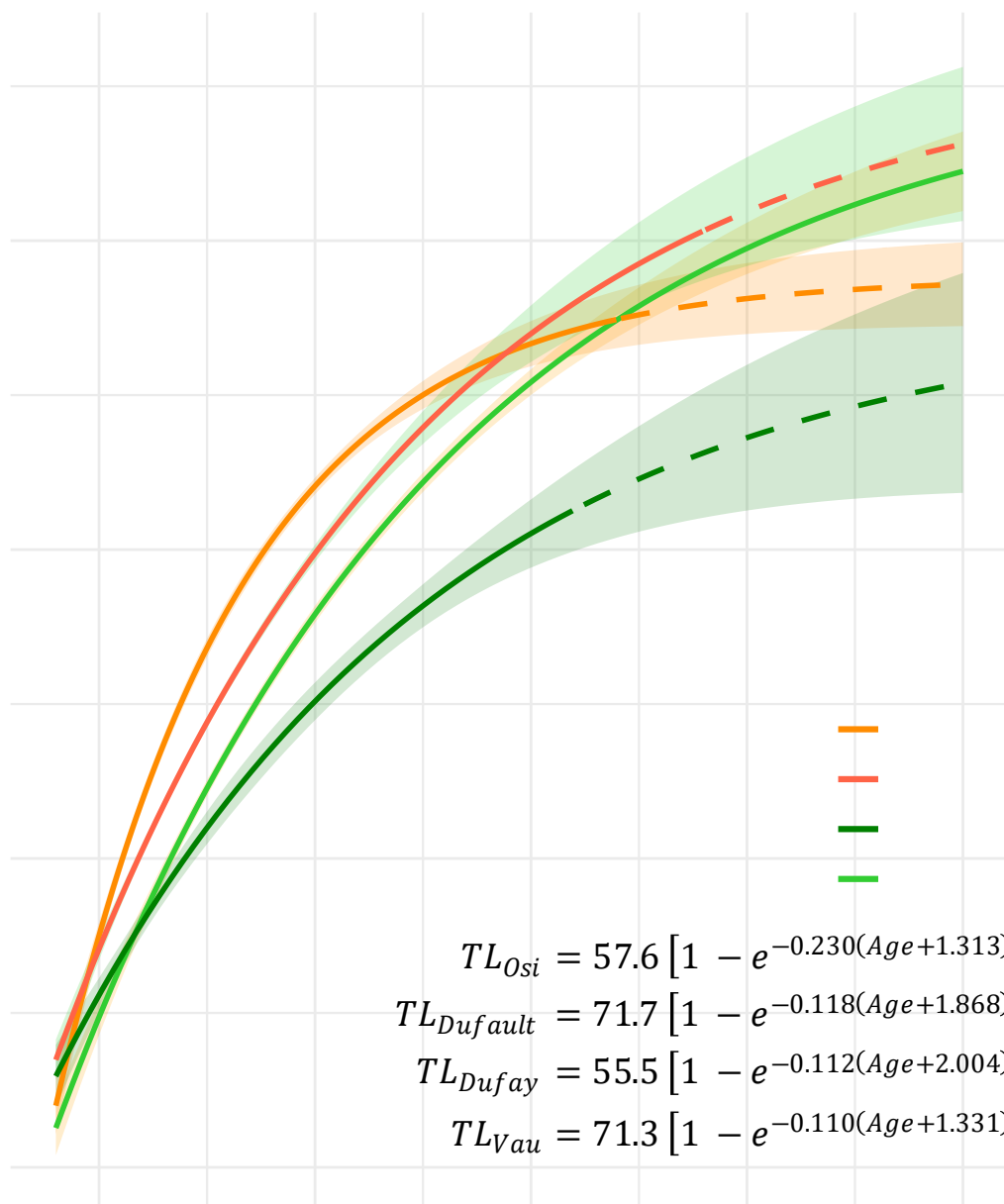


Figure 0.6

Von Bertalanffy walleye growth regression models, 95% confidence interval for Lake Osisko (n = 158), Lake Dufault (n = 264), Lake Dufay (n = 42), and Lake Vaudray (n = 242), together with their VBGF equations. The dashed curves indicate when the oldest specimen was reached in each lake.

Source: Patrice Blaney (2025).

2.3.5 Stable isotope and stomach content analyses

Walleye trophic level was highest in Lake Osisko ($\delta^{15}\text{N} = 13.6 \pm 0.9$), followed by Lakes Dufault, ($\delta^{15}\text{N} = 10.1 \pm 1.0$), Dufay ($\delta^{15}\text{N} = 9.7 \pm 0.8$), and Vaudray ($\delta^{15}\text{N} = 8.1 \pm 0.9$) ($p < 0.0001$). Total length was positively correlated with $\delta^{15}\text{N}$ for all lakes (Pearson correlation = 0.397, $p < 0.0001$). Moreover, significant interactions between fish length and lake were recorded for $\delta^{15}\text{N}$ ($F_{(6, 215)} = 4.5$, $p = 0.005$) but not for $\delta^{13}\text{C}$ ($F_{(6, 215)} = 2.3$, $p = 0.08$).

Carbon isotope ratios were higher in Lake Osisko walleye in length classes 8–13 cm ($\delta^{13}\text{C} = -24.1 \pm 2.5$) and 14–30 cm ($\delta^{13}\text{C} = -24.5 \pm 2.7$) than in fish from the other three lakes. Walleye > 30 cm from Lake Osisko ($\delta^{13}\text{C} = -25.0 \pm 1.6$) also had higher $\delta^{13}\text{C}$ values, except when compared with smaller walleye from the same lake and 8–13 cm walleye from Lake Dufay ($\delta^{13}\text{C} = -27.1 \pm 1.0$) (95 CI: -0.02–4.4). Carbon isotope ratios were similar in the remaining lakes and fish length classes ($p > 0.05$).

Trophic relationships within lakes. Trophic relationships between different taxonomic groups of organisms, including walleye, differed in each lake (Figure 0.7)

Osisko Lake. All size classes of walleye had higher $\delta^{15}\text{N}$ values than macroinvertebrates groups, zooplankton and other fish species ($p < 0.05$, Figure 0.7a). Walleyes > 30 cm long had higher $\delta^{15}\text{N}$ values than smaller size classes ($p < 0.01$) but similar $\delta^{13}\text{C}$ values ($p > 0.05$). Walleye 8–13 cm and 14–30 cm had similar $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ ($p = 0.98$). The main prey items consumed by these size classes were yellow perch, brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*), and annelids (p ($\delta^{15}\text{N}$) < 0.02 , p ($\delta^{13}\text{C}$) > 0.12). Yellow perch or fish remains constituted 71% (8–13 cm, $n = 6$), 83% (14–30 cm) ($n = 35$) and 62% (> 30 cm, $n = 15$) of walleye diets (Figure 0.8). Plants were also found in stomachs, especially frequent in those of the > 30 cm size category (19%). Plants were absent in walleye stomachs sampled from the other three lakes.

Dufault Lake. Walleyes > 30 cm were top predators and had higher $\delta^{15}\text{N}$ values than all other organisms ($p < 0.01$, Figure 0.7b). Smaller walleye size classes had similar $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ ($p = 0.8$). Smaller size classes were not at the top of the food web, and their $\delta^{15}\text{N}$ values were similar to those of trout-perch (*Percopsis omiscomaycus*) ($p > 0.05$). Yellow perch was the most frequent fish species in walleye diet from all size classes (4–30%, $n = 54$). Walleye > 30 cm had lower $\delta^{13}\text{C}$ values than smaller individuals. Cisco (*Coregonus artedii*) constituted 9% of > 30 cm walleye diet

($n = 17$, Figure 0.8). As in Lake Osisko, fish constituted the major prey items in every walleye length class (77–89%).

Dufay Lake. In contrast to their top predator status in Lake Osisko and Lake Dufault (Figure 0.7c), the trophic status of walleye in Lake Dufay was size dependant and modulated by the presence of northern pike (*Esox lucius*). Northern pike had higher $\delta^{15}\text{N}$ values than walleye 8–13 cm ($p < 0.01$) and similar $\delta^{15}\text{N}$ to walleye 14–30 cm and > 30 cm ($p > 0.5$), suggesting that this species competed with and consumed some walleye size classes. Walleye 14–30 cm and > 30 cm had higher $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0.01$) than 8–13 cm walleye, yellow perch, white sucker (*Catostomus commersonii*), cisco, mimic shiner, golden shiner, spottail shiner, and logperch (*Percina caprodes*).

Fish continued to compose most of the diet found in stomachs. Fish constituted 44% of diet in the 14–30 cm size class (including 6% yellow perch and 6% logperch, $n = 13$) and the whole diet of > 30 cm fish ($n = 3$, Figure 0.8). Young walleye (8–13 cm) had a different diet, and their $\delta^{13}\text{C}$ values were close to those of benthic communities, mainly adult coleoptera ($F = 1.11$, $p = 0.304$) and dipteran larvae (chironomids; $F = 3.50$, $p = 0.062$). However, stomachs of young-of-the-year walleye predominantly contained fish (77% in total, including 18% logperch and 5% yellow perch, $n = 20$). Mayfly larvae, *Chaoborus* larvae, and crustaceans were present in 6–16% of stomachs sampled from 8–13 cm and 14–30 cm walleye.

Vaudray Lake. Unlike the other three lakes, the food web in Lake Vaudray was not pyramid shaped (Figure 0.7d). Walleye > 30 cm competed for prey with northern pike and white sucker ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$, $p > 0.05$). Walleye 14–30 cm long and trout-perch occupied the second to top trophic level. However, these species engaged in niche separation, with walleye being a pelagic predator and trout-perch being associated with macroinvertebrates ($\delta^{15}\text{N}$ $p = 0.22$, $\delta^{13}\text{C}$ $p < 0.01$). Yellow perch, logperch, and spottail shiner comprised the major prey for all other fish species, except for cisco, which is zooplanktivorous ($\delta^{15}\text{N}$ $p < 0.05$ and $\delta^{13}\text{C}$ $p > 0.05$).

As in Lake Dufay but by contrast with the degraded lakes, the diet of young walleye in Lake Vaudray differed from that of walleye > 30 cm long ($\delta^{13}\text{C}$: $p < 0.05$). Young walleye also had higher $\delta^{15}\text{N}$ values ($p < 0.05$) but similar $\delta^{13}\text{C}$ values ($p > 0.05$) to all sizes of zooplankton. This result was consistent with young-walleye stomach contents, where *Mysis* sp. ($F = 0.78$, $p = 0.50$) and *Chaoborus* larvae ($F = 1.75$, $p = 0.14$) contributed to 4–30% of diets ($n = 22$, Figure 0.8). These macroinvertebrates were also found in the stomachs of walleye 14–30 cm (33% *Mysis* and 20%

Chaoborus, $n = 8$) and > 30 cm (0% *Mysis* and 17% *Chaoborus*, $n = 11$). Yellow perch, logperch, and spottail shiner were consumed by all size classes of walleye in Lake Vaudray. Diet was composed of 61% digested fish in stomachs from 8–13 cm walleye, 20% in stomachs of 14–30 cm fish, and 50% in stomachs of > 30 cm fish.

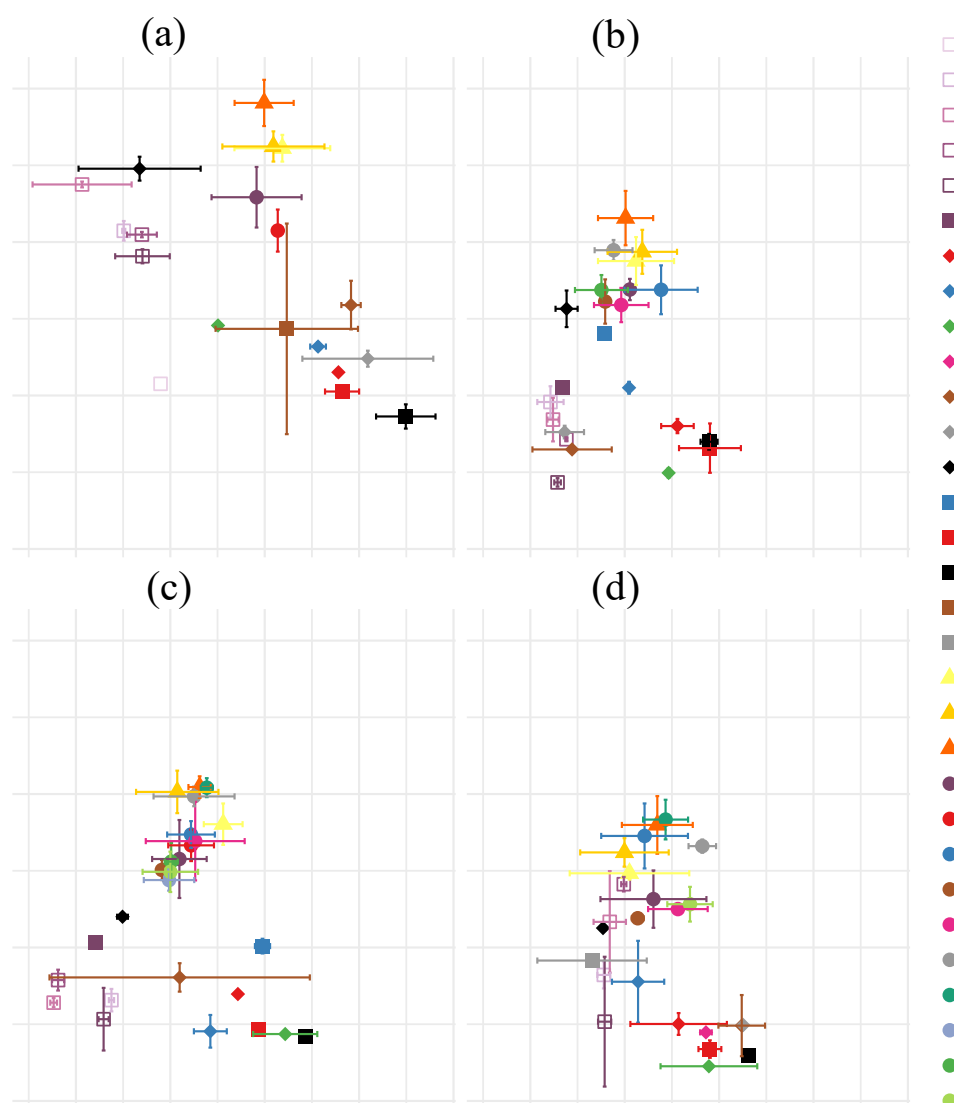


Figure 0.7

Stable isotope values $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in (a) Osisko, (b) Dufault, (c) Dufay, and (d) Vaudray lakes (means $\pm$ standard deviation). Zooplankton dominate the bottom left of each chart (low trophic level and pelagic), while macroinvertebrates dominate the bottom right (low trophic level and benthic). Fish occupied higher trophic levels and were distributed across the $\delta^{13}\text{C}$ axis according to their diet.

Source: Patrice Blaney (2025).

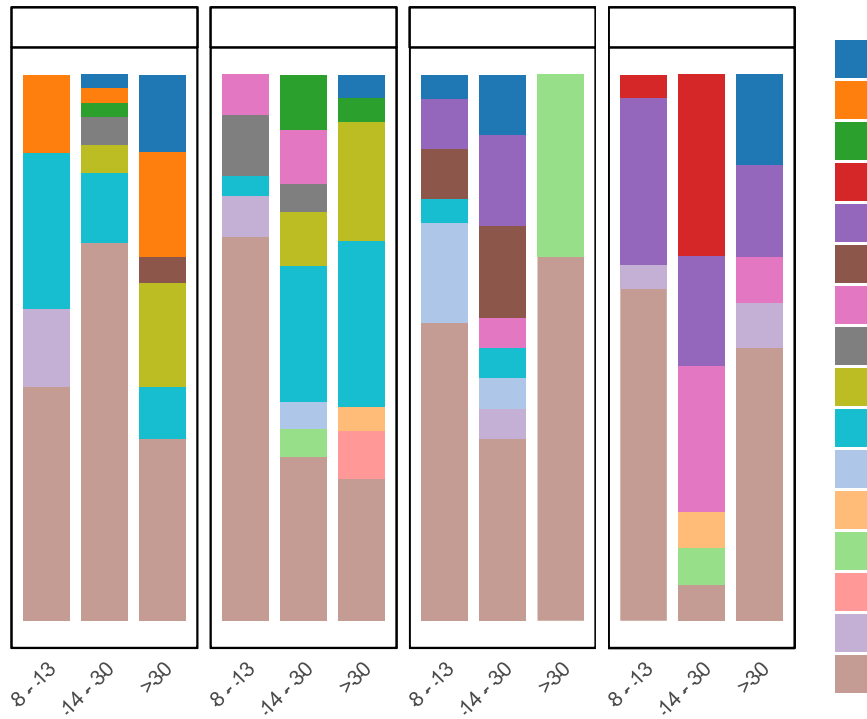


Figure 0.8

Stomach contents of walleye in 8–13 cm, 14–30 cm, and > 30 cm size classes. Diet percentages (%) are based on the frequency of prey items relative to the total number of prey items found per lake and size category. Empty stomachs were excluded from analysis.
 Source: Patrice Blaney (2025).

2.4 Discussion

Our study demonstrated that walleye populations can be naturally sustained in the four lakes studied without the support of continuous stocking. However, degraded and undegraded lakes displayed different population dynamics.

Contrary to our hypothesis, the growth and abundance of young-of-the-year were higher in the degraded lakes than in control lakes. High early growth rates and greater abundance were associated with a greater abundance of daphniids, whose abundance is a determining factor in the growth and survival of walleye larvae (Gostiaux *et al.*, 2022; Johnston and Mathias, 1994; McDonnell and Roth, 2014). The abundance of zooplankton in the degraded lakes of this study, particularly daphniids, is not supported by similar studies. For example, in the boreal Middle Lake (Sudbury, Canada), the abundance of cladocerans was limited in lakes polluted by metals (Yan *et al.*, 2004). However, these abundances were analysed based on ice-free season averages. Our study showed that cladoceran abundance peaked during the spring in degraded lakes: but subsequently declined (Bosminidae and Holopedidae (*Holopedium gibberum*)) or were completely absent (Daphniidae in Osisko) by mid-summer (Gabriele *et al.*, In preparation; see Appendix ANNEXE I). We hypothesized that Daphniids are in their resting egg life-stage during the summer when water quality deteriorates (Ringot *et al.*, 2018). Trace-element concentrations in water increase from spring to summer (Manasypov *et al.*, 2015), and zooplankton tend to have higher metal concentration in summer than in spring (Yan *et al.*, 1989). This dynamic is advantageous for walleye larvae, which require abundant zooplankton in spring. The high spring abundance of *Daphnia* could compensate for the low biomass of calanoid copepods in degraded lakes compared to undegraded controls. Calanoids accumulate molecules that are important for fish health and growth (e.g., omega-3 and pigments) (Grosbois *et al.*, 2017; Kainz *et al.*, 2004; Schneider *et al.*, 2017), and their absence can produce nutrient deficits in juvenile fish (Mejri *et al.*, 2021).

The abundant food resources for larvae in degraded lakes cannot fully explain high rates of growth and survival of young walleye until fall. The rapid growth of walleye in degraded lakes allows them to rise rapidly through the trophic levels. The swift growth of walleye in degraded lakes may reflect a strategy by which young-of-the-year transition rapidly from a zooplankton-based diet to piscivory, thereby avoiding reliance on macroinvertebrates, which may be limited in those ecosystems (Kövecses *et al.*, 2005).

Stable isotope $\delta^{15}\text{N}$ values also demonstrated that walleye was the apex predator in degraded lakes. Predation on young walleye was limited to walleye > 30 cm long and northern pike (in Dufault Lake only). Smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) which can prey on walleye young-of-the-year (Johnson and Hale, 1977; Olivencia *et al.*, 2024; Van Zuiden and Sharma, 2016), was notably absent in degraded lakes. The high abundances of young-of-the-year walleye in degraded lakes lead to high abundance of adult in Lake Osisko, but not in Lake Dufault. Walleye in both lakes reproduced younger and had shorter lifespans than in control lakes, reflecting a similar strategy but different results. Adult mortality is therefore likely to be explained by different processes in Osisko and Dufault Lake.

The high production of young walleye and premature adult mortality mirrored previous observations of yellow perch that were made in metal contaminated lakes, including Lake Osisko and Lake Dufault (Couture and Pyle, 2008; Pyle *et al.*, 2008). Populations of predatory fish in these lakes appear to exhibit a "live fast, die young" strategy in which adult mortality may be linked to food limitation, metal concentrations, recreational fishing, or other habitat-related factors.

In metal contaminated lakes (including Lake Osisko and Lake Dufault), yellow perch bottlenecks at small sizes due to the absence or low abundance of macroinvertebrates, which serve as the transitional food resource between zooplankton and fish (Sherwood *et al.*, 2002a; Sherwood *et al.*, 2002b). In our study, yellow perch was the most frequently found prey in walleye stomachs from degraded lakes (Figure 0.8). Isotopic values also demonstrated a strong predator-prey relation between walleye and yellow perch (Figure 0.7a and b). In Lake Osisko, the hypothesis of population limitation by a shortage of large prey items needs further investigation. In this lake, only small yellow perch or walleye themselves (cannibalism) are available to larger walleye (Desroches and Picard, 2013). By contrast, walleyes in Lake Dufault have access to a more diverse selection of fish species and prey sizes. Walleye in Lake Dufault also demonstrated some flexibility in their feeding habits. Adult walleye measuring > 30 cm showed a slight shift towards pelagic communities (lower $\delta^{13}\text{C}$ values), relying more on cisco and golden shiner than smaller walleye. Therefore, our results do not support the food resources hypothesis to explain adult walleye mortality in Lake Dufault.

The accumulation of metals in the muscles or organs of fish could contribute to adult mortality, as individuals need to allocate more energy towards detoxification (Sherwood *et al.*, 2000). This

diversion of energy could potentially hinder other essential functions, including growth, reproduction, and survival. Further studies are needed to understand the effects of metals on adult walleye, as high metal concentrations are present in Lake Osisko and Lake Dufault (Laflamme *et al.*, 2000).

The photic zone was deeper in the degraded lakes of this study. Degraded lakes are often located in urban areas, and urbanization within their watersheds reduces the inputs of clay particles and tannins, which are known to naturally increase water turbidity (Grosbois *et al.*, 2023; Hasan *et al.*, 2023). Intensified human presence also makes these lakes more vulnerable to the introduction of invasive plants; *Myriophyllum spicatum* have been introduced in Osisko and Dufault lakes (MELCCFP, 2022). Aquatic submerged macrophytes compete with phytoplankton and therefore reduce water turbidity (Thi Nguyen *et al.*, 2015). Lake Osisko, being shallow with a maximum depth of 8 m, provides favorable conditions for the growth and expansion of aquatic plants. Greater water clarity reduces the optimal light-temperature habitat for walleye, thereby reducing the population size of walleye and consequently affecting the harvest biomass of a sustainable fisheries (Hansen *et al.*, 2019; Lester *et al.*, 2004).

As walleye age, natural mortality decreases while fishing-related mortality increases (Hansen *et al.*, 2011). Using data from experimental net inventories, it was possible to calculate total mortality (Mainguy and Moral, 2021) and natural mortality using the methods described by Pauly (1980) and Jensen (1996), respectively, to estimate the mortality attributable to fishing in the four different study lakes (total mortality – natural mortality = fishing mortality) (Table 0.8).

Table 0.8

Total mortality, natural mortality and fishing Mortality (Total Mortality - Natural Mortality) in the four study lakes. Total mortality was estimated using the method of Mainguy and Moral (2021), and natural mortality was estimated using the methods of Pauly (1980) and Jensen (1996). For Pauly (1980), the parameters of the Von Bertalanffy function were used (Figure 2.6), and degree-days of growth (DDG) were estimated based on averages from 2011 to 2016 (Environment and Climate Change Canada data). Equations are shown in Appendix ANNEXE O

Lake	Total mortality (Z_{obs})	Natural mortality (M) Pauly 1980 / Jensen 1996	Fishing Mortality ($Z_{obs} - M$)
Osisko	0.56	0.35 / 0.35	0.16 - 0.21
Dufault	0.60	0.22 / 0.18	0.35 – 0.39
Dufay	0.38	0.22 / 0.17	0.13 – 0.21
Vaudray	0.30	0.22 / 0.17	0.08 – 0.14

Source: Patrice Blaney (2025).

Total mortality was higher in Lake Osisko and Dufault than control lakes, and natural mortality accounted for the majority (34-35%) of mortality in Lake Osisko. Recreational fishing could be the primary cause of mortality for adult walleye in Lake Dufault (35–39% of mortality). Lake Dufault is situated in the city of Rouyn-Noranda and is easily accessible to anglers. Fishing mortality is estimated to be lower for the other three lakes, including Lake Osisko. Although Lake Osisko is in downtown Rouyn-Noranda, motorized boats are not recommended, which reduces the vulnerability of walleye to recreational fishing. Additionally, its contamination with metals has given it a poor reputation and influences anglers' decisions to release or retain specimens for personal consumption.

2.5 *Management implications*

The main issue regarding the sustainability of walleye populations in the degraded lakes of Rouyn-Noranda lies in the survival of adults. Young-of-the-year sampled after their first spring and summer of life were abundant. Thus, the success of reproduction, egg and larva survival is sufficient in the current state of Lake Osisko and Lake Dufault. Growth was rapid, so it can be assumed that food resources and habitat were adequate for the early life stages. However, several reasons were identified in this study that can explain adult mortality, and these reasons can be addressed by fisheries and habitat management.

The main issue limiting the abundance of adult walleye likely differ between Lake Osisko and Lake Dufault. In Lake Osisko, the bottleneck in the yellow perch populations could pose a challenge for adult walleye, which require larger food resources to sustain the population (Raabe *et al.*, 2020; Sherwood *et al.*, 2002a). Since yellow perch are the main prey for walleye in Lake Osisko and that metals inhibit yellow perch growth in this lake; metals could indirectly be the main cause of walleye adult mortality (Rasmussen *et al.*, 2008). Metal contamination can cause the loss macroinvertebrate communities, particularly pollution-sensitive taxa (Kövecses *et al.*, 2005). After habitat restoration, macroinvertebrate communities may recover, but the return of families more sensitive to degraded environments may take longer and be more complex (Orzechowski and Steinman, 2022). In Lake Osisko, recreational fishing mortality does not seem to be an issue, unlike in Lake Dufault. Urban degraded lakes like Lake Dufault are easily accessible to anglers (Kaemingk *et al.*, 2020). Therefore, it might be worthwhile to review the recreational fishing regulations in these lakes where populations are more vulnerable. Additionally, water clarity is important in degraded lakes, and it reduces the amount of walleye that can be harvested sustainably (Hansen *et al.*, 2019).

Water clarity is a crucial environmental factor for the habitat quality of walleye (Lester *et al.*, 2004). However, in addition to being complex, it may be incompatible with the desires of lake users to intentionally decrease water clarity (Raabe *et al.*, 2020). To improve adult walleye habitat, strategic locations need to be identified for creating shelters (Fondation de la faune du Québec, 1996; Raabe *et al.* 2020). Adding natural structures such as fallen trees and rocks or artificial structures like platforms in moderately deep zones (≥ 3 m) would provide suitable habitats for walleye by creating shade and, thus, providing optimal light-temperature zones for walleye. These additions would be particularly useful in Lake Osisko, where the water clarity is high and physical habitat structures are limited.

Aquatic invasive plants are also a crucial issue to address. Their presence is facilitated by the greater water clarity, as they can more easily colonize new spaces (Squires *et al.*, 2002). In addition, the more abundant they become, the clearer the water becomes, leading to positive feedback loop (Thi Nguyen *et al.*, 2015). Due to their large quantity, these plants alter the physical structure of the habitat and change the physicochemical properties of the water, including increasing pH and decreasing dissolved oxygen (Proulx *et al.*, 2015). The rapid expansion of aquatic invasive plants, industrial activities, and all human activities that degrade lakes contribute to the rapid evolution of

the degraded lake condition. For example, the evolution of the mean pH in Lake Osisko and Lake Dufault since the 1980s can be observed (M. Bélanger, Pers. Comm, 1st December 2023) (Figure 0.9).

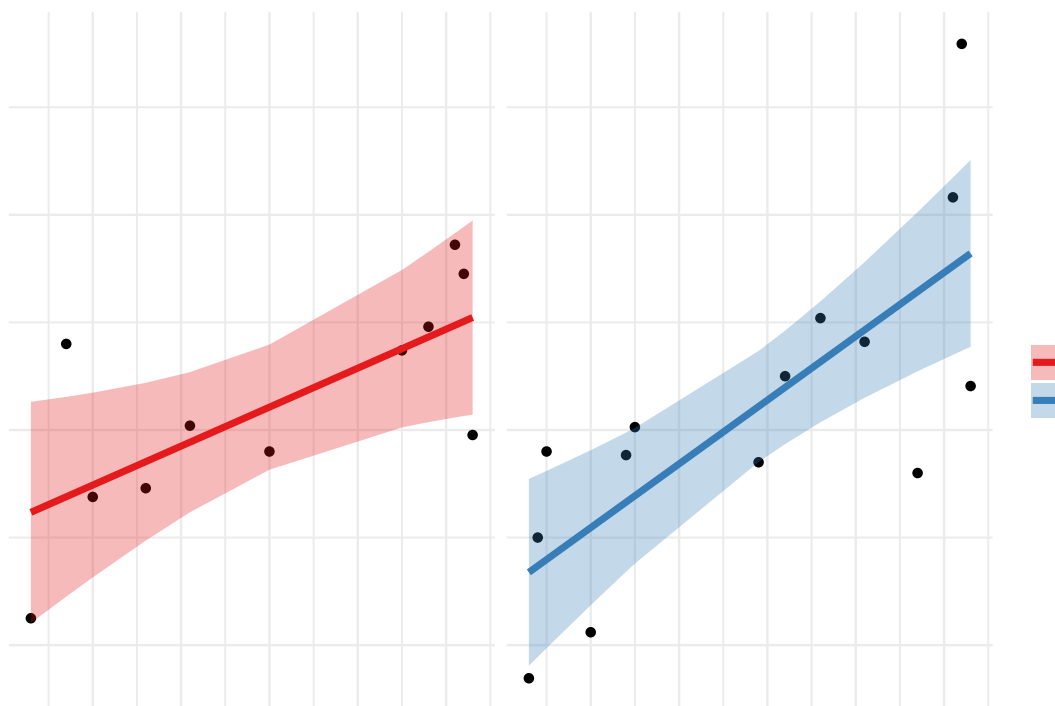


Figure 0.9
Time series of the mean pH (annual) in Lake Osisko and Lake Dufault between 1980 and 2022.

Source: Patrice Blaney (2025).

The linear regression analysis on annual pH mean showed that the pH increased from 6.5 to 8.7 in Lake Osisko and from 6.7 to 7.7 in Lake Dufault ($p < 0.01$). pH was chosen as an indicator because it has been well monitored over time. This increase in pH could be linked to many factors, such as the environmental restrictions on SO_2 and NO_x emissions that caused acid rain during the 70's and 80's (Dupont, 2004), recovery from acid deposition from smelters (Gunn *et al.*, 1995), and the photosynthetic activities from invasive plants are known to increase pH (Proulx *et al.*, 2015).

The assessment of walleye populations conducted in this study, which overall concluded that the populations is currently self-sustaining, may need to be revisited in a few years if the habitat

conditions continue to change. Indeed, the consequences of new habitat modifications on any life stage are difficult to predict. Therefore, **it is recommended to prioritize addressing environmental issues that continue to worsen or occur, such as aquatic invasive plants and inflows from rain sewers.**

2.6 Conclusion

Our study revealed important differences in the life cycle of walleye in degraded lakes compared to reference lakes. Comparable to yellow perch in the same lake (Couture and Pyle, 2008), walleye have adopted a "live fast, die young" strategy: young-of-the-year are highly abundant, exhibit fast growth at an early age, and walleye reproduce at a younger age. This rapid start is supported by a high spring abundance of zooplankton, particularly Cladocereans, a crucial food resource for larvae. Despite this surprising success in early life stages, the age structure of the populations reveals an underlying limitation: adults are, on average, younger in degraded lakes, and individuals older than 10 years are very rare, indicating that walleye live shorter lives than in reference lakes.

The causes of this mortality likely differ between the two degraded lakes, Osisko and Dufault. In Lake Osisko, natural causes appear to dominate, particularly the limited availability of suitable food resources for large walleye. Indeed, yellow perch is the only available prey, but they remain small due to the lack of macroinvertebrates (Sherwood *et al.*, 2002a). In Lake Dufault, recreational fishing is the most probable cause, according to our mortality calculations. The lake's accessibility and high water clarity makes it more vulnerable to recreational fishing (Hansen *et al.*, 2019; Kaemingk *et al.*, 2020), and fishing mortality data support this hypothesis.

This study demonstrated that stocking walleye can successfully restore a population. However, it also highlights that walleye self-sufficiency is compromised by a short adult stage in these ecosystems. This information will help guide management decisions for future interventions and/or studies in these lakes.

2.7 *Acknowledgements*

We would like to thank Alexane Gaudet and Marc-Olivier Roberge from MELCCFP for their valuable advice throughout the project. We extend our gratitude to the interns and students from the Groupe de recherche en écologie de la MRC Abitibi (GREMA) who participated in field collections and laboratory work: Ariane Barrette, Lehann Bouchard, Julianne Breton, Olivier Bruneau, Yagmur Cakir, Marilou Cournoyer, Benjamin Ferron, Justin Gagnon, Marta Gabriele, Javier Gimenez Castillo, Mylène Gosselin, Éléa Jaskolski, Liv Jessen, Félix Labbé, Jade Lessard, Julie Marchal, Jérémy Mainville-Gamache, Chloé Tanguay, Antoine Villeneuve, and William Vincent. We are also grateful to volunteers Krystyn Chamberland, Alain Fort, and Guy Larochelle, who greatly assisted us with monitoring ice-breakup and spring temperatures in Lakes Osisko, Dufault, and Vaudray. We thank Miguel Montoro-Girona for lending his drone and truck for the project. Additionally, we thank Olaloudé Judicaël Franck Ossé for assistance with statistical analyses. We also thank Technosub, Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), Collectif Territoire, and the Department of Fisheries and Oceans (DFO) for their assistance throughout the project. This project was supported by Hécla Quebec, NSERC-FCI, Smart Forest, Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT), the Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs (FédéCP), and the Fondation Héritage faune.

3. CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Conclusion

Le doré jaune est un poisson de grande importance économique, sociale et culturelle en Amérique du Nord. Toutefois, comme l'ensemble de la biodiversité d'eau douce sur la planète, de nombreuses populations ont été perturbées par les activités humaines (World Wide Fund For Nature, 2022). La dégradation des frayères, la détérioration de la qualité de l'eau, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et la surpêche ont des impacts importants qui ont déséquilibré les populations de dorés jaunes au travers du continent (Fondation de la faune du Québec, 1996; Rooney et Paterson, 2009).

La ceinture d'argile du Québec et de l'Ontario est une région où le doré jaune est l'un des poissons prédateurs dominants en raison de son adaptation aux nombreux milieux aquatique turbides de ce territoire. Malgré la compatibilité naturelle de son environnement avec ses besoins, certaines populations de dorés y ont été perturbées par les activités humaines telles que l'activité minière. Que ce soit pour soutenir la pêche sportive ou pour rétablir une population, l'un des outils de gestion de ces populations est l'ensemencement (Kerr, 2008; Raabe *et al.*, 2020). Globalement, le succès ou l'échec de l'ensemencement est difficilement prévisible et fortement variable selon les caractéristiques propres à chaque système (Raabe *et al.*, 2020).

3.2 Retour sur les hypothèses et objectifs

L'objectif général de cette étude était de déterminer si les lacs dégradés par les activités humaines de la ceinture argileuse canadienne offrent les conditions écologiques nécessaires pour permettre le recrutement naturel des populations de dorés jaunes. La réponse qui a suivi l'atteinte de cet objectif a été surprenante : les résultats de l'étude démontrent non seulement que les populations des lacs Osisko et Dufault sont auto-suffisantes, mais qu'elles performant même mieux que celles des lacs témoins dans certains aspects. En effet, l'abondance en jeunes dorés (âge-0) y est plus grande et la croissance en début de vie y est plus rapide. Ce résultat va à l'encontre des hypothèses initiales, qui stipulaient que l'abondance en jeunes dorés allait être plus faible dans les lacs dégradés en raison de l'urbanisation et de la pollution en métaux qui réduit le taux de survie des œufs (Leis et Fox, 1993). Il était aussi attendu que la croissance soit ralentie en raison des coûts métaboliques supplémentaires liés à la détoxification de ces mêmes métaux (Sherwood *et al.*, 2000). Sans nécessairement déconstruire ces concepts, cette étude démontre que d'autres processus ont lieu

dans les lacs dégradés qui résultent en une dynamique différente. En effet, le cycle vital des dorés est différent dans les lacs dégradés par rapport aux lacs témoins, ce qui témoigne d'une importante capacité d'adaptation, mais aussi de problématiques qui affectent les populationsensemencées.

Le fonctionnement du cycle vital des dorés dans les lacs dégradés Osisko et Dufault sont directement reliés à leur habitat et aux ressources alimentaires. Comme le supposait l'hypothèse initiale, la qualité de l'habitat est plus faible dans les lacs dégradés. La transparence de l'eau y est plus grande, ce qui réduit la quantité d'habitat thermique-optique disponible (TOHA) (Lester *et al.*, 2004). En effet, le doré jaune utilise majoritairement des habitats combinant ses conditions préférées en luminosité et température. La transparence élevée de l'eau dans les lacs dégradés diminue la disponibilité de ces habitats et peut contraindre le doré à se nourrir la nuit seulement (Ryder, 1977). De plus, le pH est élevé pendant l'été, particulièrement dans le lac Osisko où des valeurs de 10 ont été enregistrées dans la colonne d'eau. Ces paramètres physicochimiques, combinés avec une contamination élevée en métaux lourds, sont défavorables pour plusieurs organismes (Couillard *et al.*, 2011). Dans la présente étude, les communautés de macroinvertébrés sensibles à la pollution (éphéméroptères, plécoptères) étaient absentes ou peu abondantes dans les échantillons de filet troubleau (Table 0.6; voir ANNEXE P) et dans les estomacs de dorés. Ce résultat supporte aussi l'hypothèse initiale selon laquelle les réseaux trophiques seraient plus simples dans les lacs dégradés (Sherwood *et al.*, 2002a). Toutefois, contrairement à l'hypothèse, les biomasses en ressources alimentaires n'étaient pas plus faibles dans les lacs dégradés. Cela était particulièrement le cas au printemps, alors que les biomasses en daphnies dans la colonne d'eau étaient en moyenne de 5 à 8 fois plus grandes dans les lacs dégradés par rapport aux lacs témoins. Les daphnies sont une ressource alimentaire primordiale pour les larves de dorés, qui en bénéficient pour leur croissance (McDonnell et Roth, 2014). Cette grande abondance en ressources alimentaires pour le stade larvaire, combinée à des densités importantes en perchaudes de petites tailles, pourrait contribuer à la croissance rapide et la bonne survie des jeunes dorés dans les lacs dégradés.

L'abondance en dorés adultes était attendue à être égale entre les lacs dégradés et les lacs témoins en raison de l'ensemencement. Les résultats montrent effectivement que les abondances en adultes sont égales (lac Dufault) ou même supérieures (lac Osisko) par rapport aux lacs témoins. Cependant, même si l'abondance en adultes est élevée, la longévité des dorés est plus faible que

dans les lacs témoins. Selon les données des filets expérimentaux de 2021–2023, 13% et 15% des dorés capturés avaient 10 ans ou plus dans les lacs Vaudray (n = 242, maximum 20 ans) et Dufay (n = 137, maximum 18 ans), comparativement au lac Dufault (n = 264, maximum 14 ans) et Osisko (n = 168, maximum 12 ans) où ces pourcentages étaient de 1% et 4%, respectivement. Cela suppose une problématique de durabilité des populations.

3.3 *Intérêt de l'étude*

La présente étude est une démonstration que l'ensemencement en doré jaune dans le but de restaurer une population est possible. Cela peut néanmoins prendre des efforts considérables s'étendant sur plusieurs années (voir ANNEXE A et ANNEXE B). Cette information peut être utile pour de nombreux gestionnaires (pourvoyeurs, propriétaires de zones d'exploitations contrôlées, ministère) qui considèrent investir dans des opérations de repeuplement de dorés jaunes en lacs.

3.3.1 *Informations sur le cycle vital du doré jaune en lacs dégradés*

Il a aussi été démontré qu'il existe des différences importantes dans le cycle vital des dorés en lacs dégradés. Cette étude est unique, car elle identifie que le stade adulte est le plus problématique pour les dorés vivant dans ces écosystèmes : la grande mortalité des adultes et la longévité plus faible en comparaison avec les lacs témoins en témoigne. Cette information aidera à diriger les décisions de gestion pour de futures interventions et/ou de futures études dans ces lacs. Par exemple, il ne semble pas nécessaire d'investir dans l'amélioration des frayères, la survie des jeunes étant déjà excellente.

La présente étude appuie d'anciens travaux qui démontraient la stratégie du « live fast die young » chez les perchaudes dans les lacs pollués par les métaux de Rouyn-Noranda et Sudbury (Couture et Pyle, 2008). Cette stratégie semble aussi être applicable pour le doré jaune : les jeunes de l'année sont très abondants, ont une croissance rapide en bas âge et les dorés se reproduisent plus tôt que dans les lacs témoins. Toutefois, les individus plus âgés (>10 ans) sont très rares, ce qui implique que les dorés meurent plus jeunes. Cette vie rapide peut fonctionner notamment en raison d'une dynamique particulière des communautés de zooplancton (particulièrement les cladocères) mise en lumière dans cette étude. La littérature stipule que les cladocères sont présents en faibles abondances dans les lacs pollués par les métaux (Yan *et al.*, 2004). Or, cette étude a utilisé des moyennes d'abondances annuelles pour la période sans glace. La présente étude pose un regard plus précis sur la saisonnalité des communautés et démontre qu'ils sont plus abondants au

printemps par rapport aux lacs témoins (Figure 0.5b) et qu'ils disparaissent complètement ou sont très peu abondants durant l'été (voir ANNEXE L). Les cladocères produisent des œufs de résistance (éhippies) lorsque les conditions du milieu deviennent stressantes, e.g., manque de nourriture (Grosbois *et al.*, 2017) ou concentrations en métaux (Ringot *et al.*, 2018). On peut donc supposer que les cladocères des lacs dégradés passent l'été sous forme d'éhippies pour survivre à la détérioration estivale de la qualité de l'eau (Ringot *et al.*, 2018).

3.3.2 Alimentation

Selon la littérature disponible sur l'écologie du doré jaune, les juvéniles et les adultes sont presque exclusivement piscivores. Cette étude apporte de nouvelles informations sur les insectes (diptères *Chaoborus* et éphéméroptères) et les crustacés (*Mysis* sp.) (voir ANNEXE Q) qui font partie de son alimentation pour les juvéniles et les adultes dans les lacs témoins (Figure 0.8). Cependant, presque aucun invertébré n'a été retrouvé dans les estomacs des dorés des lacs dégradés Osisko et Dufault. Les différences dans l'alimentation du doré démontre qu'il occupe une place différente dans les réseaux trophiques.

Cette différence place dans les réseaux trophiques est visible dans les isotopes stables. L'analyse de la position du doré jaune dans les réseaux trophiques réalisée dans cette étude souligne la dynamique particulière des lacs dégradés. Globalement, les dorés des lacs dégradés ont des niveaux trophiques plus élevés ($\delta^{15}\text{N}$) que ceux des lacs témoins, ce qui appuie les résultats des contenus stomacaux qui indiquaient une alimentation majoritairement piscivore. De plus, les dorés (8–13 cm) ont la même position trophique et alimentation que la catégorie de longueur supérieure (14–30 cm) ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ similaires). Ce résultat correspond avec la croissance rapide des dorés en début de vie et implique une transition rapide dans leur alimentation : initialement basée sur le zooplancton, ensuite sur les macroinvertébrés et finalement sur les poissons. Dans les lacs témoins, les jeunes dorés (8–13 cm) ont des signatures isotopiques différentes des ($\delta^{15}\text{N}$ ou $\delta^{13}\text{C}$ différentes) que la catégorie de longueur supérieure (14–30 cm). Cela signifie que la transition dans l'alimentation est plus lente et que le doré prend plus de temps à atteindre le sommet des réseaux trophiques.

Finalement, cette étude sera d'un intérêt considérable pour la localité de Rouyn-Noranda, notamment avec le Collectif Territoire qui coordonne le projet de restauration du lac Osisko. Mieux connaître l'écologie du doré dans ce lac aidera à guider de futures opérations de restauration.

3.4 Limitations de l'étude et perspectives

L'étude avait pour but d'étudier l'ensemble du cycle vital du doré jaune. Cependant, un nombre très faible de larves de dorés ont été capturés, malgré une stratégie d'échantillonnage réalisée suivant les meilleures captures obtenues lors de précédentes études (Bozek *et al.*, 2011b; Engel *et al.*, 2000; McDonnell et Roth, 2014). Dans le cas d'une nouvelle tentative, je conseillerais de combiner différentes méthodes de captures (actives et passives) et d'ajuster l'échantillonnage si du succès est rencontré avec l'une ou l'autre des méthodes.

Dans ce projet, quatre lacs (2 dégradés et 2 témoins) ont été étudiés. Augmenter le nombre de lacs permettrait de préciser les résultats de cette étude et de mieux comprendre la variabilité naturelle dans les lacs de la région. Ainsi, les conclusions de l'étude pourraient être étendues avec plus grande précision et certitude à l'ensemble de la ceinture d'argile.

De futures études devraient tenter d'identifier les facteurs causant la mortalité des adultes dans les lacs dégradés. Plusieurs hypothèses ont été émises ici (pêche sportive, habitat, ressources alimentaires), mais d'autres études permettraient de mieux comprendre les mécanismes uniques des populations de dorés jaunes adultes en lacs dégradés.

3.5 Recommandations pour les lacs Osisko et Dufault

Les problématiques communes à ces deux lacs sont la proximité d'une ville, la présence de plantes exotiques envahissantes (*Myriophyllum spicatum*), les sédiments contaminés aux métaux et les autres apports contaminés provenant des bassins-versants. Il est recommandé de continuer à contrôler l'expansion des plantes exotiques envahissantes ainsi que de prévenir l'introduction de nouvelles espèces (e.g., *Bythotrephes cederstroemi*), limiter l'introduction de contaminants dans les lacs et de considérer les différentes options disponibles pour le nettoyage des sédiments contaminés. Cependant, il a été déterminé dans cette étude que les causes probables expliquant la mortalité des dorés adultes sont différentes pour chacun des lacs. Des recommandations sont donc proposées pour chacun d'entre eux.

3.5.1 Lac Osisko

La mortalité des dorés adultes dans le lac Osisko est principalement naturelle. Il est donc recommandé de concentrer les efforts sur l'amélioration de l'habitat du doré, mais aussi celui de sa proie principale, la perchaude.

Recommandation : Création d’abris pour créer des zones de lumières intéressantes pour le doré jaune. Objectif : aménager le lac Osisko, au profit du doré jaune et de la population de Rouyn-Noranda

Mise en contexte. Le doré jaune possède une rétine développée qui lui permet d’être un prédateur efficace dans les eaux troubles et lors de la nuit. En contrepartie, il est très sensible à la lumière. Le doré a donc tendance à éviter les habitats où l’intensité lumineuse est trop forte. L’eau du lac Osisko est claire, ce qui réduit la qualité de l’habitat du doré jaune.

Il peut être très complexe de tenter de diminuer volontairement la clarté de l’eau d’un lac, ce qui accentuerait par ailleurs le caractère artificiel de l’écosystème. De plus, cela irait à l’encontre de la perception d’un écosystème en santé par la population. La solution proposée consiste donc à créer des zones d’ombres qui seraient des refuges pour le doré jaune.

Zones d’aménagement proposées. Les zones proposées se situent à des endroits stratégiques. Des structures artificielles (ex, passerelles et plateformes en bois) installées sur les berges précédemment aménagées créeraient des habitats propices pour le doré tout en mettant en valeur le lac au profit de la population. Aux endroits plus naturels du lac, des aménagements consistant d’arbres tombés ou de rochers permettraient de conserver le caractère naturel des berges. Évidemment, ces suggestions d’aménagements nécessitent une étude de faisabilité et les autorisations des parties concernées.

Les zones d’ombres devraient se situer à une profondeur d’au moins 3 m. Une bathymétrie a été réalisée lors du printemps 2022 en sillonnant le lac Osisko avec un échosondeur (voir ANNEXE R). Cette bathymétrie a ensuite été utilisée pour sélectionner des sites potentiels. Les aménagements proposés sont donc localisés à des endroits où le talus est le plus pentu, de sorte à atteindre une profondeur intéressante pour le doré rapidement à partir de la rive (Figure 3.1)

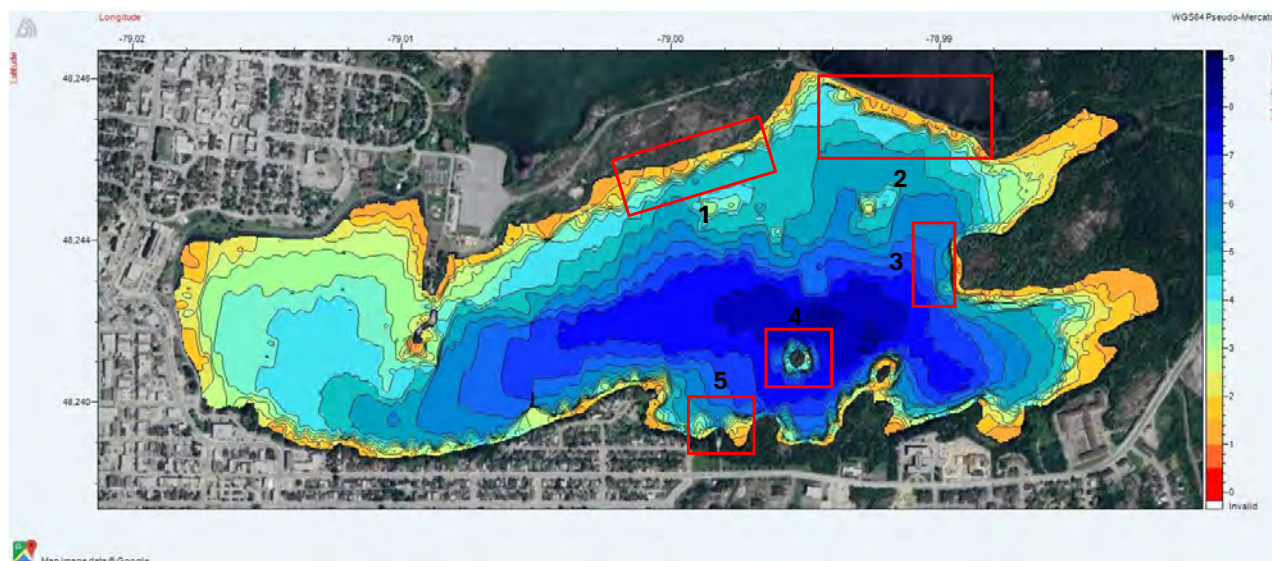


Figure 3.1
Bathymétrie du lac Osisko et zones proposées pour l'aménagement de refuges d'ombres pour le doré jaune.

Source : Patrice Blaney (2025).

Zone 1 : Piste cyclable

- Zone non aménagée à proximité de la piste cyclable. Idéale pour créer des habitats plus naturels avec des arbres ou des rochers.

Zone 2 : Digue

- L'enrochement créé pour la digue crée une zone où la profondeur est idéale rapidement. L'ajout d'une passerelle pourrait être à la fois intéressant pour le récréotourisme (observations d'oiseaux, arrêt sur la piste cyclable) et pour le doré qui pourrait y trouver refuge.

Zone 3 : Pointe Est

- Zone non aménagée où la profondeur augmente rapidement. Pourrait être idéal pour des habitats naturels (arbres, rochers).

Zone 4 : Île

- Les deux îles sur le lac Osisko constitue l'endroit où l'habitat est le plus complexe. Il y a la présence d'herbiers, de divers substrats et de zones profondes à proximité. L'ajout de refuges d'ombres pourrait augmenter la qualité de cet habitat faisant déjà parti des meilleurs sur le lac. Il n'y a pas d'accès d'aménagé sur l'une ou l'autre des îles, alors l'ajout de structures naturelles pourrait être une solution simple et efficace. Il pourrait aussi être intéressant de créer des passerelles ou plateformes qui seraient possible de visiter lors d'une journée en canot/kayak avec RécréOsisko.

Zone 5 : Halte routière rue Perreault

- Il s'agit d'une zone avec des caps de roche, où la profondeur augmente rapidement près des rives. L'ajout de passerelles ou de plateformes sur le lac pourraient créer des refuges pour le doré en même temps d'être une amélioration de la halte routière. Si cette zone est envisagée, il faudra tenir compte du site de reproduction du doré jaune qui s'y retrouve.

Lors de la création d'habitats pour le doré, il est recommandé de considérer la densité des herbiers (Figure 3.2). La présence d'herbiers n'est pas nécessairement nuisible pour le doré, mais si les densités sont trop importantes, il pourrait être considéré d'effectuer des travaux d'éclaircie.

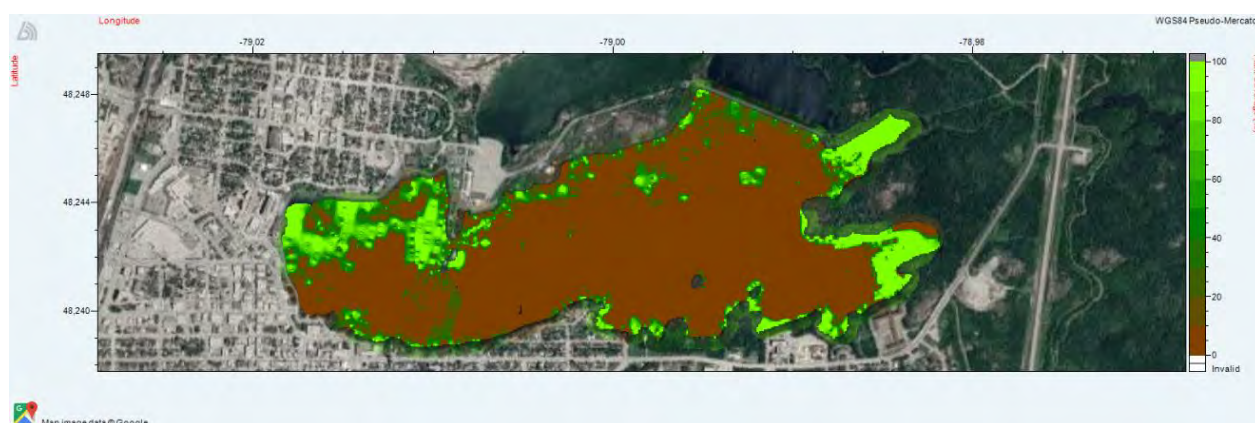


Figure 3.2
Recouvrement en plantes aquatiques dans le lac Osisko (carte réalisée le 4-5-6 juin 2022).
 Source : Patrice Blaney (2025).

Selon la cartographie des herbiers aquatiques réalisés en juin 2022, les zones proposées semblent contenir des herbiers modérément denses. Il est recommandé de caractériser les zones sélectionnées à la fin de l'été ou à l'automne afin de pouvoir bien observer l'expansion maximale des herbiers et de pouvoir prendre une décision éclairée sur le besoin ou non de réaliser des travaux d'éclaircie.

Pour créer des habitats dans des zones plus profondes du lac, plus loin des berges, l'ajout de récifs artificiels pourrait être considéré. Le lac Osisko est relativement peu profond près des berges (sauf aux endroits indiqués dans cette section). L'option des récifs artificiels, commune dans les océans, est à considérer.

3.5.2 *Lac Dufault*

Le lac Dufault a une structure plus complexe que le lac Osisko, notamment en raison de sa taille plus grande et des nombreuses îles qui s'y trouvent. L'aménagement d'habitat pour le doré demanderait donc des efforts considérablement plus importants afin d'obtenir des résultats positifs. De plus, la cause la plus probable de la mortalité des adultes dans le lac Dufault est la pêche récréative. De sa proximité avec la ville de Rouyn-Noranda, le lac Dufault est particulièrement vulnérable à la pêche sportive (Dainys *et al.*, 2022).

La réglementation actuelle permet aux pêcheurs de conserver les dorés mesurant entre 32 et 47 cm inclusivement (MELCCFP, 2024c). Selon la courbe de croissance établie dans ce mémoire (Figure 0.6), les dorés du lac Dufault dépassent 47 cm à 8 ans, or très peu vivent jusqu'à cet âge (2.3%). De plus, dans les récents inventaires du MELCCFP, le pourcentage des dorés mesurant plus de 47 cm sont passés de 10,2% (2015), à 3,7% (2018) et finalement à 1,9% (2023). À titre de comparaison, 12,4% des dorés capturés (30/242) dans les inventaires du MELCCFP au lac Vaudray (2022) dépassaient les 47 cm et avaient plus de 10 ans.

Le constat est donc que très peu de dorés dans le lac Dufault arrivent à dépasser la longueur de 47 cm et que la problématique s'aggrave depuis les 10 dernières années. Les mesures devraient se concentrer sur maximiser la survie des dorés adultes en réduisant la mortalité induite par la pêche récréative :

- Sensibiliser les pêcheurs à la problématique.
- Prendre soin des géniteurs : éduquer sur les bonnes pratiques de remise à l'eau. Dans un contexte où les activités de pêche sont en territoire public, cette pratique peut être bénéfique

(Sass et Shaw, 2019). Pour maximiser les chances de survie du poisson remis à l'eau, il faut prendre certaines précautions. Pour bien pratiquer la remise à l'eau, je conseille de suivre les recommandations émises sur le site Web du gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, 2024).

Même si des réglementations existent déjà pour les limites de longueur et de possessions des dorés en Abitibi-Témiscamingue, celles-ci s'appliquent à l'ensemble de la région et ne reflètent pas nécessairement les besoins uniques du lac Dufault. Afin d'améliorer la situation chez les dorés adultes du lac Dufault, il serait pertinent de vérifier si les modalités de pêche sont adéquates. De plus, un travail collectif peut être fait. Par exemple, il peut être pertinent pour les pêcheurs d'avoir une réflexion sur la nécessité d'atteindre ces quotas afin d'obtenir une journée de pêche plaisante. De la sensibilisation peut également être réalisée afin que les pêcheurs prennent de meilleurs choix quant aux poissons à conserver, par exemple en conservant davantage les poissons trop blessés qui ont des faibles chances de survie et en pratiquant la remise à l'eau à ceux qui ont des blessures mineures.

Dans le cas de la pêche sur glace, les études sur le doré ont démontré qu'il y avait peu de mortalité avec la remise à l'eau, sauf lorsqu'on pêche à des profondeurs de 10–12 m (passe de 5–37% de mortalité) (Logan *et al.*, 2019; Lyon *et al.*, 2022). Il est donc préférable de pêcher à des profondeurs plus faibles.

3.6 Consommation des dorés jaunes

Le MELCCFP tient le *guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce* (MELCCFP, 2024a). Ce guide émet des recommandations quant à la consommation de diverses espèces de poissons dans plus de 1,300 sites de pêche au Québec. Le doré jaune vivant dans les quatre lacs de la présente étude (i.e., Osisko, Dufault, Dufay et Vaudray), ces lacs y sont donc répertoriés (Tableau 3.1).

Tableau 3.1

Recommandations du guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce concernant les dorés jaunes de différentes tailles dans les lacs à l'étude.

	Taille des dorés jaunes					
Lac	Petit (30–40 cm) (12–16 po)		Moyen (40–50 cm) (16–20 po)		Grand (≥ 50 cm) (≥ 20 po)	
	Teneur en mercure (mg/kg)	Repas/ mois	Teneur en mercure (mg/kg)	Repas/ mois	Teneur en mercure (mg/kg)	Repas/mois
Osisko	0,02	2	0,04	2	0,06	2
Dufault	0,04	8	0,05	8	0,03	8
Dufay	0,51	4	0,62	4	1,28	2
Vaudray	0,30	8	0,50	8	0,92	4

Source : Données provenant de MELCCFP (2024a)

Les indications de repas/mois sont calculées principalement selon les teneurs en mercure et les directives de Santé Canada, mais aussi d'autres métaux, biphényles polychlorés (BPC), dioxines et furanes et polybromodiphényléthers (PBDE). Ce qui explique pourquoi deux repas/mois sont recommandés pour les dorés du lac Osisko même si les teneurs en mercure sont relativement faibles.

Les lacs Osisko et Dufault ont des contaminations en métaux élevés dans les sédiments (Laflamme *et al.*, 2000). Même s'ils sont relativement peu relargués dans la colonne d'eau (Darricau *et al.*, 2021), il est tout de même important de se questionner sur la présence potentielle des métaux des sédiments dans la chair des dorés.

À ce sujet, Gabriele *et al.* (En préparation) a analysé les métaux traces et les éléments critiques pour les technologies présents dans les sédiments, l'eau et les muscles de dorés des lacs Osisko, Dufault, Vaudray, Dufay, Opasatica et Rouyn. Les concentrations en cadmium dans l'eau et les sédiments dépassaient des recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique dans les lacs Dufault et Rouyn. Aucun standard canadien n'existe pour les concentrations

d'éléments traces dans la chair des poissons. Les concentrations de zinc, cadmium et plomb dans la chair des dorés ne dépassaient pas les standards internationaux disponibles (Gabriele *et al.*, En préparation; Petkovšek *et al.*, 2012)

**ANNEXE A - ENSEMENCEMENT DES DORÉS JAUNES EFFECTUÉS PAR LE
MELCCFP DANS LE LAC OSISKO.**

Date	Nombre	Stade	Lac source
1999-10-14	5 000	Jeune-de-l'année (automne)	Inconnue
2000-10-25	4 130	Jeune-de-l'année (automne)	Aylmer
2001-10-17	1 122	Jeune-de-l'année (automne)	Preissac
2011-09-30	5 000	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay ou Dasserat
2012-10-16	2 000	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2013-10-08	16 575	Jeune-de-l'année (automne)	3 000 du Dufay et 13 575 du Dasserat
2014-10-07	5 000	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2015-10-06	10 000	Jeune-de-l'année (automne)	Dasserat
2016-09-30	14 296	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2017-09-21	11 080	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2018-09-18	19 891	Jeune-de-l'année (automne)	7 610 du Dufay et 12 281 du Dasserat

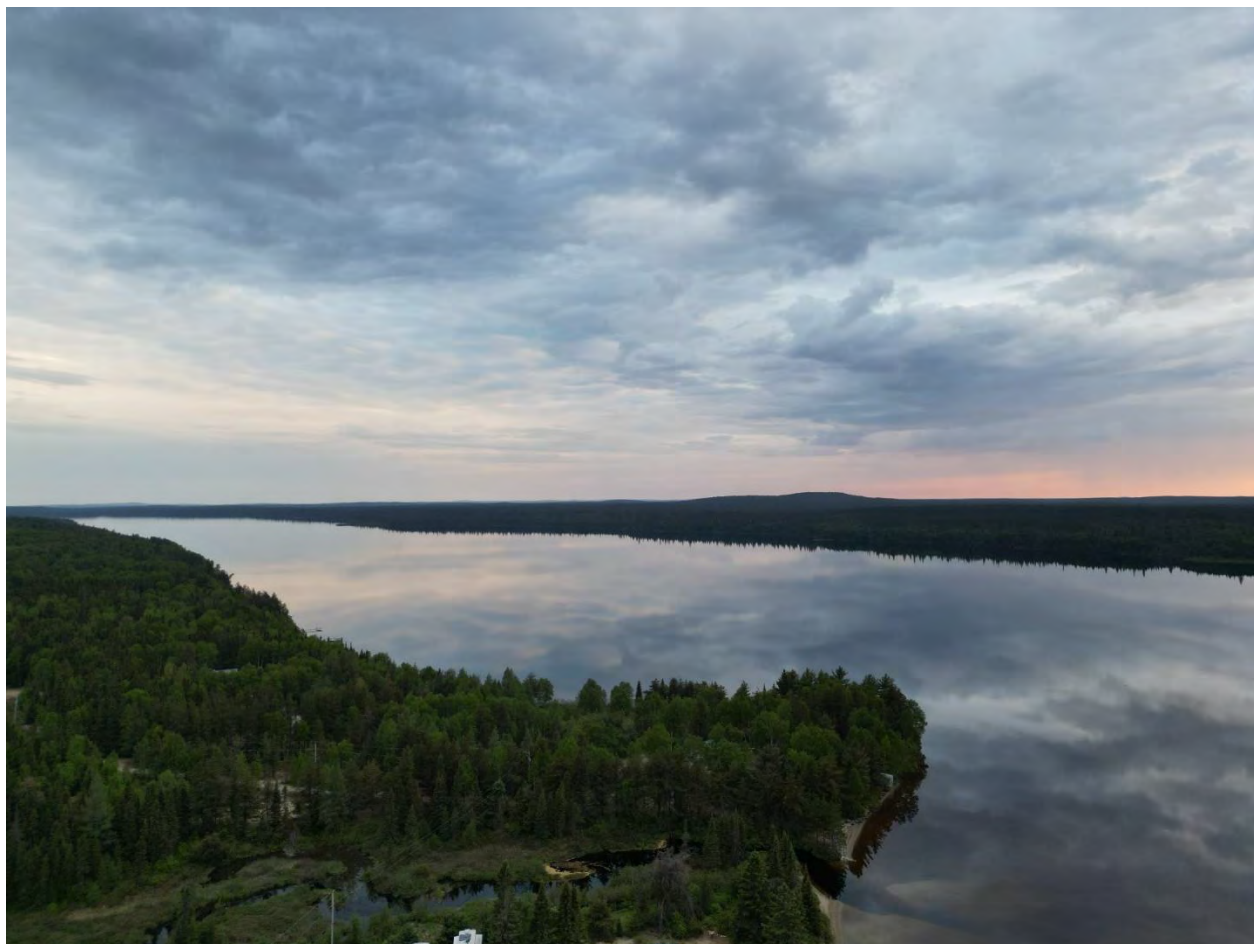
Source : Adapté de MELCCFP (2022)

**ANNEXE B – ENSEMENCEMENT DES DORÉS JAUNES EFFECTUÉS PAR LE
MECCLFP DANS LE LAC DUFAY.**

Date	Nombre	Stade	Lac source
1986	1 400 000	Jeune-de-l'année (printemps)	Réservoir Kipawa Rivière Waswanipi Rivière Rémigny
1986	350	Jeune-de-l'année (printemps)	Réservoir Kipawa Rivière Waswanipi Rivière Rémigny
1987	60	Adulte	Duparquet
2001	1 122	Jeune-de-l'année (automne)	Preissac
2008	4 521	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2009	1 658	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2010	7 511	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2011	28 980	Jeune-de-l'année (automne)	26 700 du Dasserat et 2 280 du Dufay
2012	14 495	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2013	49 421	Jeune-de-l'année (automne)	28 921 du Dasserat et 20 500 du Dufay
2014	15 000	Jeune-de-l'année (automne)	Dufay
2015	32 834	Jeune-de-l'année (automne)	1 580 du Dufay et 31254 du Dasserat

Source : Adapté de MELCCFP 2022

ANNEXE C – VUE AÉRIENNE SUR LE LAC VAURAY, SOIRÉE DU 8 JUIN 2023



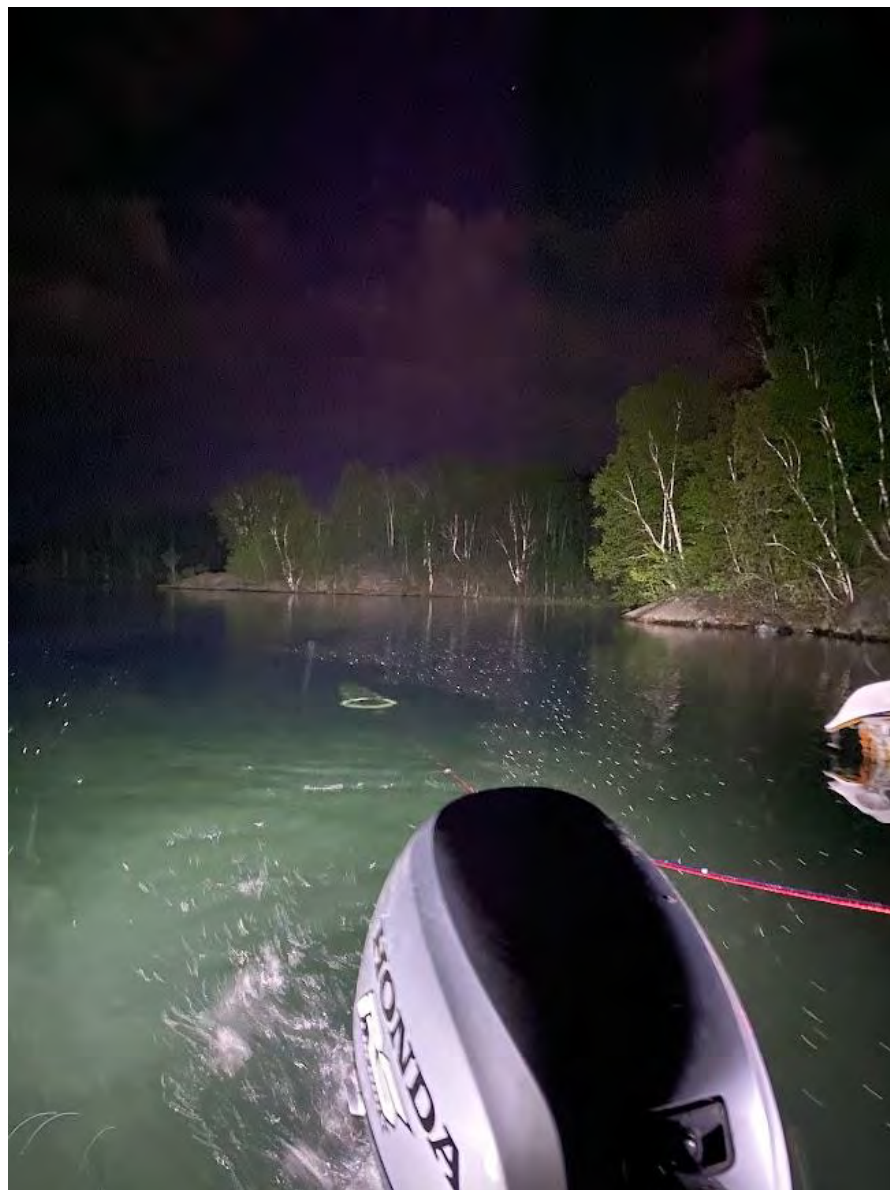
Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE D – VUE AÉRIENNE SUR LE LAC DUFAY, SOIRÉE DU 2 JUIN
2023**



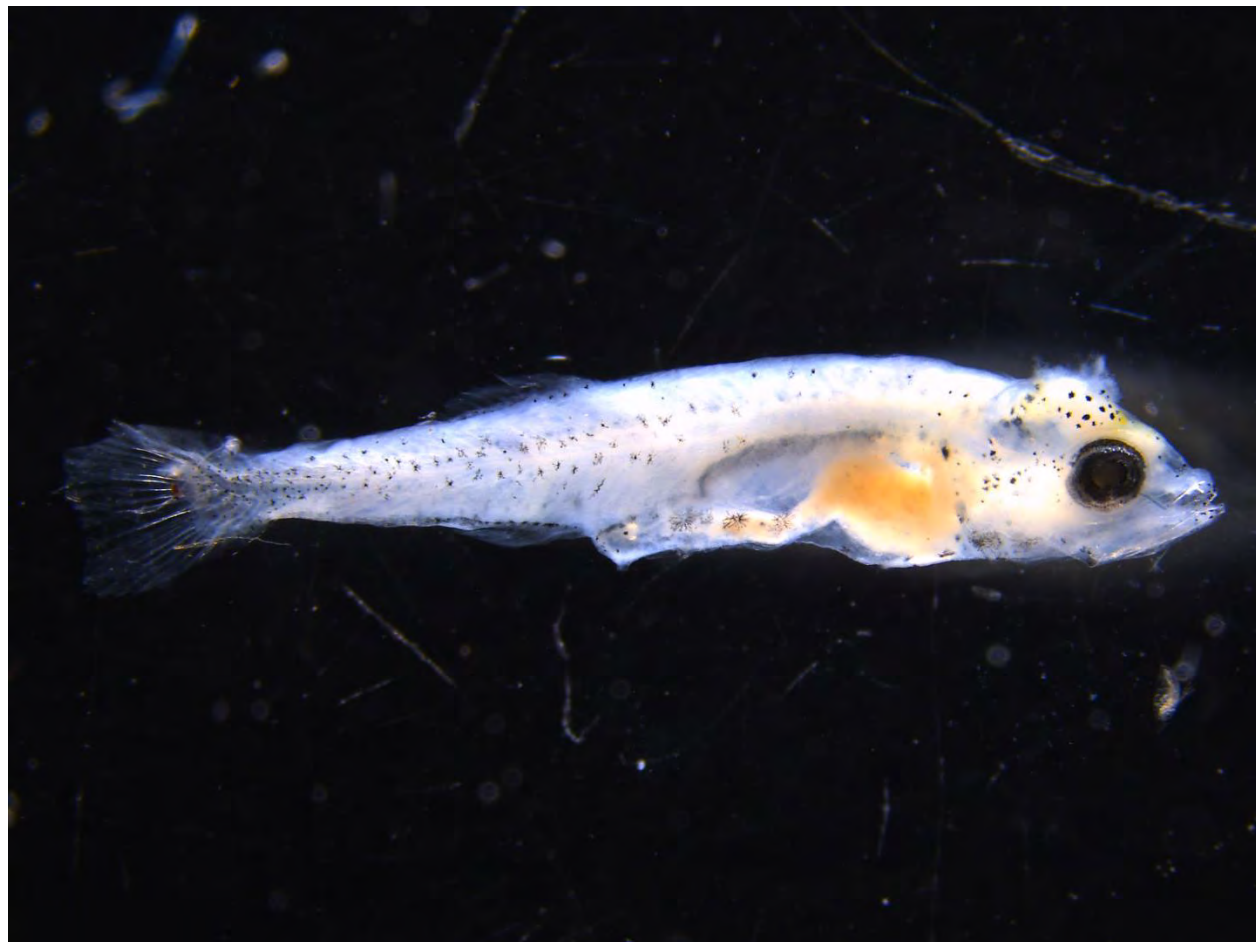
Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE E – ÉCHANTILLONNAGE NOCTURNE DE LARVES DE DORÉS
JAUNES DANS LE LAC OSISKO, 31 MAI 2023**



Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE F – LARVE DE PERCHAUDE CAPTURÉE DANS UNE TRAINÉE
DE FILET NOCTURNE DANS LE LAC OSISKO (9 JUIN 2023)**



Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE G - VALEURS DE MOYENNES, ERREURS STANDARDS, MINIMUMS ET
MAXIMUMS POUR LES LONGUEURS TOTALES DES DORÉS DE L'ANNÉE (ÂGE 0)**

Longueur totale (cm)	-----Lacs d'étude-----			
	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Moyenne	14.6	12.4	10.7	9.1
Erreur standard	1.1	1.3	0.8	0.9
Minimum	12.5	9.7	8.6	7.5
Maximum	16.5	14.8	12.4	10.9

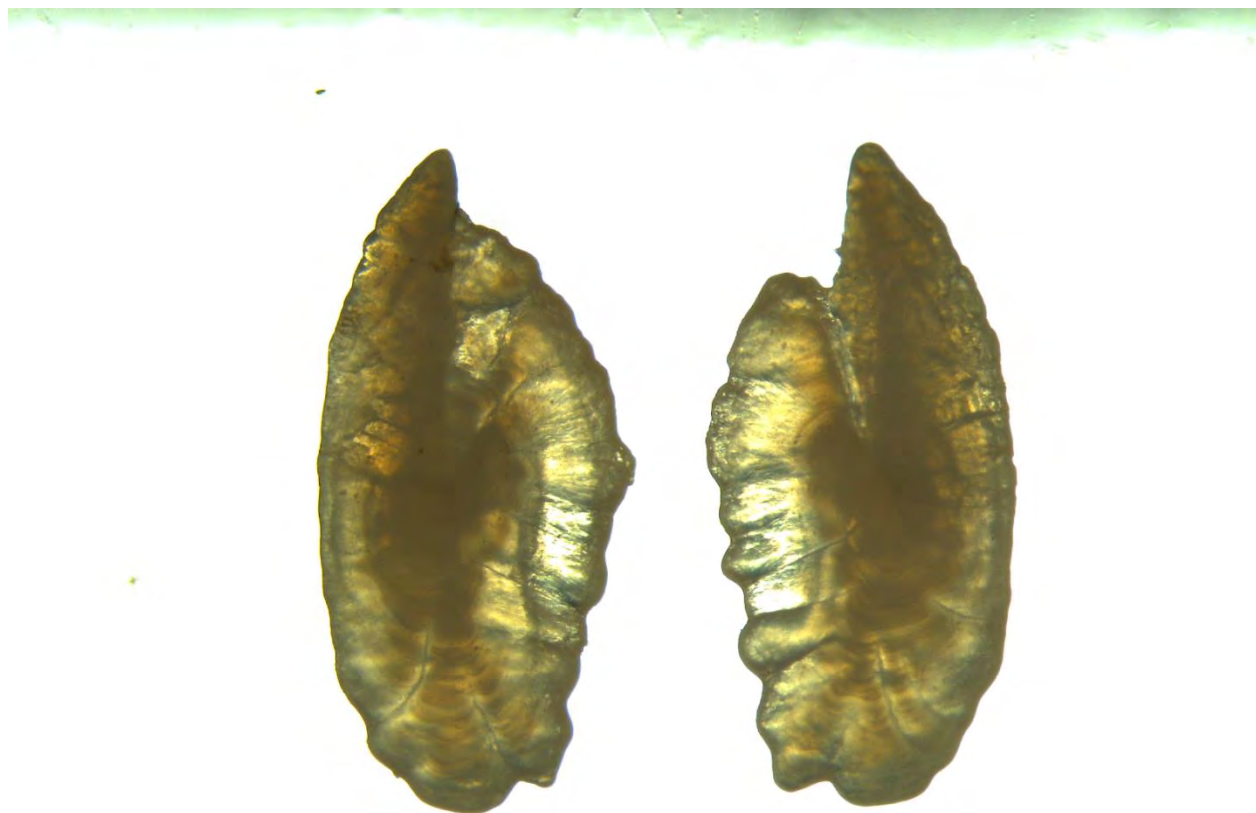
Source : Patrice Blaney (2025).

**ANNEXE H - DORÉ ÂGE 0 DU LAC VAUDRAY CAPTURÉ LORS DE LA PÊCHE
ÉLECTRIQUE EN SEPTEMBRE 2023**



Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE I – OTOLITHES SAGITTAIRES DROITES ET GAUCHES D'UN DORÉ
JAUNE (ÂGE 0) DU LAC DUFAY**



Source : Patrice Blaney (2024).

**ANNEXE J – COUPE TRANSVERSALE D'UN OTOLITHE DE DORÉ JUVÉNILE DU
LAC DUFAY (DORÉ ÂGÉ DE 1 AN)**



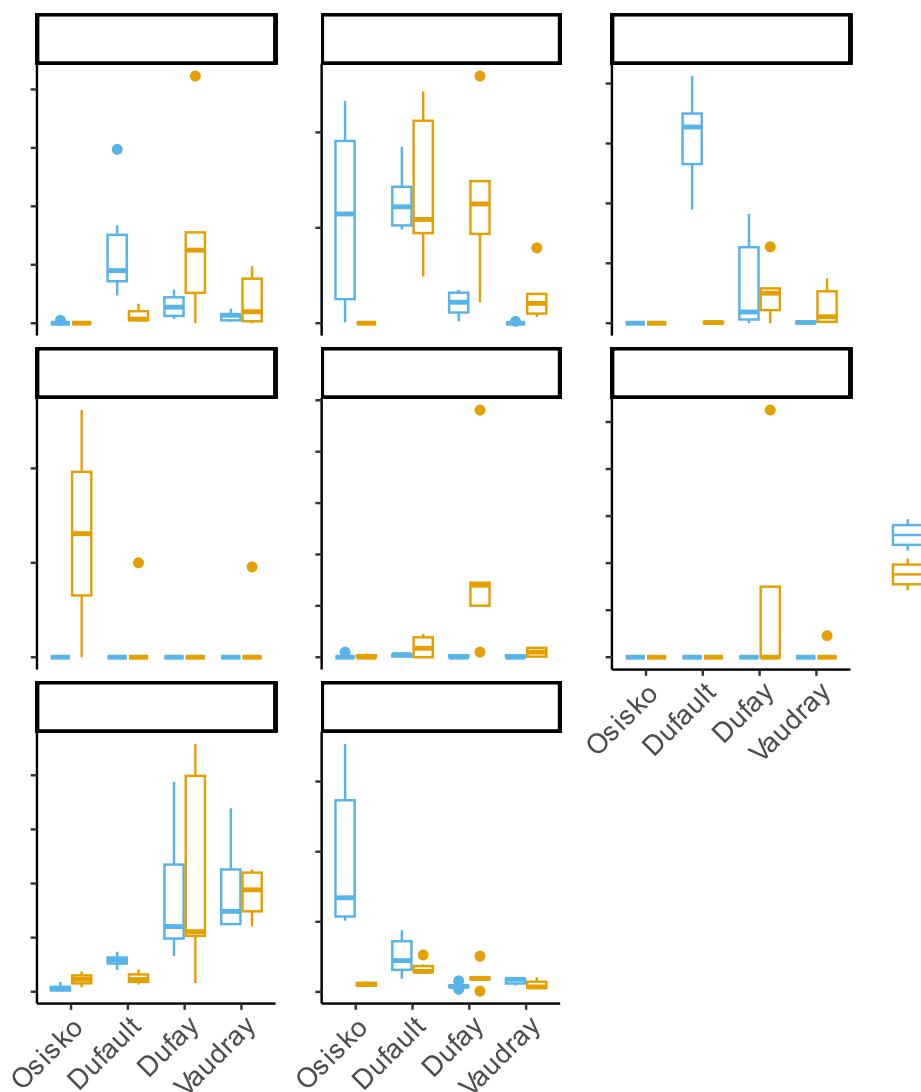
Source : Patrice Blaney (2024).

ANNEXE K – RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES A50 DANS LES 4 LACS D'ÉTUDE

Lac	Sexe	n	Lien	McCullagh et Nelder GOF (p-value)	Osious et Rojek GOF (p-value)	AIC	A50 (du modèle choisit)	95% IC (lwr : upr)	A50 décision (avec le modèle et l'ogive de maturation)
Osisko	F	101	Logit Probit Cloglog	0.01 0.007 Aucun résultat	0.984 0.999 0.999	51.72 54.75 47.45	4.43	4 : 5	5
	M	65	Logit Probit Cloglog	Aucun résultat Aucun résultat N'a pas convergé	0.999 0.999	7.82 7.82	2.03	2 : 2	3
Dufault	F	109	Logit Probit Cloglog	0.5 0.5 0.5	0.998 0.999 0.999	16.21 16.68 15.43	5.52	5 : 7	6
	M	133	Logit Probit Cloglog	0.06 0.05 0.005	0.794 0.976 0.999	77.81 77.32 85.20	4.10	4 : 5	4
Dufay	F	72	Logit Probit Cloglog	0.99 0.9 0.9	0.644 0.873 0.999	47.40 46.92 46.78	9.28	9 : 11	9
	M	66	Logit Probit Cloglog	0.4 0.4 0.2	0.756 0.936 0.999	50.96 50.61 53.00	5.82	5 : 7	6
Vaudray	F	104	Logit Probit Cloglog	0.2 0.06 0.4	0.929 0.999 0.999	27.85 29.93 26.86	8.72	8 : 10	9
	M	138	Logit Probit Cloglog	0.005 0.0007 N'a pas convergé	0.522 0.992	97.46 101.75	5.61	5 : 6	6

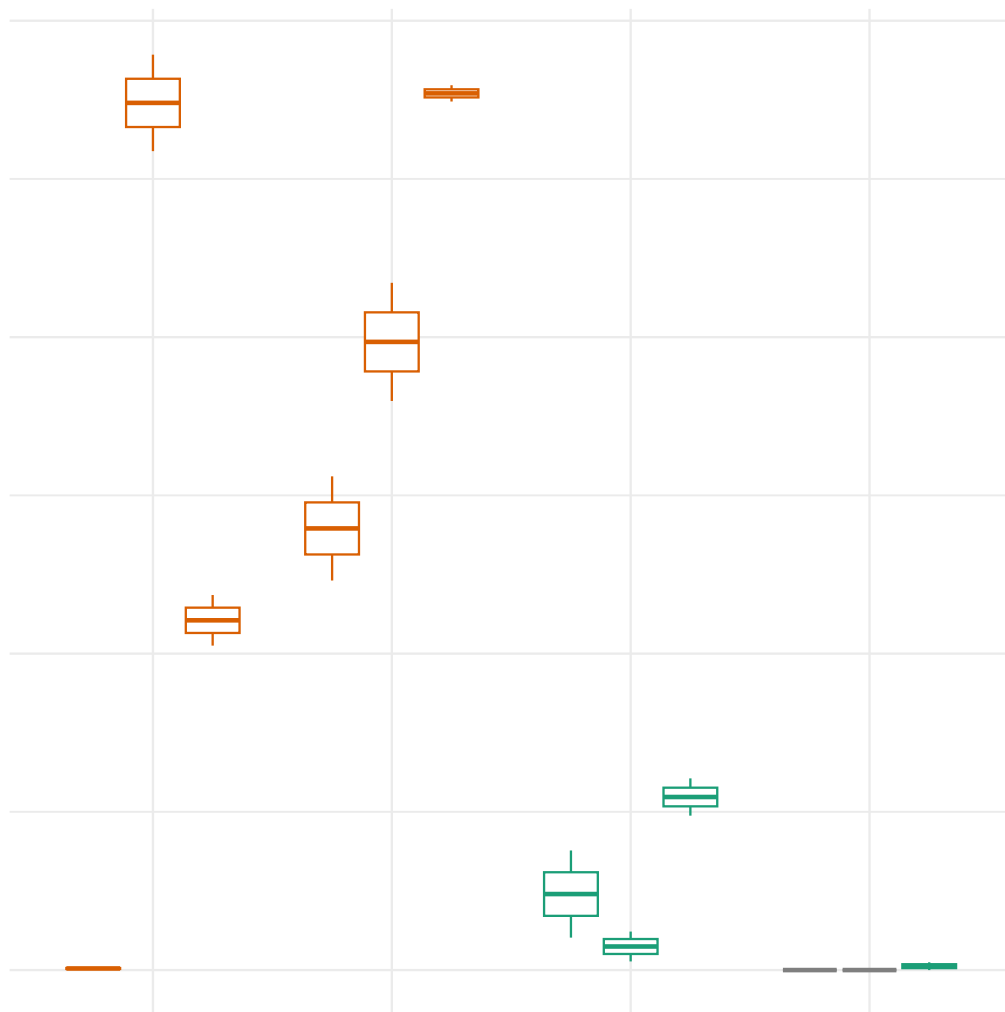
Source : Patrice Blaney (2025).

ANNEXE L – VARIATIONS SAISONNIÈRES (PRINTEMPS VS ÉTÉ) DANS LES DENSITÉS DE ZOOPLANCTON. LA TENDANCE GÉNÉRALE EST QUE LES DIFFÉRENTES FAMILLES DE CLADOCÈRES SONT PLUS ABONDANTES DANS LES LACS DÉGRADÉS AU PRINTEMPS ET CEUX-CI DÉCLINENT AU COURANT DE L'ÉTÉ (ET L'INVERSE POUR LES LACS TÉMOINS). AUCUNE DAPHNIIIDAE N'A ÉTÉ TROUVÉE DANS LES ÉCHANTILLONS DE L'ÉTÉ DANS LE LAC OSISKO. LES CYCLOPIDAE DOMINENT LES LACS DÉGRADÉS ET LES CALANOIDES DOMINENT LES LACS TÉMOINS



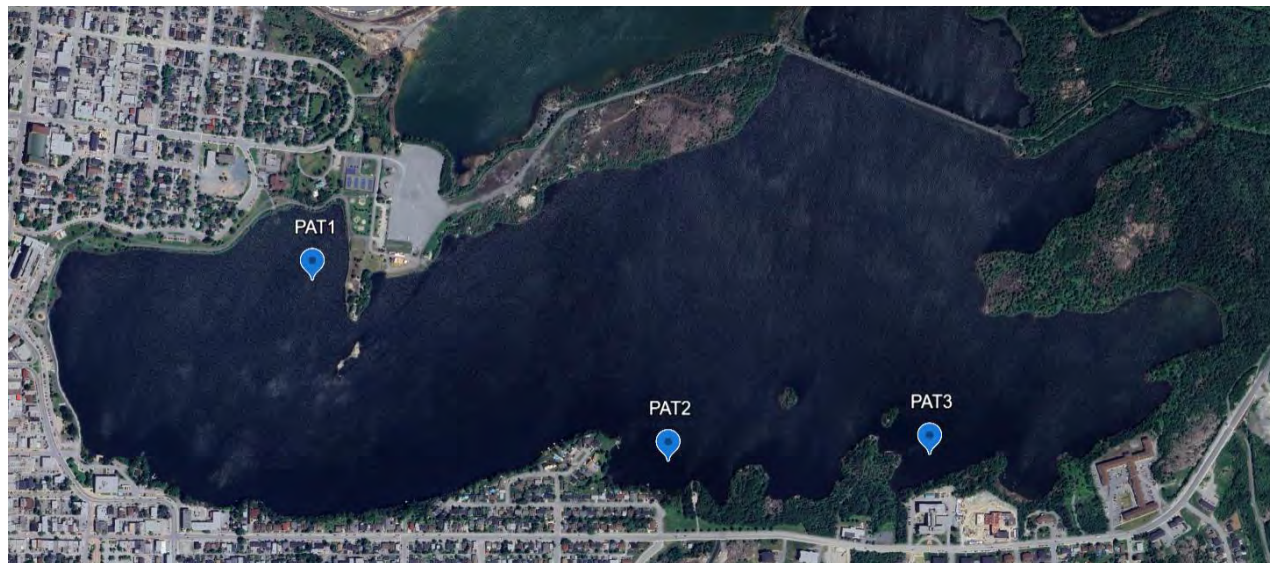
Source : Patrice Blaney (2025).

Annexe M – DIFFÉRENCES ENTRE LES BIOMASSES DE DAPHNIIDAE DANS LES DIFFÉRENTS LACS ET STATIONS. ON REMARQUE QUE LES LACS DÉGRADÉS ONT DES BIOMASSES PLUS ÉLEVÉES (SAUF UNE STATION DANS LE LAC OSISKO, QUI EST CELLE DE LA PRESQU'ÎLE)



Source : Patrice Blaney (2025).

**ANNEXE N – STATIONS ÉCHANTILLONNÉES DANS LE LAC OSISKO POUR LES
COMMUNAUTÉS DE ZOOPLANCTON DU PRINTEMPS 2023. LA STATION PAT1
(PRESQU'ÎLE) AVAIT UNE COMMUNAUTÉ DIFFÉRENTES DES AUTRES.
NOTAMMENT, PRESQUE AUCUNE DAPHNIIIDAE.**



Source : Google Earth (2024).

ANNEXE O - EXPLICATION DES PARAMÈTRES UTILISÉS POUR LES CALCULS DE MORTALITÉ PAR LA PÊCHE

Mortalité totale (MainGuy et Moral 2021)

Il n'y a pas d'équation à proprement dit, c'est plutôt une démarche. La démarche détaillée est expliquée dans MainGuy et Moral dans les annexes. Une sélection de modèles a été réalisée parmi les familles de distribution qui convergent bien (en utilisant le test hnp présenté dans MainGuy et Moral (2021)). La valeur des Z_{obs} a été calculée en réalisant du *model averaging* en utilisant les poids de la table de sélection de modèle.

Mortalité naturelle

Méthode Pauly (1980)

$$M = e^{-0.0152 + 0.654 \ln k - 0.279 \ln L_{\infty} + 0.4634 \ln T^o}$$

Où M est la mortalité naturelle, k est le paramètre de croissance provenant de l'équation de Von Bertalanffy, L_{∞} est la longueur à l'infini provenant de l'équation de Von Bertalanffy et T^o est la température moyenne du plan d'eau sur une base annuelle.

Il est recommandé d'utiliser une température moyenne annuelle de 10 °C pour les plans d'eau de doré jaune (comm. pers. Daniel Nadeau, MRNF).

Méthode Jensen (1996)

$$M = 1,5k$$

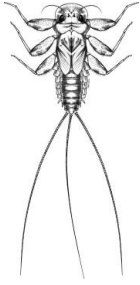
Où k est le paramètre de croissance provenant de l'équation de Von Bertalanffy.

Mortalité par la pêche

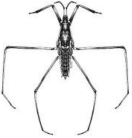
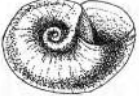
On estime que la mortalité par la pêche correspond à la différence entre la mortalité totale (Z_{obs}) et la mortalité naturelle (M)

$$Mortalité_{pêche} = Z_{obs} - M$$

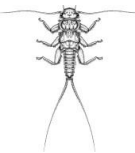
ANNEXE P - VALEURS MOYENNES, MINIMALES ET MAXIMALES DES FAMILLES DE MACROINVERTÉBRÉS DÉNOMBRÉES PAR ÉCHANTILLONS DE FILET TROUBLEAU PRÉLEVÉS EN JUILLET 2022 DANS LES 4 LACS D'ÉTUDE. LES CROCHETS NOIRS (✓) REPRÉSENTENT LES FAMILLES SUPPLÉMENTAIRES RETROUVÉES LORS DE LA COLLECTE DE MACROINVERTÉBRÉS DÉDIÉE À L'ANALYSE D'ISOTOPES STABLES

Ordres	Familles	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Amphipodes 	Crangonyctidae	32.3 [1 180]	3 [0 13]	0.2 [0 1]	13.0 [0 68]
Coléoptères  	Dytiscidae	0.4 [0 2]			
	Elmidae			1.3 [0 9]	0.6 [0 4]
	Gyrinidae		0.1 [0 1]		
	Haliplidae	✓	✓	1.0 [1 6]	
	Hydrophilidae			✓	✓
	Psephenidae			1.6 [0 4]	
Diptères 	Ceratopogonidae	11.1 [0 56]	0.3 [0 3]	0.1 [0 1]	1.6 [0 8]
	Chironomidae	54.8 [4 109]	18.4 [2 48]	11.4 [1 33]	56.7 [15 143]
Éphéméroptères 	Caenidae	✓	✓	0.3 [0 2]	
	Ephemerellidae			0.8 [0 6]	1.2 [0 8]
	Ephemeridae				0.11 [0 1]
	Heptageniidae			0.2 [0 2]	✓
	Leptophlebiidae			1 [0 9]	0.2 [0-1]
	Leptohyphidae			0.2 [0-2]	
	Potamanthidae				0.6 [0 3]

**ANNEXE P - VALEURS MOYENNES, MINIMALES ET MAXIMALES DES FAMILLES
DE MACROINVERTÉBRÉS DÉNOMBRÉES PAR ÉCHANTILLONS DE FILET
TROUBLEAU PRÉLEVÉS EN JUILLET 2022 DANS LES 4 LACS D'ÉTUDE. LES
CROCHETS NOIRS (✓) REPRÉSENTENT LES FAMILLES SUPPLÉMENTAIRES
RETROUVÉES LORS DE LA COLLECTE DE MACROINVERTÉBRÉS DÉDIÉE À
L'ANALYSE D'ISOTOPES STABLES (SUITE...)**

Ordres	Familles	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
 Hémiptères	Belostamidae		✓		
	Mesovellidae			0.2 [0 1]	
	Notorectidae	✓	0.4 [0 2]		0.1 [0 1]
 Hydracariens	Hydracariens	7.9 [1 26]	1.2 [0 5]	3.9 [1 9]	2.7 [0 9]
 Isopodes	Isopodes			0.3 [0 3]	
 Lépidoptères	Lépidoptères				0.3 [0 3]
 Mégaloptères	Corydalidae				0.1 [0 1]
	Sialidae			0.1 [0 1]	✓
 Mollusques	Gasteropodes	2.6 [0 11]			
	Lymnaeidae			✓	3.3 [0 18]
	Physidae	2.3 [0 9]		0.1 [0 1]	0.7 [0-3]
	Planorbidae	11.9 [0 56]	1.4 [0 7]	3.0 [0 10]	6.1 [0 14]
	Sphaeriidae	3.3 [0 14]	1.2 [0 6]	1.2 [0 4]	24.6 [1 65]

ANNEXE P - VALEURS MOYENNES, MINIMALES ET MAXIMALES DES FAMILLES DE MACROINVERTÉBRÉS DÉNOMBRÉES PAR ÉCHANTILLONS DE FILET TROUBLEAU PRÉLEVÉS EN JUILLET 2022 DANS LES 4 LACS D'ÉTUDE. LES CROCHETS NOIRS (✓) REPRÉSENTENT LES FAMILLES SUPPLÉMENTAIRES RETROUVÉES LORS DE LA COLLECTE DE MACROINVERTÉBRÉS DÉDIÉE À L'ANALYSE D'ISOTOPES STABLES (SUITE...)

Ordres	Familles	Osisko	Dufault	Dufay	Vaudray
Odonates 	Anisoptères			0.7 [0 4]	0.1 [0 1]
	Coenagrionidae	✓			✓
	Lestidae	0.7 [0 3]			
	ygoptères				0.2 [0 2]
Oligochètes 	Oligochètes	29.8 [2-144]	10.4 [0 31]	9.1 [2 19]	29.1 [1 72]
Ostracodes 	Ostracodes	21.3 [1 118]	1.9 [0 9]	14.9 [0 74]	11.8 [1 42]
Plécoptères 	Perlidae				✓
	Plécoptères non identifiés			0.2 [0 1]	0.1 [0 1]
Trichoptères 	Hydroptilidae			0.2 [0 2]	1.0 [0 4]
	Leptoceridae	0.3 [0 1]	✓	0.3 [0 3]	1.3 [0 5]
	Phryganeidae	✓			
Richesse en familles		19	14	26	27

Illustrations : Morgan Summerlin (macroinvertebrates.org) : coléoptère, diptère, éphéméroptère, hémiptère, lépidoptère, mégaloptère, odonates, plécoptère, trichoptère.

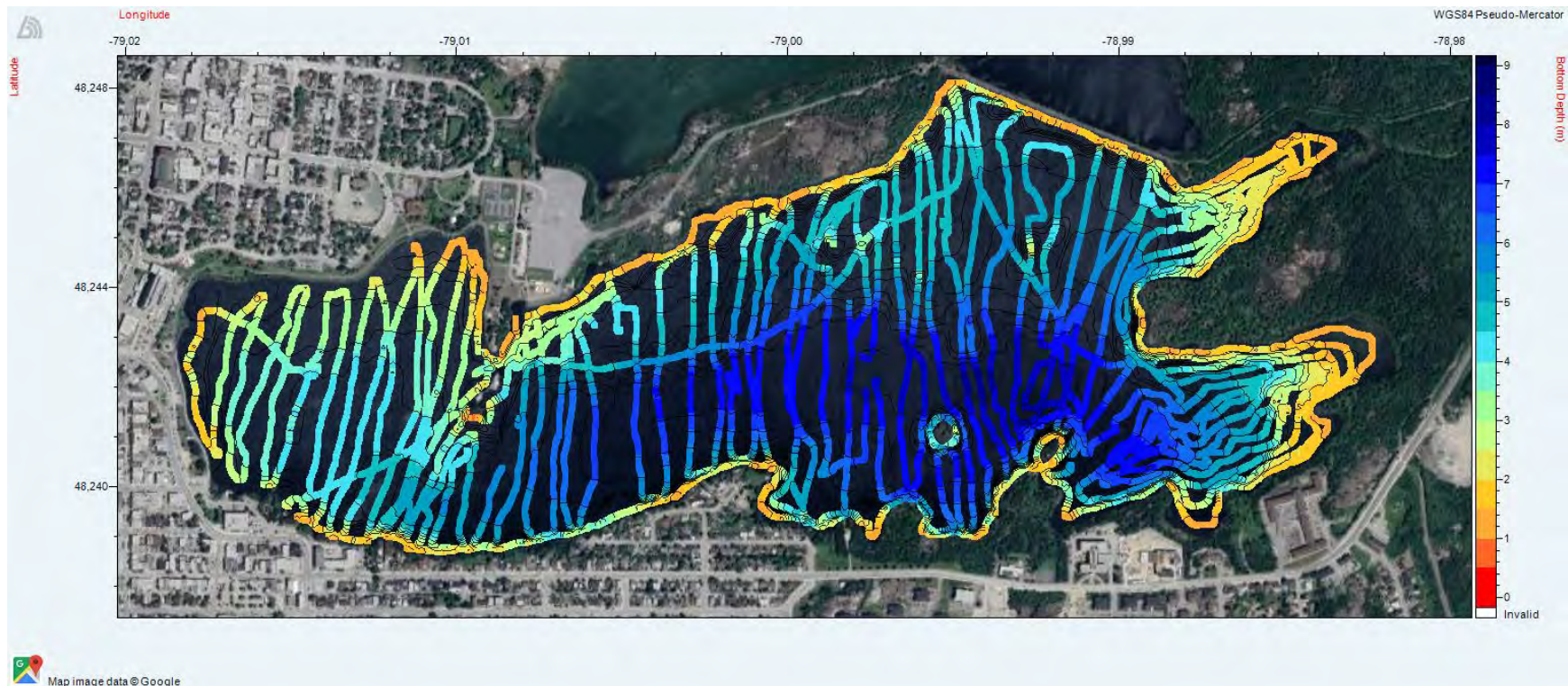
Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec 2010 : hydracariens, isopode, mollusque (planorbidae), oligochètes, ostracodes

**ANNEXE Q - *MYSIS* SP. CAPTURÉE DANS UNE TRAINÉE DE FILET NOCTURNE,
LAC VAUDRAY, JUIN 2023. CES CRUSTACÉS ONT ÉTÉ RETROUVÉS
FRÉQUEMMENT DANS LES ESTOMACS DE DORÉS DE TOUS ÂGE DU LAC
VAUDRAY**



Source : Patrice Blaney (2023).

ANNEXE R – TRANSECTS RÉALISÉS POUR LA CRÉATION DE LA CARTE BATHYMÉTRIQUE ET LA CARTE DU RECOUVREMENT EN PLANTES DU LAC OSISKO (4-5-6 JUIN 2022)



Source : Patrice Blaney (2022).

ANNEXE S - ÉCHANTILLONNAGE SUR LA GLACE DU LAC DUFAULT (24 MARS 2023)



Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE T – PRISE DES MESURES PHYSICOCCHIMIQUES SOUS LA GLACE DU
LAC DUFAY. AVEC FÉLIX LABBÉ (22 MARS 2023)**



Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE U – ÉCHANTILLONNAGE DES MACROINVERTÉBRÉS DU LITTORAL.
AVEC PATRICE BLANEY ET MARTA GABRIELE**



Source : Jade Lessard (2022).

ANNEXE V – DISSECTION D'UN GRAND BROCHET SUR LES BERGES DU LAC DUFAY. AVEC PATRICE BLANEY ET MARTA GABRIELE



Source : Jade Lessard (2022).

ANNEXE W – VERS UN ÉCHANTILLONNAGE AUTOMNAL AU LAC VAUDRAY. AVEC PATRICE BLANEY, JULIE MARCHAL ET ÉLÉA JASKOLSKI



Source : Patrice Blaney (2023).

**ANNEXE X – EMBARQUEMENT VERS UNE JOURNÉE DE TERRAIN D'ÉTÉ SUR LE LAC DUFALT. AVEC
PATRICE BLANEY, JADE LESSARD ET MARTA GABRIELE**



Source : Patrice Blaney (2022).

**ANNEXE Y – RÉCEPTION DE LA BOURSE PIERRE-LATRAVERSE OFFERTE PAR LA FONDATION HÉRITAGE
FAUNE (26 AVRIL 2023)**



ANNEXE Z – PRÉSENTATION DU PROJET LORS DU SYMPOSIUM ANNUEL DU GRIL 2024



ANNEXE AA – AFFICHE SCIENTIFIQUE PRÉSENTÉE AU COLLOQUE DE LA CHAIRE EN AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE 2023



Comment se portent les dorés jaunes dans les lacs dégradés de Rouyn-Noranda ?

Patrice Blaney (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue)
Pascal Sirois (Université du Québec à Chicoutimi) et Guillaume Grosbois (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue)



1. Mise en contexte

En Amérique du Nord, la ceinture d'argile est une région où le doré jaune est l'un des poissons prédateurs dominants en raison de son adaptation aux environnements turbides. Malgré la compatibilité naturelle de son environnement avec ses besoins, **certaines populations de dorés y ont été perturbées**. C'est le cas de l'Abitibi-Témiscamingue, où les activités minières et municipales ont dégradé plusieurs écosystèmes aquatiques de sorte à motiver des mesures de restaurations, notamment l'**ensemencement** de doré jaune pour rétablir les populations.

L'ensemencement du doré connaît des succès variables et difficilement prévisibles, car plusieurs conditions écologiques doivent être rassemblées. Ces conditions peuvent varier selon les écosystèmes et sont **mal connues dans les lacs dégradés**. Cette étude présente donc une **occasion unique** d'évaluer la réponse des populations de dorés ensemencés dans leur environnement de prédilection, mais dégradé par l'activité humaine.

2. Objectifs et hypothèses

En comparant des lacs dégradés hébergeant des populations de dorés ensemencées avec des lacs peu dégradés abritant des populations naturelles :

1 – Évaluer, pour l'**ensemble du cycle vital** (larve, jeune de l'année et adulte), la **qualité de l'habitat**, l'**utilisation et la disponibilité en ressources alimentaires** ainsi que l'**abondance des individus**.

2- Évaluer la **croissance et la condition physique**

Hypothèses : conditions moins favorables dans les lacs dégradés, mais certaines **fonctions écologiques clés** pourraient permettre aux populations de se maintenir.



3. Méthodologie

Aire d'étude



Habitat du doré jaune

Structure physique (bathymétrie - Biosonics, DT-X-Extreme)
Profondeurs, types de substrats, macrophytes

Qualité de l'eau (échantillonnage 4 saisons)

Température, pH, oxygène, nutriments,
clarté de l'eau, pénétration de la lumière dans l'eau



Ressources alimentaires

Disponibles (densités, diversités taxonomiques et de tailles)
Zooplancton, macroinvertébrés et poissons

Utilisées (réseaux trophiques)

Capture de dorés adultes (filets 25-152mm)



Contenus stomacaux et isotopes stables

Croissance, condition physique et abondances en dorés

Prélèvement de dorés de chaque stade (CPUE). Prélèvement d'otolithes



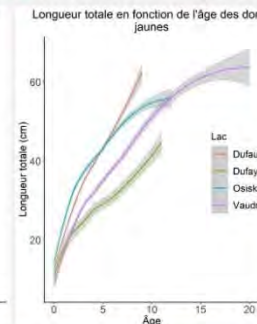
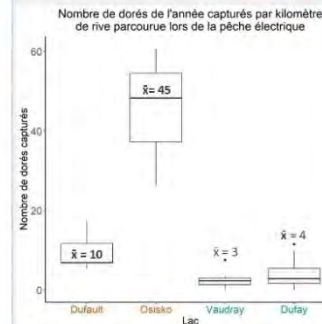
4. Résultats préliminaires

Le **recrutement** est plus grand dans les **lacs dégradés**

La **croissance** est plus rapide dans les **lacs dégradés**, surtout dans les premières années de vie

Plafonnement de la croissance dans les lacs **Osisko** (10 ans | 53cm) et **Vaudray** (15 ans | 65cm)

Pas de plafonnement pour les lacs **Dufault** et **Dufay** (mais pas de spécimen âgé capturé)



5. Retombées du projet

Évaluer le succès des ensemencements de dorés jaunes. Identifier des potentiels facteurs limitant leur maintien et ainsi guider de futures interventions de restauration



LISTE DES RÉFÉRENCES

- Beaulne, J., Lucotte, M., Paquet, S. et Canuel, R. (2012). Modeling mercury concentrations in northern pikes and walleyes from frequently fished lakes of abitibi- Témiscamingue (Quebec, Canada): A GIS approach. *Boreal Environment Research*, 17, 277–290. https://www.researchgate.net/publication/233540853_Modeling_mercury_concentrations_in_northern_pikes_and_walleyes_from_frequently_fished_lakes_of_abitibi-Temiscamingue_Quebec_Canada_A_GIS_approach#fullTextFileContent
- Bélangier, M. (2023). *État de la situation du doré jaune au lac Vaudray* (Rapport 978-2-550-94425-6). Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.
- Benke, A. C., Huryn, A. D., Smock, L. A. et Wallace, J. B. (1999). Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(3), 308–343. <https://doi.org/10.2307/1468447>
- Blaney, P. (2022). *Doré jaune adulte (mâle) capturé dans un filet maillant le 24 septembre 2022* [Photographie].
- Blaney, P. (2023a). *Lac Osisko, situé en plein cœur du centre-ville de Rouyn-Noranda (2023)* [Photographie].
- Blaney, P. (2023b). *Larve de doré jaune capturée dans le lac Dufay la nuit du 3 juin 2023 (préservée dans l'éthanol; Longueur totale = 11.9 mm)* [Photographie].
- Blaney, P. (2023c). *Doré jaune âge-0 capturé lors de la pêche électrique nocturne dans le lac Vaudray, le 2 octobre 2023* [Photographie].
- Blouin, J. et J.-P. Berger. (2002). *Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 5a – Plaine de l'Abitibi*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Bozek, M. A., Baccante, D. A. et Lester, N. P. (2011a). Walleye and Sauger Life History. In B. Barton (Ed.), *Biology, Management, and Culture of Walleye and Sauger*. American Fisheries Society. www.sage.wisc.edu/atlas/
- Bozek, M. A., Haxton, T. J. et Raabe, J. K. (2011b). Walleye and sauger habitat. In B. A. Barton (Ed.), *Biology, Management, and Culture of Walleye and Sauger*. American Fisheries Society. <https://www.researchgate.net/publication/267877057>
- Braekevelt, C. R., McIntyre, D. B. et Ward, F. J. (1989). Development of the retinal tapetum lucidum of the walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Histology and Histopathology*, 4(1), 63–70.
- Brooks, R. C., Heidinger, R. C., Hoxmeier, J. H. et Wahl, D. H. (2011). Relative Survival of Three Sizes of Walleyes Stocked into Illinois Lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 22(3), 995–1006. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2002\)022<0995:RSOTSO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<0995:RSOTSO>2.0.CO;2)

- Campbell, P. G. C., Hontela, A., Rasmussen, J. B., Giguère, A., Gravel, A., Kraemer, L., Kovescs, J., Lacroix, A., Levesque, H. et Sherwood, G. (2003). Differentiating Between Direct (Physiological) and Food-Chain Mediated (Bioenergetic) Effects on Fish in Metal-Impacted Lakes. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(4), 847–866. <https://doi.org/10.1080/713610012>
- Canadian Cryospheric Information Network. (2024). *Lake Ice Monitoring*. <https://www.ccin.ca/ccw/lakeice/current/monitoring>
- Cena, C. J., Morgan, G. E., Malette, M. D. et Heath, D. D. (2006). Inbreeding, outbreeding and environmental effects on genetic diversity in 46 walleye (*Sander vitreus*) populations. *Molecular Ecology*, 15(2), 303–320. <https://doi.org/10.1111/J.1365-294X.2005.02637.X>
- Chevalier, J. R. (1973). Cannibalism as a Factor in First Year Survival of Walleye in Oneida Lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 102(4), 739–744. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1973\)102<739:CAAFIF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1973)102<739:CAAFIF>2.0.CO;2)
- Chu, C., Minns, C. K., Moore, J. E. et Millard, E. S. (2004). Impact of Oligotrophication, Temperature, and Water Levels on Walleye Habitat in the Bay of Quinte, Lake Ontario. *Transactions of The American Fisheries Society*, 133(4), 868–879. <https://doi.org/10.1577/T03-095.1>
- Couillard, Y., Campbell, P. G. C., Tessier, A., Pellerin-Massicotte, J. et Auclair, J. C. (2011). Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. I. Temporal changes in metallothionein and metal (Cd, Cu, and Zn) concentrations in soft tissues. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(4), 690–702. <https://doi.org/10.1139/F95-070>
- Couture, P. et Pyle, G. (2008). Live Fast and Die Young: Metal Effects on Condition and Physiology of Wild Yellow Perch from along Two Metal Contamination Gradients. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14(1), 73–96. <https://doi.org/10.1080/10807030701790322>
- Dainys, J., Jakubavičiūtė, E., Gorfine, H., Kirka, M., Raklevičiūtė, A., Morkvėnas, A., Pūtys, Ž., Ložys, L. et Audzijonyte, A. (2022). Impacts of Recreational Angling on Fish Population Recovery after a Commercial Fishing Ban. *Fishes*, 7(5), 232. <https://doi.org/10.3390/fishes7050232>
- Darricau, L., Elghali, A., Martel, P. et Benzaazoua, M. (2021). Evaluation of the anthropogenic metal pollution at Osisko Lake: Sediments characterization for reclamation purposes. *Applied Sciences*, 11(5), 1–21. <https://doi.org/10.3390/APP11052298>
- Desforges, J. E., Clarke, J., Harmsen, E. J., Jardine, A. M., Robichaud, J. A., Serré, S., Chakrabarty, P., Bennett, J. R., Hanna, D. E. L., Smol, J. P., Rytwinski, T., Taylor, J. J., Martel, A. L., Winegardner, A. K., Marty, J., Taylor, M. K., O’connor, C. M., Robinson, S. A., Reid, A. J. et Cooke, S. J. (2022). The alarming state of freshwater biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(2), 352–365. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0073>
- Desroches, J-F. et Picard, I. (2013). *Poissons d’eau douce du Québec et des maritimes*. Michel Quintin.

- Doll, J. C., Lauer, T. E. et Clark-Kolaks, S. (2015). Covariates of age-0 walleye *Sander vitreus* fall recruitment from stocked populations in six midwestern reservoirs. *Fisheries Research*, 172, 274–286. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2015.07.034>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. et Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dupont, J. (2004). La problématique des lacs acides au Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV/2004/0151, collection no QE/145, 18 p.
- Engel, S., Hoff, M. et Newman, S. (2000). *Walleye fry hatching, diet, growth and abundance in Escanaba Lake, Wisconsin, 1985-1992*. Wisconsin department of Natural Resources. <https://search.library.wisc.edu/digital/ABU6FDGTRUPOVL8S>
- EPA Great Lakes National Program Office. (2003). *Standard operating procedure for zooplankton analysis*. LG403, Revision 03 February 2003
- FAO. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.
- Fondation de la faune du Québec. (1996). Habitat du poisson : le doré jaune. Guide d'aménagement d'habitats. Québec. 20 p.
- Fox, M. G. (1993). A comparison of zygote survival of native and non-native walleye stocks in two Georgian Bay rivers. *Environmental Biology of Fishes*, 38, 379–383. <https://doi.org/10.1007/BF00007532>
- Gabriele, M., Montoro Girona, M., Rosabal, M. et Grosbois, G. (Prépublication). *The past, present and the potential future of Osisko lake in Rouyn-Noranda* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Galarowicz, T. L., Adams, J. A. et Wahl, D. H. (2006). The influence of prey availability on ontogenetic diet shifts of a juvenile piscivore. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(8), 1722–1733. <https://doi.org/10.1139/F06-073>
- Galarowicz, T. L. et Wahl, D. H. (2005). Foraging by a young-of-the-year piscivore: the role of predator size, prey type, and density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(10), 2330–2342. <https://doi.org/10.1139/F05-148>
- Google Earth. (2024). [Carte du lac Osisko, Capture d'écran . Répéré le 20 juin 2023 à https://earth.google.com/web/@48.24349518,-78.99864552,292.60283178a,2724.36660117d,35y,0h,0t,0r/data=CgRCAGgBOgMKATBCAggASg0I__ARAB
- Gostiaux, J. C., Boehm, H. I. A., Jaksha, N. J., Dembkowski, D. J., Hennessy, J. M. et Isermann, D. A. (2022). Recruitment Bottlenecks for Age-0 Walleye in Northern Wisconsin Lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 42(3), 507–522. <https://doi.org/10.1002/NAFM.10683>

- Gouvernement du Québec. (2024). *Conseils pour une remise à l'eau réussie*.
<https://www.quebec.ca/tourisme-et-loisirs/activites-sportives-et-de-plein-air/peche-sportive/bonnes-pratiques-interdictions/conseils-remise-eau>
- Gouvernement du Québec. (2022). *Plan de conservation, réserve de biodiversité Opasatica*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction des aires protégées. 29 pages.
- Gouvernement du Québec. (2015). *Plan de conservation, réserve de biodiversité des Lacs-Vaudray-et-Joannès*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale de l'écologie et de la conservation. 25 pages.
- Graham, D. M. et Sprules, W. G. (1992). Size and species selection of zooplankton by larval and juvenile walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) in Oneida Lake, New York. *Canadian Journal of Zoology*, 70(10), 2059–2067. <https://doi.org/10.1139/Z92-277>
- Grausgruber, E. E. et Weber, M. J. (2020). Is Bigger Better? Evaluation of Size-Selective Predation on Age-0 Walleye. *North American Journal of Fisheries Management*, 40(3), 726–732. <https://doi.org/10.1002/NAFM.10437>
- Grosbois, G., D. C. P. Lau, M. Berggren, M. M. Girona, W. Goedkoop, C. Messier, J. Hjältén et P. del Giorgio. (2023). Land and Freshwater Complex Interactions in Boreal Forests: A Neglected Topic in Forest Management. Dans *Boreal Forests in the Face of Climate Change*. Pages 719-745
- Grosbois, G., D. Vachon, P. A. Del Giorgio et M. Rautio. (2020). Efficiency of crustacean zooplankton in transferring allochthonous carbon in a boreal lake. *Ecology*, 101(6). <https://doi.org/10.1002/ecy.3013>
- Grosbois, G., H. Mariash, T. Schneider et M. Rautio. (2017). Under-ice availability of phytoplankton lipids is key to freshwater zooplankton winter survival. *Sci. Rep.* 7:11543.
- Greenwell, B.M. et Schubert Kabban, C.M. (2014). investr: An R Package for Inverse Estimation. *The R Journal*, 6(1): 90-100. <https://doi.org/10.32614/RJ-2014-009>
- Gunn, J., Keller, W., Negusanti, J., Potvin, R., Beckett, P. et Winterhalder, K. (1995). Ecosystem recovery after emission reductions : Sudbury, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1783–1788. <https://doi.org/10.1007/BF00477238>
- Haney, J.F. *et al.* (2024) "An-Image-based Key to the Zooplankton of North America" version 5.0 released 2013. University of New Hampshire Center for Freshwater Biology <cfb.unh.edu> 12 Jun 2024
- Hansen, G. J. A., Ahrenstorff, T. D., Bethke, B. J., Dumke, J. D., Hirsch, J., Kovalenko, K. E., LeDuc, J. F., Maki, R. P., Rantala, H. M. et Wagner, T. (2020). Walleye growth declines following zebra mussel and Bythotrephes invasion. *Biological Invasions*, 22(4), 1481–1495. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02198-5>
- Hansen, G. J. A., Winslow, L. A., Read, J. S., Treml, M., Schmalz, P. J. et Carpenter, S. R. (2019). Water clarity and temperature effects on walleye safe harvest: an empirical test of the safe operating space concept. *Ecosphere*, 10(5). <https://doi.org/10.1002/ECS2.2737>

- Hansen, M. J., Fayram, A. H. et Newman, S. P. (2011). Natural Mortality in Relation to Age and Fishing Mortality on Walleyes in Escanaba Lake, Wisconsin, during 1956–2009. *North American Journal of Fisheries Management*, 31(3), 506–514. <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.593929>
- Hartman, G. F. (2009). A Biological Synopsis of Walleye (*Sander vitreus*). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2888, v–48. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/337847.pdf>
- Hasan, A., Montoro Girona, M., Imbeau, L., Lento, J., Hof, A. R. et Grosbois, G. (2023). Indicator species reveal the physical and biological singularity of esker ecosystems. *Ecological Indicators*, 154(3), 110612. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110612>
- Holmlund, C. M. et Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29, 253–268. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)
- Iles, A. C. et Rasmussen, J. B. (2005). Indirect effects of metal contamination on energetics of yellow perch (*Perca flavescens*) resulting from food web simplification. *Freshwater Biology*, 50(6), 976–992. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2005.01380.X>
- Jensen, A. L. (1996). Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4), 820–822. <https://doi.org/10.1139/F95-233>
- Johnson, F. H. et Hale, J. G. (1977). Interrelations Between Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) in Four Northeastern Minnesota Lakes, 1948–69. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 34(10). <https://doi.org/10.1139/F77-227>
- Johnston, T. A. et Mathias, J. A. (1994). Feeding Ecology of Walleye, *Stizostedion vitreum*, Larvae: Effects of Body Size, Zooplankton Abundance, and Zooplankton Community Composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(9), 2077–2089. <https://doi.org/10.1139/F94-210>
- Johnston, T. A. et Mathias, J. A. (2011). Mortality of First-Feeding Postlarval Walleye (*Stizostedion vitreum*) in Culture Ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(9), 1835–1843. <https://doi.org/10.1139/F93-206>
- Kaemingk, M. A., Hurley, K. L., Chizinski, C. J. et Pope, K. L. (2020). Harvest–release decisions in recreational fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(1), 194–201. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0119>
- Kainz, M., Arts, M. T. et Mazumder, A. (2004). Essential fatty acids in the planktonic food web and their ecological role for higher trophic levels. *Limnology and Oceanography*, 49(5), 1784–1793. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.5.1784>
- Kerr, S. J. (2008). *A survey of walleye stocking activities in North America*. Fish and Wildlife Branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 15 p. + appendices
- Kija, H. K., Ogutu, J. O., Mangewa, L. J., Bukombe, J., Verones, F., Graae, B. J., Kideghesho, J. R., Said, M. Y. et Nzunda, E. F. (2020). Spatio-Temporal Changes in Wildlife Habitat Quality in the Greater Serengeti Ecosystem. *Sustainability*, 12(6), 2440.

<https://doi.org/10.3390/SU12062440>

- Kövecses, J., Sherwood, G. D. et Rasmussen, J. B. (2005). Impacts of altered benthic invertebrate communities on the feeding ecology of yellow perch (*Perca flavescens*) in metal-contaminated lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(1), 153–162. <https://doi.org/10.1139/f04-181>
- Laflamme, J. S., Couillard, Y., Campbell, P. G. C. et Hontela, A. (2000). Interrenal metallothionein and cortisol secretion in relation to Cd, Cu, and Zn exposure in yellow perch, *Perca flavescens*, from Abitibi lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(8), 1692–1700. <https://doi.org/10.1139/F00-118>
- L.-P. Laurendeau. (1981). ‘Histoire de Rouyn-Noranda, TOME 1’, Société Nationale des Québécois d’Abitibi-Témiscamingue (SNQAT). Rouyn-Noranda, p. 1.
- Leis, A. L. et Fox, M. G. (1994). Effect of mine tailings on the in situ survival of walleye (*Stizostedion vitreum*) eggs in a northern Ontario river. *Écoscience*, 1(3), 215–222. <https://doi.org/10.1080/11956860.1994.11682245>
- Leis, A. L. et Fox, M. G. (1996). Feeding, growth, and habitat associations of young-of-year walleye (*Stizostedion vitreum*) in a river affected by a mine tailings spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1), 2408–2417. <https://doi.org/10.1139/f96-203>
- Lenth R (2024). *_emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_*. R package version 1.10.0, <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Lester, N. P., Dextrase, A. J., Kushneriuk, R. S., Rawson, M. R. et Ryan, P. A. (2004). Light and Temperature: Key Factors Affecting Walleye Abundance and Production. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(3), 588–605. <https://doi.org/10.1577/T02-111.1>
- Levesque, H. M., Dorval, J., Hontela, A., Van Der Kraak, G. J. et Campbell, P. G. C. (2003). Hormonal, morphological, and physiological responses of yellow perch (*perca flavescens*) to chronic environmental metal exposures. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A*, 66(7), 657–676. <https://doi.org/10.1080/15287390309353773>
- Logan, J. M., Lawrence, M. J., Morgan, G. E., Twardek, W. M., Lennox, R. J. et Cooke, S. J. (2019). Consequences of winter air exposure on walleye (*Sander vitreus*) physiology and impairment following a simulated ice-angling event. *Fisheries Research*, 215, 106–113. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2019.03.014>
- Loi sur la conservation du patrimoine naturel*. RLRQ. (2002). c. C-61.01, art. 49. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/c-61.01>
- Lyon, C. A., Davis, J. L., Fincel, M. J. et Chipps, S. R. (2022). Effects of capture depth on walleye hooking mortality during ice fishing. *Lake and Reservoir Management*, 38(4), 334–340. <https://doi.org/10.1080/10402381.2022.2130118>
- Mainguy, J., Bélanger, M., Ouellet-Cauchon, G. et de Andrade Moral, R. (2024). Monitoring reproduction in fish: Assessing the adequacy of ogives and the predicted uncertainty of their L50 estimates for more reliable biological inferences. *Fisheries Research*, 269, 106863. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106863>

- Mainguy, J. et de Andrade Moral, R. (2021). An Improved Method for the Estimation and Comparison of Mortality Rates in Fish from Catch-Curve Data. *North American Journal of Fisheries Management*, 41(5), 1436–1453. <https://doi.org/10.1002/NAFM.10665>
- Manasypov, R. M., Vorobyev, S. N., Loiko, S. V., Kritzkov, I. V., Shirokova, L. S., Shevchenko, V. P., Kirpotin, S. N., Kulizhsky, S. P. Kolesnichenko, L. G. Zemtsov, V. A., Sinkinov, V. V. et Pokrovsky, O. S. (2015). Seasonal dynamics of organic carbon and metals in thermokarst lakes from the discontinuous permafrost zone of western Siberia. *Biogeosciences*, 12, 3009–3028. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3009-2015>
- Martinez Arbizu P (2017). `_pairwiseAdonis`: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis_. R package version 0.4.1.
- Mathias, J. A. et Sifa, L. (1982). Feeding Habits of Walleye Larvae and Juveniles: Comparative Laboratory and Field Studies. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111(6), 722–735. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1982\)111<722:FHOWLA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1982)111<722:FHOWLA>2.0.CO;2)
- McDonnell, K. N. et Roth, B. M. (2014). Evaluating the effect of pelagic zooplankton community composition and density on larval walleye (*Sander vitreus*) growth with a bioenergetic-based foraging model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(7), 1039–1049. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0498>
- Mejri, S. C., Tremblay, R., Audet, C., Wills, P. S. et Riche, M. (2021). Essential Fatty Acid Requirements in Tropical and Cold-Water Marine Fish Larvae and Juveniles. *Frontiers in Marine Science*, 8, 680003. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.680003>
- Méthot, G., Hudon, C., Gagnon, P., Pinel-Alloul, B., Armellin, A. et Poirier, A. M. T. (2012). Macroinvertebrate size-mass relationships: How specific should they be? *Freshwater Science*, 31(3), 750–764. <https://doi.org/10.1899/11-120.1>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques. (2014). *Pratiques et normes en matière d'assainissement des eaux usées*. Gouvernement du Québec. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2980805>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques (2013). *Outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Doré jaune (Sander vitreus)*. Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec. https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/faune/documents/ensemencement/outils/GM_aide-ensemencement_dore-jaune.pdf
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2025). *Myriophylle à épis*. Gouvernement du Québec. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/flore/fiches-especes-floristiques/myriophylle-epis>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2024a). *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*. Gouvernement du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/guide/presentation.htm>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des

- Parcs (2024b). *Lacs et cours d'eau du Québec où la présence du myriophylle à épis (Myriophyllum spicatum) a été rapportée*. Gouvernement du Québec. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/environnement/flore/fiches/herbacees/myriophylle-epis-liste-presence.pdf>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2024c). *Pêcher dans la zone 13*. Gouvernement du Québec. <https://www.quebec.ca/tourisme-et-loisirs/activites-sportives-et-de-plein-air/peche-sportive/zones-periodes/zones-de-peche/zone-13>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2024d). *Sommaire des normales climatiques 1981-2010*. Gouvernement du Québec <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/sommaire.asp?cle=7085102>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2023). *Bassins hydrographiques multiéchelles du Québec* [Données géospatiales]. Données Québec. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2023). *Retombées économiques des activités de chasse, de pêche, de piégeage et d'observation de la faune au Québec en 2022*. Gouvernement du Québec. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/faune/documents/statistiques/rapport-retombees-economique-chasse-peche-piegeage-observation-faune-Quebec-2022.pdf>
- Moisan, J., 2010. 'Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010' — Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée) 82 p. (incluant 1 ann.)
- Nate, N. A., Bozek, M. A., Hansen, M. J., Ramm, C. W., Bremigan, M. T. et Hewett, S. W. (2003). Predicting the Occurrence and Success of Walleye Populations from Physical and Biological Features of Northern Wisconsin Lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 23(4), 1207–1214. <https://doi.org/10.1577/M02-097>
- Nate, N. A., Bozek, M. A., Hansen, M. J. et Hewett, S. W. (2001). Variation of Adult Walleye Abundance in Relation to Recruitment and Limnological Variables in Northern Wisconsin Lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(3), 441–447. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2001\)021<0441:VOAWAI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0441:VOAWAI>2.0.CO;2)
- Ogle DH *et al.* (2023). *_FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods_*. R package version 0.9.5, <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>
- Oksanen J, *et al.* (2022). *_vegan: Community Ecology Package_*. R package version 2.6-4, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olivencia, K., Grausgruber, E. E., Fincel, M. J. et Weber, M. J. (2024). Smallmouth Bass and Walleye predation on stocked age-0 Walleye in Lake Oahe, South Dakota. *North American Journal of Fisheries Management*, 44(3), 620–636. <https://doi.org/10.1002/NAFM.10999>

- Orzechowski, R. M. et Steinman, A. D. (2022). Assessment of shoreline restoration using macroinvertebrates in a Great Lakes Area of Concern. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(260), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09899-5>
- Organisme de bassin versant du Témiscamingue. (2022). *Bassin versant du lac Osisko* [Carte].
- Paquin, É. et Brodeur, P. (2021). *Efficacité d'une embarcation de pêche électrique à échantillonner le littoral du lac Saint-Pierre*. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/RS_efficacite_pe_2019_MFFP.pdf
- Patton, C. J. et Kryskalla, J. R. (2003). *Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory-Evaluation of alkaline persulfate digestion as an alternative to Kjeldahl digestion for determination of total and dissolved nitrogen and phosphorus in water*. <https://doi.org/10.3133/WRI034174>
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 39(2), 175–192. <https://doi.org/10.1093/ICESJMS/39.2.175>
- Pêches et Océans Canada. (2015). *Enquête sur la pêche récréative au Canada 2015*. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/rec/can/2015/index-fra.html#fig4-8>
- Pêches et Océans Canada. (2022). *Débarquements des pêches en eau douce*. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/fresh-yrlist-fra.htm>
- Petkovšek, S. A. S., Grudnik, . M. et Pokorný, B. (2012). Heavy metals and arsenic concentrations in ten fish species from the Šalek lakes (Slovenia): Assessment of potential human health risk due to fish consumption. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(5), 2647–2662. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2141-4>
- Pratt, T. C. et Fox, M. G. (2001). Biotic influences on habitat selection by young-of-year walleye (*Stizostedion vitreum*) in the demersal stage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(6), 1058–1069. <https://doi.org/10.1139/F01-054>
- Proulx, I., Ponton, D. et Trudel, G. (2015). *Étude sur l'état du lac Osisko, Rouyn-Noranda, Québec*. <https://www.researchgate.net/publication/288668271>
- Pyle, G., Busby, P., Gauthier, C., Rajotte, J. et Couture, P. (2008). Seasonal and Regional Variations in Metal Contamination and Condition Indicators in Yellow Perch (*Perca flavescens*) along Two Polymetallic Gradients. II. Growth Patterns, Longevity, and Condition. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14(1), 126–145. <https://doi.org/10.1080/10807030701790504>
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Raabe, J. K., VanDeHey, J. A., Zentner, D. L., Cross, T. K. et Sass, G. G. (2020). Walleye inland lake habitat: considerations for successful natural recruitment and stocking in North Central North America. *Lake and Reservoir Management*, 36(4), 335–359. <https://doi.org/10.1080/10402381.2019.1697771>
- Rasmussen, J. B., Gunn, J. M., Sherwood, G. D., Iles, A., Gagnon, A., Campbell, P. G. C. et

- Hontela, A. (2008). Direct and indirect (foodweb mediated) effects of metal exposure on the growth of yellow perch (*Perca flavescens*): Implications for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14(2), 317–350. <https://doi.org/10.1080/10807030801935017>
- Ressources Falco (2018). *Étude du potentiel de fraie pour le doré jaune dans les lacs Dufault et Osisko*. Englobe Corp.
- Ricker-Held, A. (2022). *The Contributions of Mayflies (Ephemeroptera: Hexagenia Spp.) and Other Invertebrates to the Seasonal Diet of Walleye (Percidae: Sander Vitreus)*. [Mémoire de maîtrise]. Trent University.
- Ringot, G., Gasparini, J., Wagner, M., Albassatneh, M. C. et Frantz, A. (2018). More and smaller resting eggs along a gradient for pollution by metals: dispersal, dormancy and detoxification strategies in *Daphnia*? *Biological Journal of the Linnean Society*, 124(1), 11–20. <https://doi.org/10.1093/BIOLINNEAN/BLY026>
- Rooney, R. C. et Paterson, M. J. (2009). *Ecosystem effects of Rainbow Smelt (Osmerus mordax) invasions in inland lakes: A literature review*. https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/mpo-dfo/Fs97-6-2845-eng.pdf
- Rowe, L. et Berrill, M. (1989). Aquatic Insects The life cycles of five closely related mayfly species (Ephemeroptera: Heptageniidae) coexisting in a small southern Ontario stream pool. *Aquatic Insects*, 11(2), 73–80. <https://doi.org/10.1080/01650428909361351>
- Ryder, R. A. (1977). Effects of Ambient Light Variations on Behavior of Yearling, Subadult, and Adult Walleyes (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34(10), 1481–1491. <https://doi.org/10.1139/F77-213>
- Saba, G. K., Burd, A. B., Dunne, J. P., Hernández-León, S., Martin, A. H., Rose, K. A., Salisbury, J., Steinberg, D. K., Trueman, C. N., Wilson, R. W. et Wilson, S. E. (2021). Toward a better understanding of fish-based contribution to ocean carbon flux. *Limnology and Oceanography*, 66(5), 1639–1664. <https://doi.org/10.1002/LNO.11709>
- Sass, G. G. et Shaw, S. L. (2019). Catch-and-Release Influences on Inland Recreational Fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*. <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1701407>
- Savard, N. (1978). *L'environnement à Rouyn-Noranda : un espace en déséquilibre suite à l'activité minière*. [Mémoire de maîtrise]. Université de Montréal.
- Schneider, T., Grosbois, G., Vincent, W. F. et Rautio, M. (2016). Carotenoid accumulation in copepods is related to lipid metabolism and reproduction rather than to UV-protection. *Limnology and Oceanography*, 61(4), 1201–1213. <https://doi.org/10.1002/lno.10283>
- Service de la faune aquatique. (2011). *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures*. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/normalisation-inventaire-ichtyologique.pdf>
- Service de la faune aquatique (2011). *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures, Tome I, Acquisition de données*. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/normalisation-inventaire-ichtyologique.pdf>

- Sherwood, G. D., Kovacs, J., Hontela, A. et Rasmussen, J. B. (2002a). Simplified food webs lead to energetic bottlenecks in polluted lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(1), 1–5. <https://doi.org/10.1139/f01-213>
- Sherwood, G. D., Pazzia, I., Moeser, A., Hontela, A. et Rasmussen, J. B. (2002b). Shifting gears: Enzymatic evidence for the energetic advantage of switching diet in wild-living fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(2), 229–241. <https://doi.org/10.1139/F02-001>
- Sherwood, G. D., Rasmussen, J. B., Rowan, D. J., Brodeur, J. et Hontela, A. (2000). Bioenergetic costs of heavy metal exposure in yellow perch (*Perca flavescens*): in situ estimates with a radiotracer (¹³⁷Cs) technique. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(2), 441–450. <https://doi.org/10.1139/F99-268>
- Smock, L. A. (1980). Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 10(4), 375–383. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01211.x>
- Squires, M. M., Lesack, L. F. W. et Huebert, D. (2002). The influence of water transparency on the distribution and abundance of macrophytes among lakes of the Mackenzie Delta, Western Canadian Arctic. *Freshwater Biology*, 47(11), 2123–2135. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2427.2002.00959.X>
- Thi Nguyen, T. H., Boets, P., Lock, K., Damanik Ambarita, M. N., Forio, M. A. E., Sasha, P., Dominguez-Granda, L. E., Thi Hoang, T. H., Everaert, G. et Goethals, P. L. M. (2015). Habitat suitability of the invasive water hyacinth and its relation to water quality and macroinvertebrate diversity in a tropical reservoir. *Limnologica*, 52, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.03.006>
- Uphoff, C. S., Schoenebeck, C. W., Koupal, K. D., Pope, K. L. et Hoback, W. W. (2019). Age-0 walleye *Sander vitreus* display length-dependent diet shift to piscivory. *Journal of Freshwater Ecology*, 34(1), 27–36. <https://doi.org/10.1080/02705060.2018.1529637>
- Van Zuiden, T. M. et Sharma, S. (2016). Examining the effects of climate change and species invasions on Ontario walleye populations: can walleye beat the heat? *Diversity and Distributions*, 22(10), 1069–1079. <https://doi.org/10.1111/DDI.12468>
- Vandenbyllaardt, L., Ward, F. J., Braekevelt, C. R. et McIntyre, D. B. (1991). Relationships between Turbidity, Piscivory, and Development of the Retina in Juvenile Walleyes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120(3), 382–390. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1991\)120<0382:RBTPAD>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1991)120<0382:RBTPAD>2.3.CO;2)
- Ville de Rouyn-Noranda. (2022). *Plantes exotiques envahissantes*. <https://www.ville.rouyn-noranda.qc.ca/citoyens/environnement/plantes-exotiques-envahissantes>
- Waterhouse, M. D., Sloss, B. L. et Isermann, D. A. (2014). Relationships among Walleye Population Characteristics and Genetic Diversity in Northern Wisconsin Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 143(3), 744–756. <https://doi.org/10.1080/00028487.2014.880742>
- Wetzel R.G. et G.E. Likens. 2000. *Limnological Analyses*. 3rd edition. Springer Press. 97-98. <https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4>

- Wiener, N. (1950). The mathematical theory of communication. *Physics Today*, 3(9), 31–32. <https://doi.org/10.1063/1.3067010>
- Windfinder. (2022). *Statistiques de vent et météo Aéroport de Rouyn-Noranda*. https://fr.windfinder.com/windstatistics/rouyn_airport
- World Wide Fund for Nature. (2022). *Living Planet Report 2022*. <https://livingplanet.panda.org/en-GB/>
- Yan, N. D., Girard, R., Heneberry, J. H., Keller, W. B., Gunn, J. M. et Dillon, P. J. (2004). Recovery of copepod, but not cladoceran, zooplankton from severe and chronic effects of multiple stressors. *Ecology Letters*, 7(6), 452–460. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2004.00599.X>
- Van Zuiden, T. M. et Sharma, S. (2016). Examining the effects of climate change and species invasions on Ontario walleye populations: can walleye beat the heat? *Diversity and Distributions*, 22(10), 1069–1079. <https://doi.org/10.1111/ddi.12468>