

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT,  
DE LA LUTTE CONTRE  
LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES,  
DE LA FAUNE ET DES PARCS

# NORMALISATION DES MÉTHODES D'INVENTAIRE DE LA FAUNE AQUATIQUE ET DE SON HABITAT DANS LES EAUX INTÉRIEURES

Tome II – Analyse et interprétation des données  
issues des inventaires ichtyologiques normalisés  
dans les lacs au MELCCFP

Volume 1 – Analyse des variables limnologiques

Décembre 2022

Référence à citer

---

LECLERC, V. et J. PLOURDE (2022). *Normalisation des méthodes d'inventaire de la faune aquatique et de son habitat dans les eaux intérieures*, Tome II – *Analyse et interprétation des données issues des inventaires ichtyologiques normalisés dans les lacs au MELCCFP*, Volume 2 – *Analyse des variables limnologiques*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 37 pages et annexes.

---

Dépôt légal – 2022  
Bibliothèque et Archives nationales du Québec  
ISBN 978-2-550-93911-5 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

## RÉALISATION

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
Direction de l'expertise sur la faune aquatique  
880, chemin Sainte-Foy, 4<sup>e</sup> étage  
Québec (Québec) G1X 4X4

## RÉDACTION

Véronique Leclerc, biologiste, Ph. D.<sup>1</sup>  
Veronique.Leclerc@mffp.gouv.qc.ca

Jérôme Plourde, biologiste, M. Sc.<sup>2</sup>

## RÉVISION SCIENTIFIQUE

Stéphanie Gagné, biologiste, M. Sc.<sup>1</sup>  
Julien Mainguy, biologiste, Ph. D.<sup>1</sup>  
Geneviève Ouellet-Cauchon, biologiste, M. Sc.<sup>1</sup>  
Yves Paradis, biologiste M. Sc.<sup>1</sup>

## COLLABORATION STATISTIQUE

Caroline Brûlé, biologiste M. Sc.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Direction de l'expertise sur la faune aquatique

<sup>2</sup> Direction de la gestion de la faune, Saguenay–Lac-Saint-Jean

## TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION .....	1
1.1	Contexte .....	1
1.2	Portée et organisation du document.....	2
2	TEMPÉRATURE ET OXYGÈNE DISSOUS .....	3
2.1	Analyse des deux paramètres.....	4
2.1.1	Profil graphique.....	5
2.2	Interprétation.....	7
2.2.1	Touladi.....	7
2.2.2	Doré jaune .....	12
2.2.3	Omble de fontaine .....	12
2.2.4	Omble chevalier d'eau douce.....	13
3	LE PH .....	14
3.1	Analyse .....	15
3.2	Interprétation.....	16
3.2.1	Touladi.....	16
3.2.2	Doré jaune .....	16
3.2.3	Omble de fontaine .....	16
3.2.4	Omble chevalier d'eau douce.....	16
4	TRANSPARENCE, TURBIDITÉ ET CARBONE ORGANIQUE DISSOUS.....	17
4.1	Analyse .....	19
4.2	Interprétation.....	19
4.2.1	Touladi.....	19
4.2.2	Doré jaune et doré noir .....	20
4.2.3	Omble de fontaine .....	22
4.2.4	Omble chevalier d'eau douce.....	22
5	SOLIDES TOTAUX DISSOUS ET CONDUCTIVITÉ .....	23
5.1	Analyse .....	23
5.2	Interprétation.....	24
5.2.1	Touladi.....	24
5.2.2	Doré jaune et doré noir .....	26
5.2.3	Omble de fontaine et omble chevalier d'eau douce.....	26
6	EUTROPHISATION .....	27
6.1	Analyse .....	27
6.1.1	Détermination du statut trophique .....	27
6.1.2	Phosphore total.....	29
6.2	Interprétation.....	30
7	RÉFÉRENCES .....	31
8	ANNEXES .....	38

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des conditions optimales de température estivale et de concentration d'oxygène dissous par espèce. ....	13
Tableau 2. Critères biologiques, chimiques et physiques qui caractérisent un plan d'eau oligotrophe ou eutrophe. Tiré de Ryding et Rast (1994).....	28
Tableau 3. Classification trophique de lacs à doré jaune, à touladi et à omble de fontaine en Ontario selon les critères de concentration en phosphore total et de la transparence de l'eau mesurée au disque de Secchi. Les données proviennent d'Arranz et coll., 2022 (annexe 2). Des repères d'interprétation sont donnés à titre indicatif pour chaque espèce. ....	30

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Profils de température (T °C) et d'oxygène dissous (OD) mesurés a), b) dans le lac Desforges en Abitibi-Témiscamingue (48,749297° N., -76,719870° O.), un lac à touladi stratifié de 20 m de profondeur maximale de type clinograde et dans c), un lac sans toponyme non stratifié du Nunavik (58,392212° N., -70,050367° O.) de 17,5 m de profondeur maximale de type orthograde. ....	6
Figure 2. Distribution spatiale imposée par la température et l'oxygène dissous pour le touladi juvénile et adulte révélée par des expériences de capacités physiologiques. Les ovales des juvéniles et des adultes sont compris dans leur distribution thermique estivale usuelle. Adapté d'Evans (2007).....	7
Figure 3. Profil de pH mesuré le 1 <sup>er</sup> septembre 2010 dans le lac Jacques-Cartier, un lac à touladi de la réserve faunique des Laurentides. ....	14
Figure 4. Valeur moyenne de transparence ( $\pm$ erreur-type) mesurée au disque de Secchi dans 440 inventaires ichthyologiques normalisés visant le doré jaune, le touladi, l'omble de fontaine et l'omble chevalier d'eau douce réalisés au Québec par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs de 2000 à 2019. ....	19
Figure 5. Occurrence du doré jaune, du doré noir, de l'achigan à petite bouche et du touladi dans des lacs de l'Ontario en fonction de la transparence de l'eau exprimée en profondeur du disque de Secchi. ....	20
Figure 6. Abondance (captures par unité d'effort [CPUE]) du doré noir en fonction de la transparence de l'eau pour différents secteurs du fleuve Saint-Laurent. ....	21
Figure 7. Valeur moyenne de conductivité spécifique ( $\pm$ erreur-type) mesurée dans le cadre de 367 inventaires ichthyologiques normalisés visant le doré jaune, le touladi, l'omble de fontaine et l'omble chevalier d'eau douce réalisés au Québec par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs de 2000 à 2019.....	24
Figure 8. Classes des niveaux trophiques des lacs délimitées par les valeurs de phosphore total, de chlorophylle a et de transparence mesurée au disque de Secchi.....	27
Figure 9. Répartition de l'état trophique des lacs du Réseau de surveillance volontaire des lacs du MELCCFP en 2018 et 2019.....	28

## LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Statistiques descriptives de transparence estimée au disque de Secchi et de conductivité spécifique mesurées dans le cadre de 440 inventaires ichthyologiques normalisés de populations de dorés jaunes, de touladis, d'ombles de fontaine et d'ombles chevaliers d'eau douce réalisés par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs de 2000 à 2019.....	38
Annexe 2. Statistiques descriptives de variables limnologiques mesurées dans le cadre de 608 inventaires ichthyologiques du Broad-scale Monitoring Program en Ontario. ....	39
Annexe 3. Comparaison de variables limnologiques entre différents groupes d'inventaires ichthyologiques du Broad-scale Monitoring Program en Ontario. ....	40
Annexe 4. Diagramme à quadrants permettant de porter un diagnostic sur l'état de santé et l'évolution d'une population de touladis au Québec. Tiré d'Arvais et coll. (2017).....	41
Annexe 5. Valeurs de transparence, de phosphore et de chlorophylle a dans les lacs du réseau Lake Pulse situés au Québec [ <a href="https://lakepulse.ca">https://lakepulse.ca</a> ]. ....	42

# 1 Introduction

## 1.1 Contexte

Dans l'exercice de ses mandats à caractère faunique, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) assure la gestion de la pêche sportive et des populations de poissons d'eau douce et diadromes en veillant à la conservation, à la mise en valeur et à la protection de la faune aquatique et de ses habitats. À cette fin, le MELCCFP élabore des plans de gestion de portée nationale et des outils de gestion à l'échelle régionale pour les principales espèces de poissons d'intérêt sportif comme le doré, le touladi, l'omble de fontaine et le saumon atlantique.

Les inventaires ichtyologiques normalisés (IIN) réalisés dans les lacs, aussi appelés pêches expérimentales normalisées, constituent une approche nécessaire pour assurer une gestion adaptative basée sur la connaissance. En effet, ces inventaires constituent la source principale de données scientifiques nécessaires au diagnostic de l'état de santé des populations de poissons et de la qualité de leurs habitats. L'objectif des IIN est de surveiller l'état de santé des populations de poissons dans le but d'en faire une gestion durable. Le MELCCFP a instauré un réseau d'inventaires ichtyologiques provinciaux (IIP) pour le doré, le touladi et l'omble de fontaine qui reposent sur les protocoles normalisés décrits dans le Tome I du *Guide d'inventaires ichtyologiques normalisés en eaux intérieures* (SFA 2011).

Ces inventaires mesurent systématiquement plusieurs variables écosystémiques se déclinant en deux principales catégories :

1. **Variables biologiques** associées à la dynamique des populations de poissons telles que l'abondance, la taille, la masse, l'âge, le sexe et le stade de maturité des gonades. Ces variables permettent de mesurer certains paramètres comme la structure de taille et d'âge, la croissance, le taux de mortalité et la maturité sexuelle;
2. **Variables limnologiques** de base associées à la qualité des habitats aquatiques telles que le volume du plan d'eau, la température, la concentration d'oxygène dissous, la transparence, la turbidité et la conductivité.

Chaque section de ce volume s'applique à recenser les liens possibles entre une variable limnologique, la qualité de l'habitat et la dynamique des populations de poissons. Les variables limnologiques de base intégrées dans tous les IIN du MELCCFP sont (SFA, 2011) :

- Profil vertical de température et d'oxygène dissous;
- pH;
- Transparence;
- Solides totaux dissous (STD) et conductivité.

Puisque les pêches expérimentales normalisées sont toujours accompagnées d'un inventaire des variables limnologiques, le terme « inventaire ichtyologique normalisé » combine les populations de poissons et la qualité de leur habitat.

Plusieurs facteurs ont motivé le choix des variables limnologiques intégrées dans les IIN, les plus importants étant leur capacité à déceler certains stress environnementaux et leur influence sur la dynamique des populations de poissons. En effet, les variables limnologiques comme la température, l'oxygène et les solides totaux dissous sont des variables impliquées dans la modélisation du rendement

maximal soutenu<sup>1</sup> chez plusieurs espèces de poissons. Pour des raisons opérationnelles, seules les variables de base les plus importantes ont été sélectionnées. Le MELCCFP mesure souvent une panoplie d'autres variables limnologiques comme la concentration en éléments nutritifs ou l'abondance des organismes zooplanctoniques. Le MELCCFP étudie la possibilité d'intégrer de nouveaux indicateurs écosystémiques multivariés qui permettraient de déterminer les facteurs de stress multiples qui influent sur l'habitat des poissons et d'outiller le diagnostic de la santé de l'habitat et des populations de poissons. Afin d'y arriver, le MELCCFP a mesuré des variables limnologiques complémentaires dans plus d'une centaine de plans d'eau de 2011 à 2021 pour vérifier la puissance explicative de la qualité de l'habitat sur l'état des populations de poissons : concentration en éléments nutritifs (phosphore total, carbone organique dissous), biomasse et diversité des proies zooplanctoniques. Ces développements scientifiques pourraient éventuellement permettre l'intégration de nouvelles variables d'habitat essentielles aux IIN afin d'être en mesure de mieux comprendre l'influence des différents facteurs de stress et d'adapter nos modalités de gestion en conséquence.

## 1.2 Portée et organisation du document

Parce que les outils diagnostiques du MELCCFP se concentrent actuellement sur les populations de poissons exploitées dans les lacs, la portée théorique de ce document se limite à l'interprétation des données d'inventaires ichtyologiques obtenues dans ces derniers et mesurées conformément aux méthodes décrites dans le Tome I du *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique normalisé*.

Les variables limnologiques sont mesurées au point le plus profond d'un lac, à la fin de l'été ou au début de l'automne, selon l'espèce. Le profil de la qualité de l'habitat constitue donc une image instantanée qui ne comprend aucun facteur temporel saisonnier ni spatial. Toutefois, si une ou des variables limnologiques ou démographiques laissent supposer une problématique liée à l'habitat, il est conseillé de pousser l'investigation pour déceler un problème de contamination, d'eutrophisation, de destruction de substrat de fraie, etc., en mesurant des variables complémentaires à une échelle temporelle et spatiale appropriée.

Bien que les inventaires ichtyologiques dans les cours d'eau soient abordés dans le Tome I, ils sont pour la plupart réalisés pour répondre à des objectifs diversifiés. Les variables d'habitat mesurées dans le cadre de ces inventaires sont ainsi souvent définies en fonction de l'objectif poursuivi. En raison de la nature diversifiée et particulière des inventaires dans les cours d'eau, le MELCCFP n'a pas jugé approprié de les normaliser. Par conséquent, ils ne seront pas abordés dans ce document.

Ce volume du *Guide* présente les principaux processus biologiques influencés par les variables d'habitat mesurées durant les IIN dans les lacs. Il vise aussi à outiller l'analyse de ces variables et à présenter des repères utiles à leur interprétation pour des populations de touladi, d'omble de fontaine, de doré jaune et d'omble chevalier d'eau douce dans un contexte d'IIN.

Les autres volumes du *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique normalisé* — Tome II aborderont les principaux paramètres de la dynamique des populations utiles au diagnostic de leur état de santé.

---

<sup>1</sup> Rendement maximal soutenu (RMS) : récolte moyenne la plus élevée pouvant être soutenue dans le temps selon les conditions environnementales (Ricker, 1975).

## 2 Température et oxygène dissous

La température de l'eau et sa concentration d'oxygène dissous constituent des variables importantes qui caractérisent la qualité d'un habitat aquatique. Une hausse de température se traduit par une réduction de la solubilité de l'oxygène. D'un point de vue physiologique, le réchauffement de l'eau diminue la capacité aérobie chez les animaux ectothermes comme les poissons (Benfey *et al.* 1997). Les conséquences d'un changement dans ces paramètres influencent directement et de façon marquée les individus et les populations de poissons.

Dans un lac stratifié typique, la concentration d'oxygène dissous diminue dans l'hypolimnion au fil de l'été en raison de la décomposition de la matière organique accumulée au fond du lac (Janoscik 2001). Dans les lacs très productifs où la matière organique s'accumule rapidement, la concentration d'oxygène dissous en profondeur diminue de manière importante en fonction du temps dans la période de stratification estivale et peut causer l'anoxie en hiver. Le manque d'oxygène devient alors problématique, tout particulièrement dans les petits lacs stratifiés. Le volume de l'hypolimnion influence directement la rapidité et l'ampleur de l'appauvrissement d'oxygène dissous. Cette situation engendre une contraction du volume de l'habitat disponible pour certaines espèces particulièrement exigeantes quant à la température et à l'oxygène dissous comme le touladi (Janoscik 2001) ou l'omble chevalier d'eau douce.

### Encadré 1 - Effets des changements climatiques sur les poissons

Les changements climatiques provoquent des modifications majeures dans l'habitat des poissons. L'augmentation de la température de l'eau constitue l'un des principaux agents stressants chroniques résultant des changements climatiques. On anticipe une influence directe, indirecte et complexe des changements climatiques sur les poissons par les modifications des processus tant sur le plan écosystémique (relations trophiques, productivité, modifications de l'aire de répartition des espèces) qu'individuel (physiologie, distribution, survie des poissons).

Les répercussions physiologiques sont globalement négatives. Elles perturbent les fonctions neuroendocriniennes, cardiorespiratoires et immunitaires, les fonctions de régulation osmotique et ionique ainsi que les fonctions de reproduction (Whitney *et al.* 2016). Les changements climatiques altèrent l'abondance, la croissance et le recrutement des populations de poissons avec un effet plus marqué chez les espèces d'eau froide et les populations de poissons nordiques. La littérature rapporte une diminution du taux de croissance annuel, agissant sur l'atteinte de la maturité sexuelle, le recrutement, la résilience, le degré de compétition et la probabilité de survie (Reist *et al.* 2006, Hammar 2014). À grande échelle, la hausse de température associée aux changements climatiques aura comme effet de réduire considérablement l'aire de répartition de certaines espèces de poissons (Findstad *et al.* 2010), des extinctions locales sont même à prévoir dans la distribution la plus méridionale de certaines espèces d'eau froide comme l'omble chevalier (Hammar 2014). Les modifications dans la répartition des espèces se reflètent aussi dans la structure des assemblages d'espèces pour lesquels les nouvelles interactions peuvent se répercuter sur la dynamique prédateur-proie (Lynch *et al.* 2016).

Les changements climatiques se font déjà sentir et ils influencent le domaine des pêcheries en synergie avec les autres menaces environnementales et anthropiques qui pèsent sur les populations de poissons. Il s'agit là d'un défi de taille pour la gestion des pêcheries qui devrait considérer ces menaces selon une approche écosystémique et adaptative et favoriser davantage l'intégration juridique, citoyenne et autochtone (Poesch *et al.* 2016).

## 2.1 Analyse des deux paramètres

La densité de l'eau varie en fonction de sa température et atteint sa valeur maximale aux environs de 4 °C. La différence de densité est responsable de la stratification thermique des lacs dont la profondeur et la latitude influencent les processus de stratification. En été, le métalimnion est la strate où l'on observe un changement rapide de température ( $\geq 1$  °C par mètre). Ce phénomène isole la couche d'eau chaude de surface (épilimnion) de la couche d'eau froide en profondeur (hypolimnion) en raison d'une différence de densité (Figure 1). La thermocline fait référence au taux de diminution de la température, alors que le métalimnion représente la strate ou la couche d'eau où l'on mesure la thermocline. Dès que la stratification thermique est établie, la thermocline est en général suffisamment stable, et ce, jusqu'à la diminution de la température de surface à l'automne. Elle limite l'oxygénation de l'hypolimnion par le vent ou la photosynthèse.

La plupart des lacs en zone tempérée sont dimictiques<sup>2</sup>. La stratification thermique des lacs dimictiques se rompt deux fois par année : à l'automne, quand la température de surface diminue et atteint son maximum de densité à 4 °C, et au printemps, lorsque la glace fond, que la température de surface se réchauffe et atteint 4 °C. Le brassage peut être incomplet dans certains lacs présentant un rapport superficie/profondeur très faible; ces lacs sont méromictiques. Le brassage produit un apport d'oxygène en profondeur. Ce processus est appelé retournement des eaux (printanier ou automnal) (ou *turnover*).

L'oxygène dissous dans l'eau provient de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique. L'oxygène est consommé par les organismes aérobiques, micro- ou macroscopiques. La concentration d'oxygène dissous dans l'eau peut donc varier en fonction de l'importance de facteurs physiques et biologiques. L'oxygène dissous se mesure en milligrammes par litre ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) ou parties par million (ppm), mais comme sa solubilité varie avec la pression et la température, il est parfois exprimé en pourcentage de saturation.

Selon que le lac présente ou non une stratification thermique, la saturation de la masse d'eau en oxygène dissous sera plus ou moins complète. Sans stratification thermique, l'ensemble de la masse d'eau est susceptible d'être en contact avec l'oxygène atmosphérique et la concentration d'oxygène dissous sera élevée et presque constante dans toute la colonne d'eau. Ce profil d'oxygène dissous en fonction de la profondeur est dit « orthograde » (Figure 1d). Une proportion non négligeable des lacs du nord du Québec présente un profil orthograde toute l'année (MELCCFP, données non publiées). Dans les lacs profonds, en été, les eaux sous la thermocline ne sont plus en contact avec la surface et la zone photique, qui est comprise entre la surface et la profondeur à laquelle la photosynthèse et la production d'oxygène sont possibles. Les organismes et les processus consommant de l'oxygène sont concentrés dans l'hypolimnion dans les lacs stratifiés. Un profil d'oxygène dissous qui diminue avec la profondeur est dit « clinograde ».

L'oxygène dissous en profondeur nous renseigne sur l'état trophique du plan d'eau. Ainsi, un plan d'eau eutrophe aura un profil d'oxygène différent d'un lac oligotrophe (Tome I). Un plan d'eau dans lequel la production organique est élevée verra son oxygène rapidement consommé en profondeur, alors qu'à l'inverse, lorsque la production organique est plus faible, l'oxygène peut demeurer à près de 100 % de saturation en profondeur (Wetzel 2001).

---

<sup>2</sup> Ce qui est *mictique* est en rapport avec une miction, un mélange.

### 2.1.1 Profil graphique

Les profils de température et d'oxygène dissous sont généralement présentés dans un seul graphique (Figure 1). Pour une meilleure représentation visuelle, l'axe des ordonnées qui représente la profondeur devrait être en ordre inverse, c'est-à-dire que l'axe des x devrait couper à la valeur maximale. Ce graphique permet de localiser rapidement la thermocline et de repérer les profondeurs présentant les conditions de température et d'oxygène répondant aux exigences de l'espèce ciblée.

Un relevé bathymétrique analysé par un système d'information géographique (SIG; ArcGIS, p. ex.) permet de calculer le volume d'habitat disponible pour les différentes espèces selon leurs exigences comme la température et l'oxygène dissous. Ce procédé détermine le volume d'habitat : la superficie mesurée à chaque isobathe est multipliée par l'intervalle de profondeur entre les isobathes pour obtenir un volume. À partir de variables mesurées en profil comme la température et l'oxygène dissous, il est possible de définir un seuil supérieur ou inférieur et de mesurer le volume d'habitat dans cette strate.

Dans l'exemple présenté dans la Figure 1a), la thermocline se situe de 8 à 10 m de profondeur. Ainsi, une espèce qui préfère la zone hypolimnétique se trouvera à 10 m de profondeur et plus. Le début de la thermocline coïncide avec une diminution de la température, à raison de 1 °C par mètre. La thermocline se termine lorsque la diminution de température est inférieure à 1 °C par mètre.

Les figures a) et 1b) illustrent la diminution de la concentration en oxygène dissous en fonction de la profondeur dans un lac à touladi stratifié. Cela est un exemple typique d'un profil dit « clinograde ». Il est également intéressant de remarquer qu'en août 2010 la concentration d'oxygène dissous se trouvait sous les 5 mg·L<sup>-1</sup> à partir de 13 m de profondeur jusqu'au fond. Dans cet exemple, l'habitat est sous-optimal en oxygène dissous à partir de 13 m de profondeur pour plusieurs espèces de poissons, dont les salmonidés qui généralement requièrent des concentrations au-delà de 5 mg·L<sup>-1</sup> (voir section suivante et l'encadré 2 pour plus de détails sur l'habitat optimal).

La concentration d'oxygène dissous dans l'eau est généralement exprimée en milligrammes par litre. Elle peut aussi s'exprimer en pourcentage de saturation. Ces deux unités ne sont cependant pas équivalentes. La saturation en oxygène se calcule comme le rapport (%) de la concentration en oxygène dissous mesuré à une température et à une profondeur données, sur la concentration d'oxygène dissous maximale attendue à cette température, à cette profondeur, lorsque mesurée au niveau de la mer, c'est-à-dire à 0 m d'altitude. Indépendamment de l'altitude, la concentration d'oxygène dissous à 100 % de saturation diminue avec une augmentation de la température. L'altitude d'un plan d'eau, la pression barométrique et la salinité de l'eau influencent aussi la concentration d'oxygène dissous à 100 % de saturation, mais dans une moindre mesure. La salinité n'exerce pas une grande influence dans les systèmes d'eau douce. En revanche, l'effet de l'altitude est important en raison de la diminution de la pression partielle d'oxygène dans l'atmosphère en fonction de l'élévation. Les appareils de mesure sont généralement calibrés pour transformer les valeurs dans l'une ou l'autre des unités. Pour plus de détails, voir le manuel du fabricant.

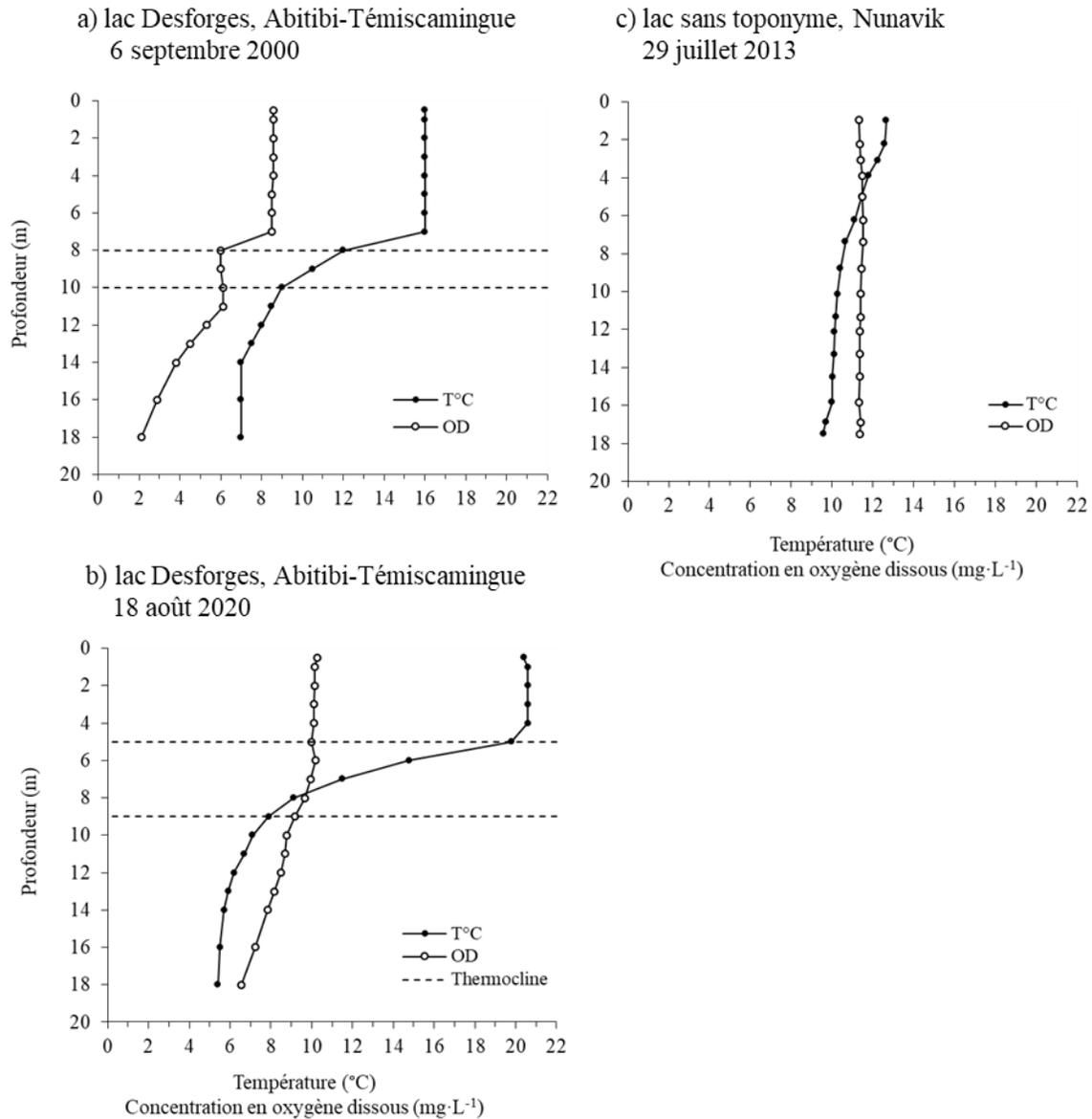


Figure 1. Profils de température ( $T^{\circ}\text{C}$ ) et d'oxygène dissous (OD) mesurés a), b) dans le lac Desforges en Abitibi-Témiscamingue ( $48,749297^{\circ}\text{N.}$ ,  $-76,719870^{\circ}\text{O.}$ ), un lac à touladi stratifié de 20 m de profondeur maximale de type clinograde et dans c), un lac sans toponyme non stratifié du Nunavik ( $58,392212^{\circ}\text{N.}$ ,  $-70,050367^{\circ}\text{O.}$ ) de 17,5 m de profondeur maximale de type orthograde.

## 2.2 Interprétation

### 2.2.1 Touladi

Les inventaires ichthyologiques normalisés du touladi au Québec visent la strate occupée par les adultes dont les critères sont une température de l'eau de  $\leq 12\text{ °C}$  et une concentration d'oxygène dissous de  $\geq 5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Tome I). Ces seuils ont été adoptés en 1994 (MEF 1994). Les critères de définition de l'habitat recherché par le touladi en matière de température et d'oxygène dissous varient dans la littérature selon le contexte méthodologique (laboratoire, milieu naturel) et les stades de vie ou les fonctions étudiées (croissance des juvéniles, déclenchement de la fraie, p. ex.). Malgré cela, les critères de température et d'oxygène dissous de l'habitat préférentiel du touladi du Tome I pour la définition de l'habitat préférentiel des adultes en période de stratification thermique ont été conservés pour la détermination de la strate d'échantillonnage par souci d'uniformité.

Pour établir un diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi, le MELCCFP s'est inspiré des travaux d'Evans (2005, 2007). Ceux-ci suggèrent des critères de température et d'oxygène dissous plus larges que ceux qui sont utilisés pour définir la strate d'échantillonnage durant les IIN du touladi. Il est important de faire la nuance entre les deux concepts.

Les travaux d'Evans (2005, 2007) montrent que les conditions de température et d'oxygène dissous optimales pour le profil métabolique et les capacités de puissance des jeunes touladis se définissent par une température sous les  $20\text{ °C}$  et par une concentration d'oxygène dissous moyen dans l'hypolimnion au-dessus de  $7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Ces travaux révèlent également qu'une concentration moyenne d'oxygène dissous variant de  $3$  à  $7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  est susceptible d'entraîner une réduction du recrutement et des problèmes de croissance chez les adultes (Evans 2007, Nadeau 2008). Une concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion en dessous de  $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  est considérée comme létale (Evans 2005). En période de stratification thermique estivale, la thermocline agit comme une barrière à la distribution du touladi en raison des températures plus chaudes dans l'épilimnion. Si un choix s'impose, le touladi fréquentera des eaux plus chaudes plutôt que moins bien oxygénées, se permettant des incursions en eau chaude durant la nuit dans les petits lacs boréaux (Sellers *et al.* 1998, Sellers *et al.* 1998). Les juvéniles, quant à eux, évoluent habituellement plus en profondeur que les adultes afin d'éviter le cannibalisme (Evans *et al.* 1991). On trouve ainsi les juvéniles dans l'hypolimnion inférieur, à des températures de  $4$  à  $8\text{ °C}$  (Figure 2). La carence en oxygène dissous dans l'hypolimnion peut donc réduire l'habitat estival des juvéniles. Par conséquent, ceux-ci cohabiteront avec les adultes, engendrant ainsi une augmentation du taux de mortalité (Evans *et al.* 1991).

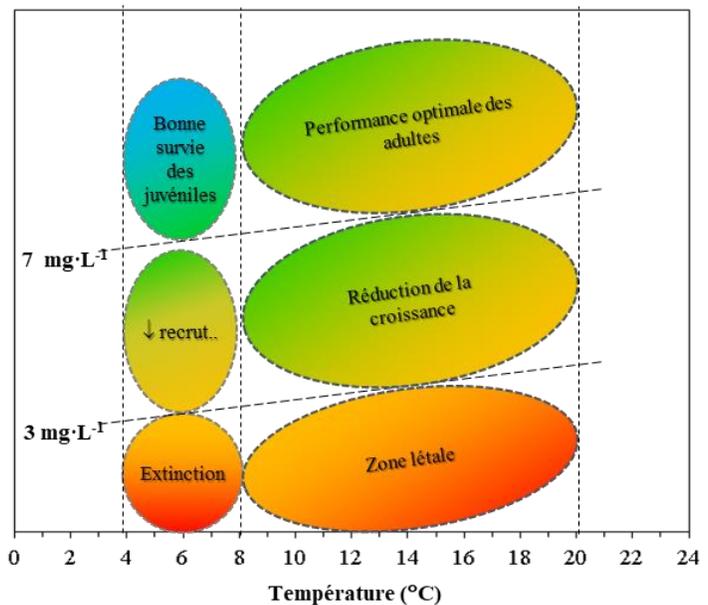
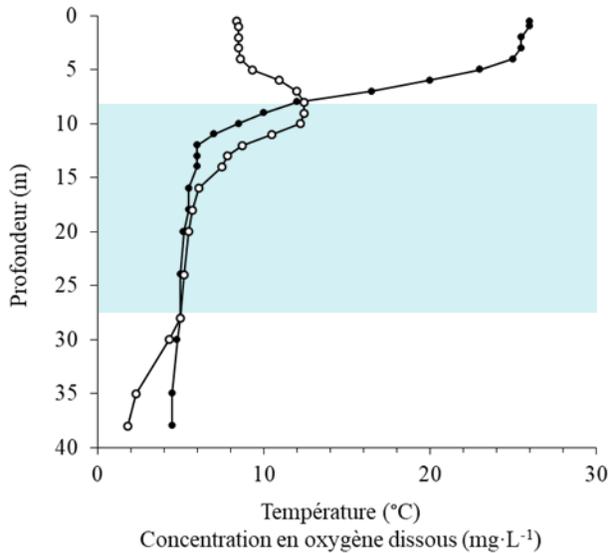


Figure 2. Distribution spatiale imposée par la température et l'oxygène dissous pour le touladi juvénile et adulte révélée par des expériences de capacités physiologiques. Les ovals des juvéniles et des adultes sont compris dans leur distribution thermique estivale usuelle. Adapté d'Evans (2007).

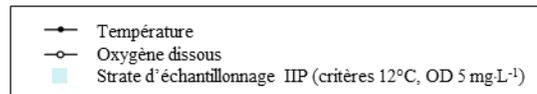
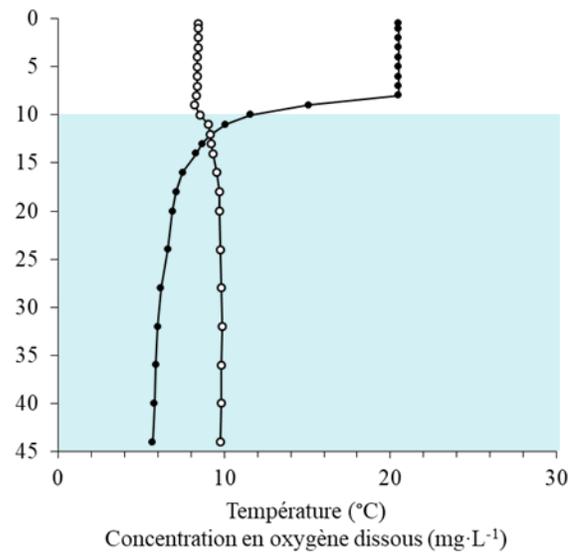
## Encadré 2 - L'habitat du touladi et l'analyse des profils graphiques

Voici deux exemples réels de profils de température et d'oxygène dissous :

a) petit lac des Cèdres, Outaouais  
8 juillet 2001



b) lac Kipawa, Abitibi-Témiscamingue  
20 août 2015



a) Volume d'habitat estival réduit et b) volume d'habitat estival souhaitable mesurés en été selon la méthode de profilage normalisée (Tome I). Le profil représenté par des cercles noirs représente la température et celui par des cercles blancs, l'oxygène dissous. La zone bleue localise la strate d'habitat préférentiel : oxygène dissous > 5 mg·L<sup>-1</sup>, température < 12 °C. Les conditions physico-chimiques du petit lac des Cèdres (figure a) contraindraient le touladi dans la strate de 8 à 28 m au moment du profilage physico-chimique (juillet). Dans le petit lac des Cèdres, la strate de 28 à 38 m présente des conditions défavorables au touladi. À l'inverse, les conditions physico-chimiques du lac Kipawa (figure b) permettent au touladi d'occuper tout le volume hypolimnétique, de 10 m de profondeur jusqu'au fond du lac. Il n'y a pas de contrainte d'oxygène dissous dans le lac Kipawa; les valeurs sont supérieures à 5 mg·L<sup>-1</sup> dans toute la colonne d'eau. Il est à noter que la morphologie du lac (conique, cylindrique, en assiette, etc.) exerce une grande influence sur le volume d'habitat disponible et la visualisation du lac en trois dimensions grâce à une carte bathymétrique est essentielle.

### 2.2.1.1 Diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi

Plusieurs lacs à touladi au Québec font face à une problématique d'appauvrissement en oxygène causé par l'eutrophisation. L'apport excessif de phosphore, souvent d'origine anthropique, provoque une augmentation de la biomasse algale dont la sénescence et la décomposition par les micro-organismes causent un appauvrissement de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion (Environnement Canada 2004).

Les touladis adultes sont moins vulnérables aux problèmes d'anoxie que les juvéniles. En effet, les adultes occupent la partie supérieure de l'hypolimnion et bénéficient d'une plus grande mobilité que les juvéniles qui, eux, fréquentent l'hypolimnion profond, notamment en raison des risques de cannibalisme (Evans et coll., 1991). La concentration d'oxygène dissous en profondeur est donc limitante pour le touladi, et ce phénomène est davantage marqué au stade juvénile. En conséquence, Evans (2007) suggère d'utiliser la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion comme point de référence pour juger de la qualité de l'habitat du touladi. Ce point de référence, exprimé en concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion, doit être distingué de la valeur d'oxygène dissous utilisée pour déterminer la strate d'échantillonnage au moment des IIN ( $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

Pour être représentative de l'habitat du touladi, la concentration d'oxygène dissous hypolimnétique doit être pondérée par le volume (OHPV). Evans (2007) a défini des critères de détermination de la qualité de l'habitat pour une population de touladis :

- L'habitat est considéré comme **mauvais et léthal** pour les juvéniles et les adultes si l'OHPV est inférieur à  $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;
- À une concentration de  $3$  à  $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , l'habitat est considéré comme **sous-optimal**;
- L'habitat est qualifié d'**optimal** si la concentration d'OHPV est supérieure à  $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Le critère d'OHPV d'Evans (2007) a été retenu pour calculer l'indice de qualité de l'habitat du touladi. L'OHPV est estimé en combinant le relevé bathymétrique et le profil graphique de l'oxygène à un intervalle d'un mètre, de la surface à la profondeur maximale du lac, mesuré le 15 septembre. Toutefois, la méthode d'acquisition des données normalisées par le Ministère ne permet pas l'estimation directe de l'OHPV tel qu'il a été défini par Evans (2007). En effet, les données d'oxygène dissous sont recueillies dans un intervalle de 2 ou 4 m dans l'hypolimnion et le point de mesure n'est pas toujours le point le plus profond du plan d'eau ni mesuré le 15 septembre (Tome I). Le MELCCFP a converti les valeurs des critères d'Evans pour les adapter à ses méthodes normalisées de profilage de température et d'oxygène dissous (Deschênes *et al.* 2017). Des analyses de conversion ont permis d'adapter le critère d'OHPV en fonction de l'oxygène dissous hypolimnétique moyen échantillonné (OHME). L'OHME est obtenu par la moyenne des mesures de concentration d'oxygène dissous prélevées dans l'hypolimnion, aux profondeurs établies selon le protocole du Ministère. Les seuils de critère de qualité de l'habitat de 3 et  $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  d'OHPV ont été convertis en seuils de  $2,7$  et  $6,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  d'OHME pour l'application avec les données de physico-chimie contenues dans les bases de données du Ministère. Les critères de qualité de l'habitat recommandés, basés sur la valeur de l'OHME, deviennent alors :

- Sous les  $2,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  d'OHME, l'habitat est considéré comme mauvais et léthal;
- De  $2,7$  à  $6,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  d'OHME, l'habitat est considéré comme sous-optimal;
- À des teneurs d'OHME supérieures à  $6,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , l'habitat est qualifié d'optimal.

Un exemple d'application de l'outil diagnostique pour la qualité de l'habitat du touladi de Deschênes et coll. (2017) est présenté dans l'encadré 3.

L'estimation de l'OHME comporte trois principales étapes. Dans un premier temps, il s'agit d'estimer l'OHME en effectuant la moyenne des mesures d'oxygène de l'hypolimnion. La deuxième étape consiste à corriger la moyenne pour la proportion de l'hypolimnion échantillonné. Si la profondeur échantillonnée représente < 80 % de la profondeur maximale du lac estimé par l'inventaire bathymétrique, il est nécessaire de compenser la portion de l'hypolimnion qui n'est pas couverte par l'inventaire. Lorsque l'inventaire physico-chimique couvre moins de 60 % de la profondeur maximale, les estimations sont trop biaisées pour être compensées et l'OHME ne peut être estimé. Voici les corrections à employer dans le cas selon lequel seulement une partie de la colonne d'eau (de 60 à 79 %) est échantillonnée (Deschênes *et al.* 2017) :

$$70-79 \% \text{ de la colonne d'eau échantillonnée : } OHME_{\text{corr}} = 1,020 * OHME_{\text{obs}} - 0,604$$

$$60-69 \% \text{ de la colonne d'eau échantillonnée : } OHME_{\text{corr}} = 1,023 * OHME_{\text{obs}} - 0,740$$

< 60 % de la colonne d'eau échantillonnée : Insuffisant pour corriger OHME

L'OHME doit enfin être projeté au 15 septembre, date utilisée pour la modélisation d'Evans (2007). En effet, les IIN du touladi sont réalisés en août et l'on prévoit une diminution de la concentration d'oxygène dissous hypolimnétique dans le temps. L'OHME doit être adapté avec la relation suivante :

$$OHME_{15\text{sept.}} = -0,036 * (257 - JJ_{\text{obs}}) + OHME_{\text{obs ou corr}}$$

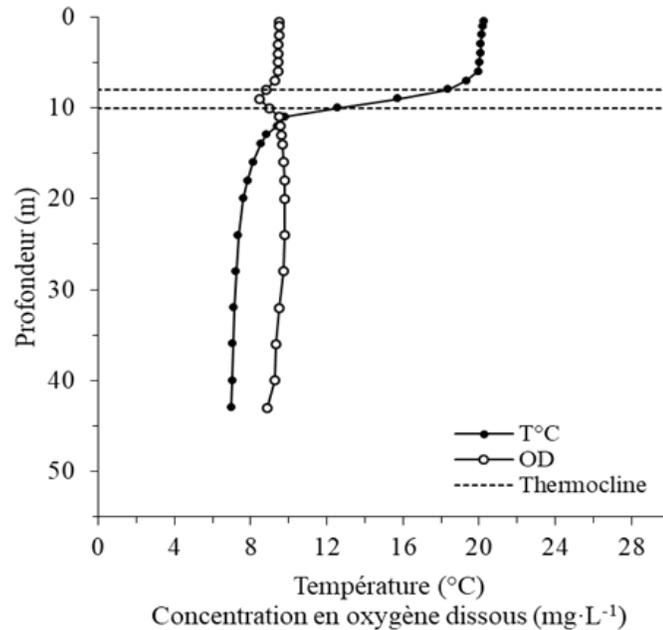
où  $JJ_{\text{obs}}$  est la date d'échantillonnage convertie en jour julien (1<sup>er</sup> janvier = 1).

L'analyse de la qualité de l'habitat dans une multitude de lacs à touladi a été réalisée dans le cadre du plan de gestion de cette espèce. Ces analyses révèlent que la moitié des lacs ayant fait l'objet d'un diagnostic possède un habitat optimal, ce qui représente 69 % de la superficie en eaux à touladi. L'autre moitié des plans d'eau comporte un habitat sous-optimal ou léthal (Arvisais *et al.* 2017). Plusieurs lacs du Québec font donc face à des problématiques liées à l'habitat. Le MELCCFP cherche à comprendre les causes de la détérioration de l'habitat du touladi dans ces lacs pour définir des stratégies minimisant les répercussions des activités humaines ou pour mettre en œuvre des aménagements visant la restauration de l'habitat du touladi.

**Encadré 3. Diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi par estimation de la concentration d'oxygène dissous moyen de l'hypolimnion à l'aide de la méthode d'échantillonnage normalisée du MELCCFP.**

Voici les données du lac Ouareau, un lac à touladi de la région de Lanaudière, d'une profondeur maximale de 56 m dont l'inventaire des paramètres limnologiques a eu lieu le 25 août 2010.

Profondeur (m)	Oxygène dissous (mg·L <sup>-1</sup> )	Température (°C)
0,5	9,47	20,27
1	9,47	20,19
2	9,47	20,13
3	9,45	20,12
4	9,46	20,09
5	9,45	20,03
6	9,44	19,96
7	9,25	19,34
<b>8</b>	<b>8,8</b>	<b>18,38</b>
<b>9</b>	<b>8,44</b>	<b>15,74</b>
<b>10</b>	<b>8,98</b>	<b>12,56</b>
<b>11</b>	<b>9,49</b>	<b>9,83</b>
12	9,57	9,4
13	9,64	8,83
14	9,68	8,54
16	9,75	8,14
18	9,76	7,85
20	9,76	7,62
24	9,79	7,37
28	9,72	7,24
32	9,5	7,13
36	9,35	7,07
40	9,27	7,03
43	8,86	6,98



Profondeur maximale : 56 m  
 Profondeur échantillonnée : 43 m  
 Localiser la thermocline (en gras) : 8 à 11  
 Localiser le début de l'hypolimnion : 11 m

Oxygène dissous hypolimnétique moyen échantillonné : moyenne arithmétique des valeurs d'oxygène dissous mesurées à partir d'un mètre sous le début de l'hypolimnion, soit de 12 à 43 m.

Étape 1. Estimer la concentration moyenne d'oxygène dissous de 12 à 43 m  
 = 7,77 mg·L<sup>-1</sup>

Étape 2. Convertir la valeur obtenue pour tenir compte de la profondeur du profil et de la profondeur maximale du plan d'eau. Le profil d'échantillonnage a cessé à 43 m alors que le lac mesure 56 m au point le plus profond. Le profil d'échantillonnage couvre 77 % de l'hypolimnion. Il est nécessaire de corriger la concentration d'oxygène quand on profile moins de 80 % de la colonne d'eau.  
 $OHME_{corr} = 1,023 * OHME_{obs} - 0,740 = 7,20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Étape 3. Compenser la date d'échantillonnage du 25 août = jour julien 236

$$OHME_{15 \text{ sept.}} = -0,036 * (257 - JJ) + OHME_{corr}$$

$$OHME_{15 \text{ sept.}} = -0,036 * (257-236) + 7,20$$

$$OHME_{15 \text{ sept.}} = 6,45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \rightarrow \text{habitat sous-optimal}$$

### 2.2.2 Doré jaune

Les températures optimales de croissance pour le doré varient de 11 à 25 °C (Lester *et al.* 2004, Nadeau et Gaudreau 2006). Ces valeurs sont habituellement mesurées dans l'épilimnion, soit, au-dessus de la thermocline. La température de l'eau, la transparence et la bathymétrie permettent le calcul d'un indice d'habitat pour le doré nommé « aire d'habitat thermo-optique » (AHTO) ou *thermal-optical habitat area* (TOHA). La production des plans d'eau à doré jaune est dépendante de l'AHTO. Ce concept est décrit plus en détail à la section 4.2.

Contrairement au touladi, un appauvrissement hypolimnétique en oxygène dissous ne constitue pas un enjeu pour l'habitat du doré. La teneur en oxygène dissous peut tout de même influencer la distribution du doré dans certains lacs. En effet, on observe une plus grande abondance de dorés dans les milieux où la concentration d'oxygène dissous est supérieure à 3 mg·L<sup>-1</sup> (McMahon *et al.* 1984). Une valeur inférieure à 1 mg·L<sup>-1</sup> est létale pour le doré jaune (Scherer 1971). Les mêmes paramètres s'appliquent autant aux juvéniles qu'aux adultes (McMahon *et al.* 1984).

### 2.2.3 Omble de fontaine

Beaucoup d'études ont analysé la température optimale pour l'omble de fontaine subadulte en laboratoire, mais très peu traitent du sujet chez les adultes en milieu naturel, et la plupart d'entre elles ont été réalisées dans des cours d'eau (Smith et Ridgway 2019). L'analyse de 39 lacs de tailles variées du parc national Algonquin en Ontario révèle que la température à laquelle on trouve l'omble de fontaine dans des lacs varie de 8 à 16 °C (Smith *et al.* 2020). La température optimale pour les subadultes est inférieure à celle pour les adultes, en laboratoire comme en milieu naturel (Smith et Ridgway 2019, Smith *et al.* 2020). La concentration d'oxygène dissous devient limitante pour l'omble de fontaine sous les 5 mg·L<sup>-1</sup> (Raleigh 1982, Smith *et al.* 2020). L'omble de fontaine peut néanmoins fréquenter des zones à concentration d'oxygène dissous aussi faible que 1 mg·L<sup>-1</sup>. Il est probable que l'omble de fontaine puisse faire de courtes incursions dans des environnements faibles en oxygène dissous pour s'alimenter (Smith *et al.* 2020).

L'analyse de la répartition de l'omble de fontaine dans 28 plans d'eau du Québec (Pettigrew 2010, Pettigrew 2010) montre que l'omble de fontaine fréquente la portion du plan d'eau caractérisée par une température supérieure ou égale à 10 °C et une concentration d'oxygène dissous supérieure ou égale à 5 mg·L<sup>-1</sup>, des valeurs obtenues au-dessus de 10 m de profondeur dans ces lacs.

Plusieurs facteurs influencent l'habitat thermique chez l'omble de fontaine adulte. Il varie entre autres avec la superficie, particulièrement dans les lacs de moins de 100 ha (Smith *et al.* 2020). La composition particulière de chaque communauté pourrait aussi influencer la niche thermique de l'omble de fontaine. En effet, on a démontré que l'omble de fontaine exécutait des mouvements journaliers horizontaux comme tactique thermorégulatrice, possiblement influencée par le champ de proies ou de compétiteurs alimentaires (Bertolo *et al.* 2011, Goyer *et al.* 2014).

Les estimations de température et d'oxygène dissous optimales pour l'omble de fontaine dans la littérature sont très variables. En conséquence, les critères pour définir la qualité de l'habitat dans les lacs sont difficiles à établir. Les critères de Pettigrew (2010) ont servi à la définition de la strate d'échantillonnage des inventaires normalisés pour cette espèce (Tome I). Ne tenant pas compte d'une limite supérieure de température, ces critères ne sont pas utilisés pour le diagnostic de la qualité de l'habitat de l'omble de fontaine. L'habitat optimal pour l'omble de fontaine serait la portion d'un lac de 0

à 10 m de profondeur, où la température est de 10 à 20 °C et la concentration d'oxygène dissous est supérieure ou égale à 5 mg·L<sup>-1</sup>.

#### 2.2.4 Omble chevalier d'eau douce

On en connaît très peu sur les caractéristiques optimales de l'habitat de l'omble chevalier d'eau douce. C'est une espèce sténotherme d'eau froide dont la limite de tolérance se situe juste en dessous de 16 °C (Jobling *et al.* 1993). Dans son aire de distribution européenne, on observe un maximum de croissance de 15 à 17 °C (Larsson *et al.* 2005), bien que des études en laboratoire aient démontré des températures de croissance optimales variant de 10 °C à 14 °C (Larsson 2005) ou de 10 °C à 16 °C (Jobling 1983, Jobling *et al.* 1993). En été, lorsque les températures élevées réchauffent l'épilimnion, l'habitat de l'omble chevalier d'eau douce est restreint aux eaux froides en profondeur (Jones *et al.* 2008). Comme le touladi, l'omble chevalier d'eau douce serait vulnérable à l'appauvrissement en oxygène dissous de l'hypolimnion. Toutefois, aucun outil diagnostique de la qualité de l'habitat n'a été développé. L'omble chevalier préférerait les eaux ayant une concentration minimale d'oxygène dissous de 5 mg·L<sup>-1</sup> et ne fréquenterait pas les eaux affichant une concentration inférieure à 3 mg·L<sup>-1</sup> (Jones *et al.* 2008).

Tableau 1. Résumé des conditions optimales de température estivale et de concentration d'oxygène dissous par espèce.

Espèce	Température	Concentration d'oxygène dissous	Références
Touladi	8-20 °C	≥ 7 mg·L <sup>-1</sup>	Evans, 2007
Doré jaune	11-24 °C	≥ 3 mg·L <sup>-1</sup>	McMahon et coll., 1984 Nadeau et Gaudreau, 2006
Ombles de fontaine	8-16 °C	≥ 5 mg·L <sup>-1</sup>	Pettigrew, 2010 Smith et coll., 2020
Ombles chevaliers d'eau douce	10-14 °C	≥ 5 mg·L <sup>-1</sup>	Larsson, 2005

### 3 Le pH

La nature géologique des sols est le principal facteur influençant le pH de l'eau en milieu naturel. Plus la roche mère et le sol sont riches en carbonates, plus élevées seront l'alcalinité et la capacité de neutralisation de l'acidité (pouvoir tampon). Les lacs acides ( $\text{pH} \leq 5,5$ ) et les lacs de transition ( $\text{pH}$  de 5 à 6) ont un faible pouvoir tampon. Les plans d'eau sensibles à l'acidification reposent sur des roches ou des sols granitiques (p. ex., granite ou gneiss). Quelques enclaves moins sensibles doivent leur protection à des carbonates, lesquels sont générés par l'altération des roches calcaires. C'est le cas des régions situées au sud du Saint-Laurent et de quelques autres enclaves protégées comme les régions entourant les lacs Saint-Jean et Mistassini, le nord de la ville de Gatineau et les basses terres de l'Abitibi (Dupont 2004). On estime que 90 % des lacs du Québec sont sensibles à l'acidification.

Plusieurs facteurs peuvent entraîner l'acidification d'un lac, notamment la fonte des glaces ou de la neige, le transport atmosphérique de l'oxyde de soufre libéré par les centrales thermiques au charbon, diverses industries métallurgiques et autres usines de production primaire, le transport atmosphérique d'oxyde d'azote produit par le transport motorisé, les incendies de forêt ou la coupe forestière et la faible charge critique du lac (Dupont 2004). L'activité photosynthétique peut également avoir une influence sur l'élévation du pH par l'utilisation du  $\text{CO}_2$  dans la zone euphotique (Figure 3). À l'inverse, la respiration des organismes vivant dans la colonne d'eau et les sédiments peuvent abaisser le pH. Ainsi, un lac eutrophe ou avec une forte productivité aura un profil de pH plus basique en surface qu'en profondeur, alors qu'un lac oligotrophe aura un profil de pH plutôt constant dans la colonne d'eau (Wetzel 2001).

Les premiers dommages biologiques d'une eau acide surviennent à un pH de 5 à 6. Un lac est considéré comme acide lorsque son pH est plus petit ou égal à 5,5. Le pH d'un lac acidifié par des dépôts acides est rarement plus faible que 4,3 à 4,5.

Le nombre d'espèces de poissons et d'autres organismes aquatiques (plancton, insectes aquatiques, plantes, etc.) diminue avec l'augmentation de l'acidité. L'ensemble des organismes aquatiques ne subit à peu près pas d'effets néfastes tant que le lac maintient un pH supérieur à 6. De 5,5 à 6, les espèces les plus sensibles disparaissent. C'est le cas de certains cyprinidés. Les dommages s'accroissent de 5 à 5,5, où plus de 75 % des espèces de poissons disparaissent. Lorsque le pH descend sous 5, seules les espèces les plus résistantes comme la perchaude (*Perca flavescens*) ou la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*) peuvent survivre, bien que leur capacité de reproduction soit fortement compromise. En général, des valeurs de pH inférieures à 4,5 sont toxiques pour les poissons (Dupont 2004).

Un changement de pH important dans un plan d'eau peut engendrer des changements importants dans la communauté ichthyologique. En plus d'une perte de diversité, l'acidification est aussi responsable de divers effets directs et indirects sur les organismes biologiques tels que la baisse de la densité de poissons dans les lacs, l'accroissement du taux de mortalité des œufs et des alevins, l'augmentation du stress environnemental,

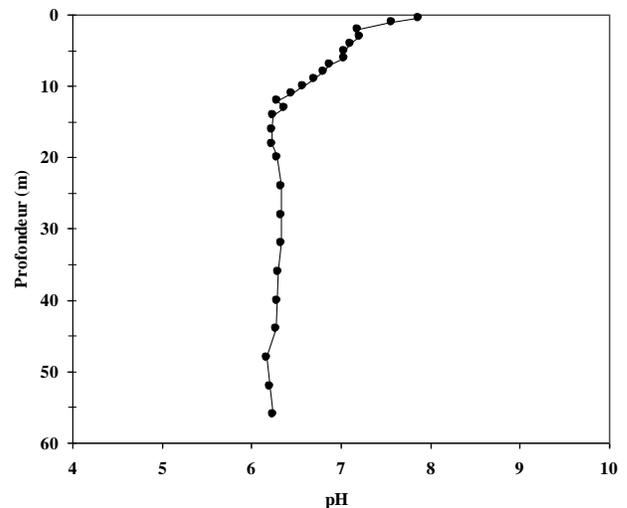


Figure 3. Profil de pH mesuré le 1<sup>er</sup> septembre 2010 dans le lac Jacques-Cartier, un lac à touladi de la réserve faunique des Laurentides.

l'apparition de problèmes respiratoires, la toxicité accrue de l'aluminium et des autres micropolluants, l'appauvrissement de la chaîne alimentaire, l'appauvrissement du réservoir génétique des espèces, etc. (Dupont 2004). L'acidification a aussi une influence sur la végétation aquatique. Lorsque le pH passe de 6 à 5, les plantes aquatiques sont remplacées par les mousses qui, avec le temps, peuvent tapisser le fond d'un lac. Cet envahissement, combiné à l'acidité, réduit la qualité de l'habitat en colmatant et en détruisant les frayères. Ce phénomène accélère également la disparition des organismes benthiques qui constituent la principale source de nourriture de plusieurs espèces de poissons (Dupont 2004). Le touladi, la perchaude, la barbotte brune, le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*) et l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) sont plus tolérants à une acidification, comparativement au doré jaune, au chabot tacheté (*Cottus bairdi*), à la lotte (*Lota lota*) et au cisco de lac (*Coregonus artedii*) (Tremblay et Richard 1993).

#### Encadré 4 - Le myriophylle à épis et le pH

Le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) est considéré comme une espèce exotique envahissante en Amérique du Nord (Auger 2006). Au début des années 2000, les inquiétudes suscitées par cette plante se sont accrues de façon marquée au Québec. En 2022, le myriophylle à épi a été répertorié dans plus de 200 plans d'eau dans la plupart des régions du Québec. Les régions les plus touchées sont l'Estrie, les Laurentides et l'Outaouais. Cette plante envahissante peut utiliser le bicarbonate comme source de carbone organique dissous. Ce processus contribue à élever le pH, plus particulièrement à la surface de la canopée formée par la plante (Auger 2006). Ainsi, au lac Bull (Washington, É.-U.), Frodge et coll. (1990) ont observé régulièrement des pH supérieurs à 10 au-dessus des forêts de macrophytes submergés. Sous la canopée de ces plantes, le pH était inférieur d'une à deux unités par rapport à la surface (Auger 2006). En plus de ces effets importants sur l'alcalinité des lacs, plusieurs autres conséquences de cette plante sur l'écosystème ont été rapportées, dont des changements d'intensité lumineuse, de circulation de l'eau, dans la sédimentation des particules, de température et d'oxygène, dans la concentration de nutriments, etc. (voir Auger [2006] pour plus de détails).

Peu d'études traitent de la situation des poissons en milieu basique. Cependant, des valeurs de pH au-dessus de 9 sont généralement inadéquates pour la plupart des poissons d'eau douce (McMahon *et al.* 1984). Certains troubles physiologiques peuvent apparaître chez les salmonidés à des valeurs de pH autour de 9,5 (Wilkie et Wood 1994).

### 3.1 Analyse

Le pH est habituellement mesuré en profil dans la colonne d'eau. En l'absence d'un appareil le permettant, le pH peut être mesuré dans un échantillon composite de 0 à 5 m de profondeur. La mesure du pH obtenue ne nécessite aucun traitement de données. Étant donné que le pH se mesure sur l'échelle logarithmique, une moyenne ne peut être calculée directement. Il est généralement recommandé de ne pas remplacer les valeurs de pH d'un profil par une moyenne, mais d'utiliser plutôt les valeurs maximales et minimales mesurées. Voici néanmoins la marche à suivre pour calculer la moyenne de plusieurs valeurs de pH :

- 1 – Reporter chaque valeur de pH sous forme de concentration de H<sup>+</sup> ( $[H^+] = 10^{-pH}$ );
- 2 – Calculer la moyenne de ces concentrations;
- 3 – Reporter la moyenne de ces concentrations sous forme de pH ( $pH = -\log[H^+]$ ).

Lors de la mesure du pH sur le terrain, il est très important de bien calibrer l'appareil (Tome I). Les lectures de pH sont très sensibles et peuvent produire des données aberrantes, notamment si la sonde

de l'appareil a touché le fond du lac. L'examen des mesures de pH doit toujours être fait rigoureusement et attentivement.

## 3.2 Interprétation

### 3.2.1 Touladi

La survie du touladi serait compromise à des valeurs de pH sous 5,1. Les jeunes stades de vie seraient moins tolérants à l'acidité. En effet, on observe un fort taux de mortalité chez les jeunes touladis de 5,4 à 5,6 (Gunn 1989), ce qui a une influence négative sur le succès reproducteur (Beggs et Gunn 1986).

### 3.2.2 Doré jaune

Le doré jaune s'adapte à un pH variant de 6 à 9. La reproduction est menacée lorsque le pH est inférieur à 5,4 (Hazel et Fortin 1986). Tremblay et Richard (Hazel et Fortin 1986, 1993) rapportent l'espèce dans une faible étendue de valeurs, soit de 5,5 à 6,5 seulement.

### 3.2.3 Omble de fontaine

L'omble de fontaine serait plutôt tolérant à des valeurs extrêmes de pH. Des études en laboratoire indiquent que l'omble de fontaine tolère des valeurs de pH de 3,5 à 9,8 (Raleigh 1982). Cependant, une exposition chronique à des pH inférieurs à 6,5 nuit à la croissance et à la reproduction. Une étude réalisée par Ingersoll (1990) a montré qu'à un pH de 5,2 la survie des œufs était grandement menacée, alors que la survie des larves déclinait de 4 à 4,4. Un pH au-dessus de 9 à 9,5 constitue un stress alcalin pouvant causer la mort (Power 1980). Les valeurs optimales de pH pour cette espèce seraient donc de 6,5 à 8 (Raleigh 1982).

### 3.2.4 Omble chevalier d'eau douce

En laboratoire, Jones et coll. (1985) ont démontré que l'omble chevalier présentait des changements comportementaux lorsque le pH diminuait et atteignait le seuil de 5 et que, à partir de 4,75, les individus démontraient des signes évidents de stress. Jagoe et coll. (1984) ont observé un taux de mortalité élevé chez des ombles chevaliers âgés d'un an à un pH de 4, alors que ce taux était nul à un pH de 4,5. Un pH supérieur à 5 était toutefois létal pour les œufs.

## 4 Transparence, turbidité et carbone organique dissous

La transparence de l'eau est directement liée à la turbidité, la mesure quantitative de la clarté relative de l'eau. Il s'agit d'une caractéristique optique de l'eau qui représente la quantité de lumière qui est dispersée par les matières en suspension lorsqu'elle traverse un échantillon. Plus la lumière est dispersée, plus l'eau est turbide. Les particules causant la turbidité peuvent être d'origine inorganique et organique : argile, sable, matière organique en suspension, composés organiques dissous et colorés, phyto- et zooplancton. Le disque de Secchi est un instrument simple d'utilisation qui donne une mesure qualitative de la transparence de l'eau. Généralement, la valeur de la profondeur Secchi correspond approximativement à la profondeur où l'on trouve 10 % de la lumière (Wetzel 2001). Le turbidimètre mesure la dispersion de la lumière, soit la différence entre la lumière émise et celle qui est mesurée après avoir traversé un échantillon d'eau.

La qualité et la quantité de lumière qui pénètre l'eau régulent la production primaire des réseaux trophiques. Elle influence aussi une panoplie de comportements chez les poissons, notamment la recherche de nourriture, la chasse et l'évitement des prédateurs (Sandström 1999, Steel et Neuhauser 2002, Wissel et Boeing 2003).

Les causes et les effets de l'atténuation lumineuse sur l'écosystème lentique sont multidirectionnels et sous l'influence de plusieurs autres facteurs dont l'importance relative est difficile à définir. Plusieurs raisons peuvent expliquer une augmentation de la turbidité (une diminution de la transparence) : accélération de la croissance algale induite par une augmentation potentielle de la charge en nutriments, apport de sédiments, décharge d'eaux usées, de ruissellement urbain ou encore apport allochtone de carbone organique dissous (COD). En conséquence, les effets d'une augmentation de turbidité sont multiples et variables. Parmi ceux-ci, notons la réduction de la production primaire et de la teneur en oxygène dissous causée par la diminution de la pénétration de la lumière, le réchauffement de l'eau attribuable à l'absorption de la lumière par une teneur élevée en COD et même le blocage de l'appareil branchial des poissons par les matières en suspension.

Le comportement des poissons est considérablement influencé par la transparence de l'eau. Pour un prédateur visuel, une turbidité accrue réduit la visibilité des objets qui sont situés à de grandes distances proportionnellement davantage que la détectabilité des objets visibles à de courtes distances (Utne-Palm 2002). En conséquence, la consommation de proies par des espèces planctonophages, comme la perchaude aux stades larvaire et juvénile (Leclerc 2010, Leclerc *et al.* 2011) ou comme les cyprins et les corégonidés, est beaucoup moins perturbée par une diminution de la transparence que ne l'est l'alimentation d'une espèce ichtyophage comme le touladi (De Robertis *et al.* 2003). Les poissons planctonophages bénéficieraient, d'une part, de l'augmentation des contrastes qui favorisent l'alimentation planctonique et, d'autre part, d'une diminution de la pression de prédation de la part des poissons ichtyophages qui voient leur perception des proies réduite par la faible transparence (Utne-Palm 2002).

Le COD est un agrégat composé de plusieurs molécules organiques dont les propriétés chimiques et pigmentaires sont définies par la matière organique dont elle provient (McKnight *et al.* 1994, Wetzel 2001). Le COD est le principal facteur déterminant la transparence de l'eau et l'épaisseur de l'épilimnion des lacs boréaux. Les lacs de la zone boréale sont particulièrement riches en COD en raison des espèces forestières résineuses et des composés riches en tanins que libère la litière (Schindler et Gunn 2004). L'eau à forte teneur en COD est plus sombre. Des inventaires de paramètres limnologiques dans des lacs de quatre secteurs selon un gradient latitudinal de 10° montrent une diminution de la transparence et une augmentation de la turbidité et de la teneur en COD avec la latitude (encadré 5). Ce phénomène

est aussi observé ailleurs en zone boréale (Pienitz et Smol 1993, Pienitz *et al.* 1997, Fallu et Pienitz 1999).

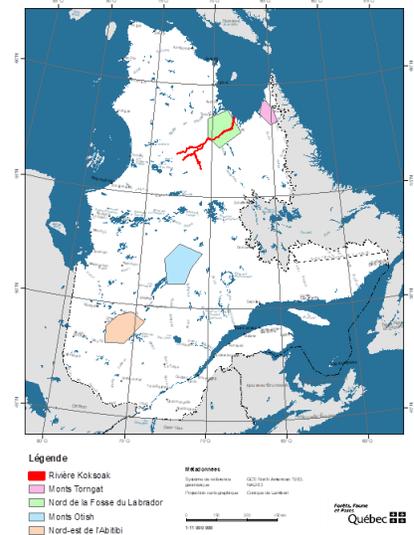
Le COD colore l'eau et atténue la lumière par l'absorption de l'énergie solaire, ce qui influence le contenu en chaleur des lacs. Les changements climatiques et les modifications des régimes hydrologiques causent une augmentation du COD (Solomon *et al.* 2015), engendrant une modification du profil de température (Ehrman-Stasko *et al.* 2012, Pilla *et al.* 2018), de la productivité primaire (Ask *et al.* 2009) et la disponibilité de l'habitat respectant les conditions environnementales favorables aux poissons (Knoll *et al.* 2018). Une augmentation de COD peut aussi être accompagnée par une diminution de l'abondance (Seekell *et al.* 2018) et de la croissance (Benoît *et al.* 2016) des poissons.

**Encadré 5 – Variation latitudinale de la turbidité, de la transparence et du COD**

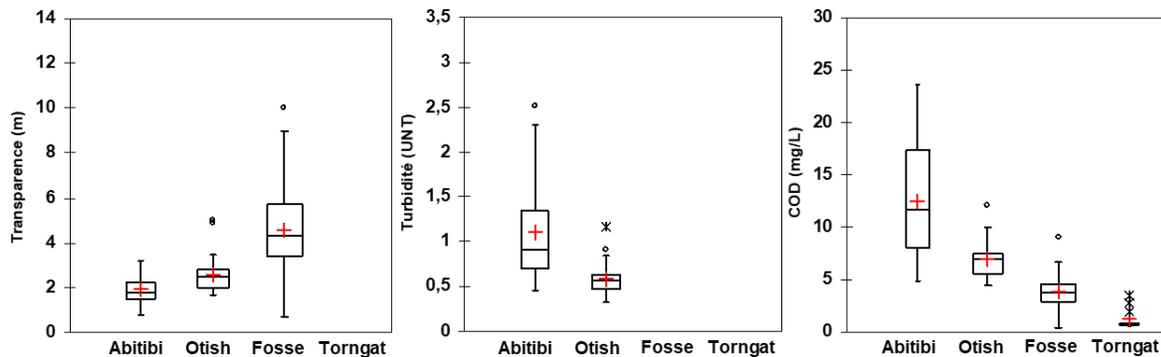
En 2013, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs a réalisé un projet visant l'élaboration d'un profil des habitats aquatiques nordiques dans des secteurs constituant des pôles de développement confirmés ou potentiels du Nord québécois.

Quatre grands secteurs ont été étudiés. Du sud au nord, les secteurs du nord-est de l'Abitibi (48,3° au 49,5° N.), des monts Otish (51,1° au 52,5° N.), du nord de la fosse du Labrador (57,4° au 58,8° N.) et des monts Torngat (58,8° au 59,1° N.). Dans chaque secteur, 14 à 43 lacs ont fait l'objet d'un inventaire de l'habitat incluant plus d'une dizaine de variables limnologiques.

La figure ci-dessous illustre le gradient latitudinal de la transparence mesurée au disque de Secchi, de la turbidité mesurée à l'aide d'un turbidimètre et de la concentration de COD dosée au Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec (MELCCFP, données non publiées).



Chaque boîte affiche le minimum, le 1<sup>er</sup> quartile (extrémité inférieure de la boîte), la médiane (ligne noire), la moyenne (+ rouge), le 3<sup>e</sup> quartile (extrémité supérieure de la boîte), ainsi que les deux limites (barres d'erreur) au-delà desquelles on peut considérer que les valeurs sont anormales (valeurs extrêmes). Les valeurs extrêmes sont définies comme les valeurs > 1,5 fois (\*) et > 3 fois (°) la valeur de l'extrémité des barres d'erreur.



## 4.1 Analyse

La mesure de la transparence obtenue avec le disque de Secchi est directement utilisable et ne nécessite aucun traitement de données. Rappelons que cette mesure est aussi dépendante de l'observateur et des conditions météorologiques au moment de la lecture. Par conséquent, il est important d'en tenir compte lors des comparaisons. La valeur du disque de Secchi, couplée à d'autres variables comme la concentration de phosphore, permet d'évaluer l'état trophique d'un lac.

La turbidité de l'eau, exprimée en unités néphéométriques de turbidité (UNT), est une variable plus objective de la transparence de l'eau. Néanmoins, le disque de Secchi est favorisé pour la mesure de la transparence dans la plupart des programmes d'inventaires pour sa facilité d'utilisation, c'est le cas par exemple des IIN du MELCCFP, des inventaires ichtyologiques du Broad-scale Monitoring Program<sup>3</sup> de l'Ontario et du réseau pancanadien Lake Pulse<sup>4</sup>.

## 4.2 Interprétation

### 4.2.1 Touladi

De minimes variations de turbidité induiraient des changements comportementaux chez le touladi. Vogel et Beauchamp (Beauchamp *et al.* 1999, 1999) ont démontré une diminution de la distance de réaction du touladi face à une proie de plus de 20 cm lorsque la turbidité n'augmente que de 3,18 UNT. Dans une autre étude, Mazur et Beauchamp (2003) ont démontré que ce changement de comportement pouvait survenir à une augmentation de turbidité aussi faible que 1,50 UNT.

Les lacs à touladi sont généralement clairs. Au Québec, la profondeur moyenne du Secchi des lacs à touladi est de 5,2 m ( $n = 151$ , Figure 4, Annexe 1), une transparence équivalant aux plans d'eau à touladi de l'Ontario estimée à 5,3 m en moyenne (Annexe 2). Comme démontré dans des lacs de l'Ontario, l'occurrence du touladi est favorisée par la clarté de l'eau (Lester *et al.* 2002, Figure 5). En Ontario comme au Québec, la transparence est statistiquement plus élevée dans les lacs à touladi ou les lacs à omble chevalier d'eau

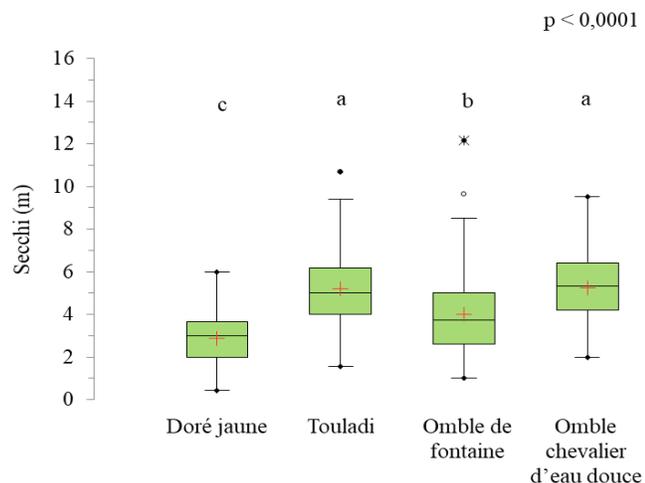


Figure 4. Distribution des valeurs de transparence mesurée au disque de Secchi dans 440 inventaires ichtyologiques normalisés visant le doré jaune, le touladi, l'omble de fontaine et l'omble chevalier d'eau douce réalisés au Québec par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs de 2000 à 2019. Chaque boîte affiche le minimum, le 1er quartile (extrémité inférieure de la boîte), la médiane (ligne noire), la moyenne (+ rouge), le 3e quartile (extrémité supérieure de la boîte), valeurs > 1,5 fois (°) et > 3 fois (\*) l'écart entre le 1<sup>er</sup> et le 3<sup>e</sup> quartile.

Un test non paramétrique de Kruskal-Wallis indique une différence significative dans valeur médiane de la transparence de l'eau en fonction de l'espèce d'intérêt sportif qu'on y trouve. Les lettres au-dessus des boîtes à moustaches correspondent aux résultats de tests post hoc non-paramétriques de Dunn. Les statistiques descriptives sont présentées à l'Annexe 1.

<sup>3</sup> <https://www.ontario.ca/page/broad-scale-monitoring-program>

<sup>4</sup> <https://lakepulse.ca/>

douce que dans les lacs à omble de fontaine, à doré jaune et à doré noir (Annexe 3). L'augmentation de la température de l'eau causée par des teneurs élevées en COD peut avoir un effet important sur l'espèce (Schindler et Gunn 2004), surtout si l'on considère qu'une proportion non négligeable des lacs à touladis du Québec (45 %) couvrent moins de 500 ha.

#### 4.2.2 Doré jaune et doré noir

On trouve le doré dans des environnements caractérisés par une faible luminosité (Ryder 1977). Le doré jaune et le doré noir ont une excellente vision scotopique<sup>5</sup> grâce à une structure oculaire de la rétine appelée *tapetum lucidum*. Le doré développe cet appareil visuel très spécialisé au cours de sa première année (Lester *et al.* 2002). En effet, à partir de 35 mm, les jeunes dorés commencent à observer un comportement de phototaxie négative (Hazel et Fortin 1986, Lester *et al.* 2002, Lester *et al.* 2004). Chez le doré noir, cette structure est distribuée sur toute la surface de la rétine, alors que, chez le doré jaune, elle ne se trouve qu'en position ventrale. L'occurrence du doré noir est par conséquent favorisée dans les environnements de plus faible luminosité (Figure 5, Figure 6). Dans leur étude de l'occurrence des espèces selon la transparence, Lester et coll. (2002) observent que l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) se trouve majoritairement dans des plans d'eau plus clairs que les plans d'eau à doré.

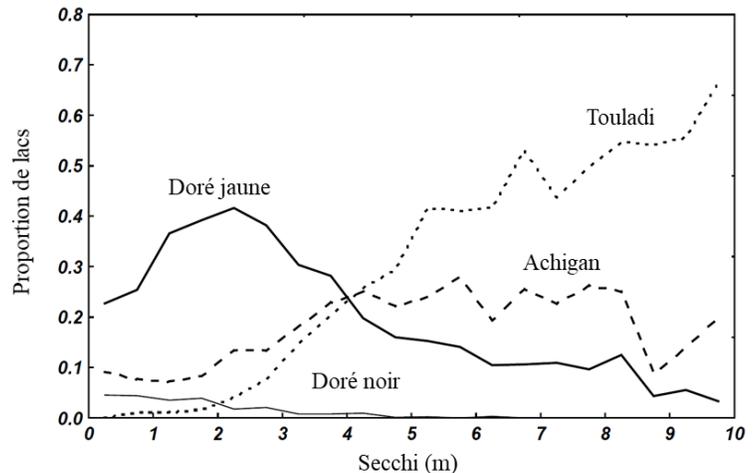


Figure 5. Occurrence du doré jaune, du doré noir, de l'achigan à petite bouche et du touladi dans des lacs de l'Ontario en fonction de la transparence de l'eau exprimée en profondeur du disque de Secchi. Tiré de Lester et coll. (2002). L'occurrence du doré jaune en Ontario atteint son maximum dans les lacs dont le Secchi disparaît à 2 m.

La production de doré jaune est supérieure dans les plans d'eau présentant une faible transparence et une forte concentration de COD (Hansen *et al.* 2019, Jarvis *et al.* 2020). La faible luminosité procure au doré un avantage compétitif pour l'alimentation. Dans les lacs clairs, les adultes et les subadultes s'alimentent principalement au crépuscule ou durant la nuit. Cependant, dans un environnement turbide, ils peuvent s'alimenter en plein jour. On a également mesuré une alimentation différente et une meilleure croissance chez les jeunes perchaudes de l'année à la suite d'une hausse ponctuelle de COD causée par les coupes forestières (Winkler *et al.* 2009, Leclerc *et al.* 2011, Leclerc *et al.* 2011). À l'opposé, une étude de plus de 59 lacs au Québec révèle une relation négative entre la teneur en COD des lacs et l'abondance et la croissance juvénile chez le doré jaune et le touladi (Benoît *et al.* 2016).

Une transparence de 2 à 3 m (Secchi) serait optimale pour le doré jaune (Figure 5, Lester *et al.* 2002). Au Québec, on trouve le doré jaune dans des lacs de faible transparence, comparativement aux salmonidés, affichant une profondeur moyenne du disque de Secchi de 2,9 m ( $n = 92$ , Figure 4, Annexe 1). Les inventaires ichtyologiques réalisés dans le fleuve Saint-Laurent montrent que l'abondance relative du doré noir est inversement liée à la transparence de l'eau (Figure 6), illustrant bien l'adaptation du doré noir à des conditions de faible luminosité. Tout comme dans le fleuve, le doré noir en Ontario fréquente des lacs nettement moins transparents que ceux qui n'en contiennent pas

<sup>5</sup> Scotopique : se dit d'une vision dans une faible luminosité ou une vision nocturne.

(Annexe 3). En effet, la transparence moyenne mesurée dans 266 lacs abritant uniquement du doré jaune atteint une profondeur Secchi de 3,0 m, tandis que la transparence mesurée dans 33 lacs qui abritent à la fois du doré jaune et du doré noir atteint 1,6 m (Annexe 2, Annexe 3).

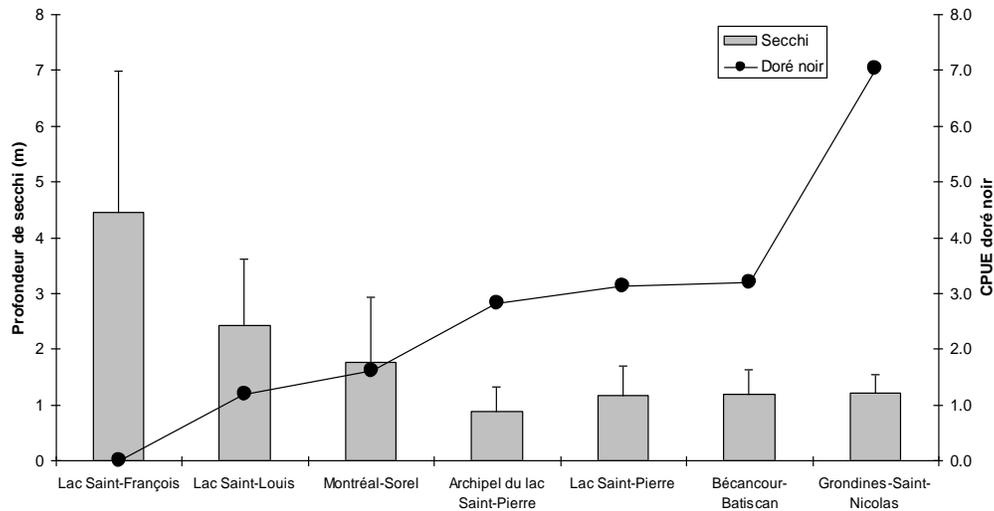


Figure 6. Abondance (captures par unité d'effort [CPUE]) du doré noir en fonction de la transparence de l'eau pour différents secteurs du fleuve Saint-Laurent. Tiré de Arvisais et coll. (2012b).

Lester et coll. (2004) ont développé un indice de qualité d'habitat pour le doré jaune à partir de la transparence, de la température et de la bathymétrie : l'aire d'habitat thermo-optique (TOHA). Il s'agit de l'aire d'un lac où se superposent les conditions de température et de transparence optimales pour le doré : une température de 11 à 25 °C et une intensité lumineuse reçue par unité de surface de 8 à 68 lux (Ryder 1977, Lester *et al.* 2004). L'estimation de l'indice AHTO nécessite des valeurs de température et de luminosité obtenues sur une base annuelle. (Hansen *et al.* 2019) décrivent une méthode de calcul de l'AHTO basée sur des données observées couplées à des paramètres thermiques et optiques obtenus par modélisation hydrodynamique et statistique.

À grande échelle, on a démontré que la production de doré et le taux de capture sportive sont dépendants de l'AHTO (Lester *et al.* 2004, Lester *et al.* 2004, Tunney *et al.* 2018). L'augmentation de la transparence et de la température de l'eau se traduit par une diminution du rendement en doré et un changement dans l'abondance relative des espèces en faveur d'espèces plus performantes en eaux transparentes et chaudes (Hansen *et al.* 2019). L'influence du climat sur la dynamique des populations de poissons comme le doré démontre l'importance de considérer les modifications de l'habitat pour une gestion prédictive plutôt que réactive dans un contexte de changements écosystémiques (Lester *et al.* 2002, Lester *et al.* 2004, Hansen *et al.* 2015, Hansen *et al.* 2019).

### 4.2.3 Omble de fontaine

La profondeur moyenne du disque de Secchi des lacs à omble de fontaine au Québec s'élève à 4,0 m ( $n = 163$ , Figure 4, Annexe 1), une transparence comparable aux lacs abritant de l'omble de fontaine en Ontario (3,5 m,  $n = 37$ ; Annexe 2).

Les salmonidés sont des prédateurs visuels; la transparence de l'eau peut donc jouer un rôle important dans le comportement lié à la quête alimentaire. La distance de réaction face à une proie potentielle de l'omble de fontaine diminue avec la turbidité, entraînant une augmentation des coûts énergétiques associés à la recherche de proies et une plus grande vulnérabilité aux prédateurs (Sweka 1999, Sweka et Hartman 2001). Les coûts énergétiques supplémentaires nécessaires à la prédation dans les environnements à faible luminosité provoqueraient une diminution de la croissance (Sweka et Hartman 2001). Des travaux dans les lacs boréaux ayant subi une coupe forestière récente dans leur bassin versant montrent une plus grande concentration de COD entraînant des modifications dans la couleur et la transparence de l'eau (Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* 2009) Dans de tels lacs, l'omble de fontaine adopterait une alimentation plus planctonique (Tremblay Rivard 2007) possiblement liée à l'augmentation des contrastes favorisant la détection et la capture des proies (Utne-Palm 2002, Tremblay Rivard 2007, Leclerc *et al.* 2011). Un changement de niveau trophique associé à un changement dans l'environnement optique pourrait engendrer un retard de croissance. En effet, les populations d'ombles de fontaine planctonivores ont un rendement inférieur aux populations benthivores (Magnan 1988).

### 4.2.4 Omble chevalier d'eau douce

La profondeur moyenne du disque de Secchi des lacs à omble chevalier d'eau douce au Québec est de 5,3 m ( $n = 34$ ; Figure 4, Annexe 1), ce qui est comparable aux lacs à touladis et typique des lacs oligotrophes.

## 5 Solides totaux dissous et conductivité

Les solides totaux dissous (STD) comprennent une grande diversité d'éléments : ions organiques et inorganiques, sels, métaux et autres et se mesurent en ppm. La conductivité (en microsiemens :  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) mesure la capacité de l'eau à faire passer un courant électrique. Comme cette capacité est directement liée à la teneur en ions en solution, la conductivité se révèle un bon indicateur de la teneur en STD. En effet, les STD sont proportionnels à la conductivité spécifique (corrigée à 25 °C) par un facteur 0,666 (Tome I). Bien que la conductivité d'un plan d'eau soit généralement stable d'une année à l'autre, des changements saisonniers (p. ex., crue, fortes précipitations) peuvent survenir en fonction des apports du bassin versant. Une source de pollution comme les activités minières peut aussi modifier la conductivité de l'eau. En l'absence d'activités anthropiques génératrices d'éléments liés à la conductivité, c'est la nature géologique du bassin versant et les variables climatiques (p. ex., type de climat, continental humide vs subarctique) qui expliquent la grande partie de la variation de la conductivité entre les plans d'eau, surtout dans les cours d'eau (Lento *et al.* 2019, Lento *et al.* 2020).

Déterminés par la quantité totale d'ions en solution, les STD et la conductivité sont parfois utilisés comme indicateurs du potentiel nutritif de l'eau et de la productivité biologique des niveaux trophiques inférieurs (Ryder *et al.* 1974, Moss 1980, Prepas 1983). Certains auteurs ont documenté une relation entre des traits d'histoire de vie des poissons (p. ex., abondance, densité, condition) et la conductivité du plan d'eau (Fortin *et al.* 1996, Knaepkens *et al.* 2002, Purchase *et al.* 2005, Chu *et al.* 2016), mais d'autres, non (Downing *et al.* 1990, Copp 2003).

### 5.1 Analyse

Dans les rivières et les petits cours d'eau du Québec, la conductivité observée par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs varie de 20 à 339  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> centile<sup>6</sup>). Dans les lacs, le MELCCFP rapporte une conductivité moyenne de 45  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , variant de 11 à 157  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  aux 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles dans 367 lacs ayant fait l'objet d'un IIN de 2000 à 2019 (Annexe 1).

La conductivité est liée aux STD par une formule mathématique simple, soit :

$$STD = 0,666 \times \text{conductivité spécifique}$$

où les STD sont exprimés en ppm et la conductivité en  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

Durant un IIN, on mesure la conductivité dans la strate de profondeur 0-5 m. On peut exprimer la valeur de conductivité du plan d'eau par la moyenne des valeurs mesurées de 0 à 5 m dans un profil ou encore la valeur obtenue pour un échantillon d'eau intégré 0-5 m.

---

<sup>6</sup> [http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/rivieres/GuidecorrDernier.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/GuidecorrDernier.pdf)

## 5.2 Interprétation

### 5.2.1 Touladi

La conductivité moyenne mesurée dans le cadre de 130 IIN de touladi de 2000 à 2019 au Québec s'élève à  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (12 et  $156 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  aux 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles, Figure 7, Annexe 1). L'estimation de la conductivité mesurée au printemps dans 94 lacs à touladi de l'Ontario rapporte une valeur moyenne de  $54 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (19 et  $171 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  aux 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles (Annexe 2, Annexe 3).

Trippel et Beamish (1993) ont montré que le cisco de lac, une des proies préférentielles du touladi, était plus abondant et affichait une meilleure croissance dans les lacs à conductivité élevée ( $78$  à  $172 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Conséquemment, le touladi, qui s'en nourrit, avait également une meilleure croissance.

Les points de référence biologiques utilisés pour déterminer l'état des populations de touladis au Québec dans le cadre du plan de gestion 2014-2020 sont en partie basés sur la teneur en STD (Arvisais *et al.* 2012, Arvisais *et al.* 2017). En effet, le taux de mortalité résultant de la pêche et le taux de mortalité naturelle au rendement maximal soutenu ( $F_{RMS}$ ), respectivement  $F_{RMS}$  et  $M_{RMS}$ , seraient étroitement liées aux STD et à la superficie du lac (Shuter *et al.* 1998, Lester et Dunlop 2003) selon les équations suivantes :

$$F_{RMS} = 0,054 + 0,028 \log_{10} sup - 0,063 \log_{10} STD + 0,038 \log_{10} sup \times \log_{10} STD$$

$$M_{RMS} = 0,22 \times \frac{STD^{0,1061}}{sup^{0,06658}}$$

La mortalité totale au rendement maximal soutenu ( $Z_{RMS}$ ) se traduit donc par l'addition de la  $F_{RMS}$  et de la  $M_{RMS}$  :

$$Z_{RMS} = F_{RMS} + M_{RMS}$$

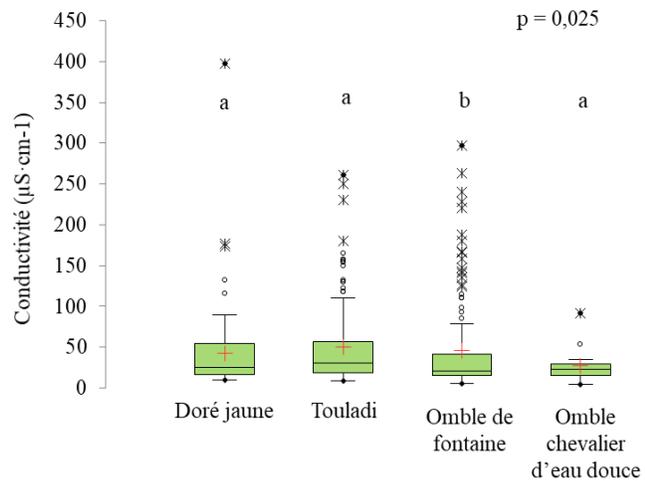


Figure 7. Distribution des valeurs de conductivité spécifique ( $\pm$  erreur-type) mesurée dans le cadre de 367 inventaires ichtyologiques normalisés visant le doré jaune, le touladi, l'omble de fontaine et l'omble chevalier d'eau douce réalisés au Québec par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs de 2000 à 2019. Chaque boîte affiche le minimum, le 1<sup>er</sup> quartile (extrémité inférieure de la boîte), la médiane (ligne noire), le 3<sup>e</sup> quartile (extrémité supérieure de la boîte), valeurs  $> 1,5$  fois ( $^{\circ}$ ) et  $> 3$  fois ( $^{*}$ ) l'écart entre le 1<sup>er</sup> et le 3<sup>e</sup> quartile. Un test non paramétrique de Kruskal-Wallis indique une différence significative dans valeur médiane de la transparence de l'eau selon l'espèce d'intérêt sportif qu'on y trouve. Les lettres au-dessus des boîtes à moustaches correspondent aux résultats de tests post hoc non-paramétriques de Dunn. Les statistiques descriptives sont présentées à l'Annexe 1.

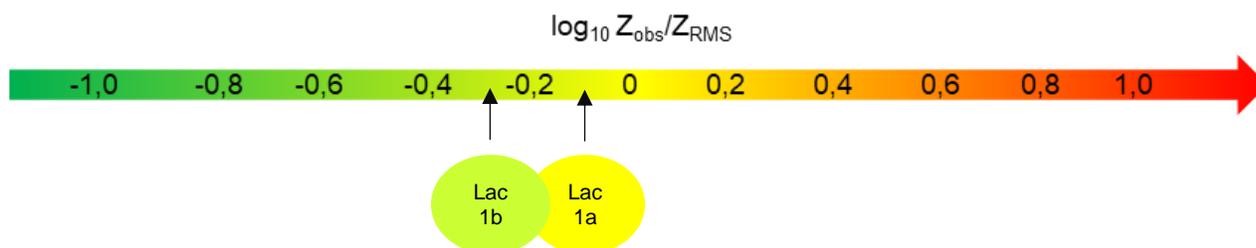
## Encadré 6 – Influence de la conductivité et de la superficie sur le taux de mortalité au rendement maximal soutenu

### 1. Comparaison de deux lacs de superficie égale, mais de conductivité contrastée

Pour illustrer l'influence de la conductivité sur le taux de mortalité au rendement maximal soutenu ( $Z_{RMS}$ ), comparons des lacs à touladi fictifs dont la conductivité se situe au 5<sup>e</sup> (lac A) et au 95<sup>e</sup> percentile (lac B) de l'étendue de conductivité observée à l'Annexe 1. Ces deux lacs sont de superficie égale et les IIN de touladi ont mesuré un taux de mortalité totale observée ( $Z_{obs}$ ) de 0,30 dans chaque population de touladis. Les équations 2, 3 et 4 ont été utilisées pour estimer le taux de mortalité totale attendue au rendement maximal soutenu ( $Z_{RMS}$ ) de ces deux populations.

Population de touladis	Caractéristiques	Superficie (ha)	Conductivité ( $\mu S \cdot cm^{-1}$ )	STD	$F_{RMS}$	$M_{RMS}$	$Z_{RMS}$	$Z_{obs}$	Position sur l'axe des X de l'outil diagnostique $\log_{10} Z_{obs}/Z_{RMS}$ (Arvisais et coll., 2012)
Lac 1a	Moyen lac peu conducteur (5 <sup>e</sup> percentile)	2000	12	8	0,20	0,17	0,37	0,30	-0,09
Lac 1b	Moyen lac très conducteur (95 <sup>e</sup> percentile)	2000	155	103	0,27	0,22	0,49	0,30	-0,21

Pour deux populations de touladis de lacs de superficie égale, la  $Z_{RMS}$  est supérieure quand la conductivité est élevée; ici, la  $Z_{RMS}$  passe de 0,37 à 0,49. En conséquence, et considérant que  $Z_{obs}$  est égale chez ces deux populations, le rapport entre la  $Z_{OBS}$  et la  $Z_{RMS}$  serait donc inférieur pour un lac de grande conductivité, ce qui indique que le taux de mortalité observée est encore plus faible par rapport au taux de mortalité au RMS, toutes autres conditions étant égales. On assiste à une translation vers la gauche sur l'axe des x de l'outil diagnostique (Arvisais et coll., 2017; annexe 4).



### 2. Comparaison de deux lacs de conductivité égale, mais de superficie contrastée

Population de touladis	Caractéristiques	Superficie (ha)	Conductivité ( $\mu S \cdot cm^{-1}$ )	STD	$F_{RMS}$	$M_{RMS}$	$Z_{RMS}$	$Z_{obs}$	Position sur l'axe des X de l'outil diagnostique $\log_{10} Z_{obs}/Z_{RMS}$ (Arvisais et coll., 2012)
Lac 2a	Grand lac conductivité moyenne	5000	48	32	0,27	0,18	0,45	0,30	-0,18
Lac 2b	Petit lac conductivité moyenne	500	48	32	0,19	0,21	0,40	0,30	-0,12

Pour deux populations de touladis présentant une même  $Z_{OBS}$  et évoluant dans des environnements d'égale conductivité, les équations théoriques de Lester et Dunlop (2003) prédisent une  $Z_{RMS}$  plus élevée si le lac est de plus grande superficie. Le rapport entre la  $Z_{OBS}$  et la  $Z_{RMS}$  serait donc inférieur pour un lac de grande superficie, indiquant un taux de mortalité plus faible par rapport au RMS, toutes autres conditions étant égales.

### 5.2.2 Doré jaune et doré noir

Parmi les lacs à doré inventoriés par le MELCCFP, la conductivité moyenne atteint  $43 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $n = 83$ , 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles : 13 et  $113 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; Figure 7, Annexe 1), valeur comparable aux lacs à doré jaune du Broad-scale Monitoring Program de l'Ontario ( $n = 266$ , moyenne :  $93 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles : 22 et  $269 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; Annexe 2, Annexe 3). Parmi les lacs du Broad-scale Monitoring Program, les lacs abritant le doré noir sont conductifs à  $66 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $n = 33$ , 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles : 27 et  $124 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; Annexe 2).

Il est possible de formuler la productivité d'une population de dorés en impliquant un indice de la capacité de support de l'habitat (AHTO, voir section 4.2.2), un indice de la quantité de nutriments disponibles, les solides totaux dissous (Ryder 1965) et une variable liée au climat, soit le nombre de degrés-jours de croissance<sup>7</sup>. Le RMS d'une population de dorés jaunes peut être estimé grâce à l'équation suivante de Lester et coll. (2002) :

$$RMS = 0,97 \times P_{AHTO} \times STD \times G$$

où  $P_{AHTO}$  renvoie à la capacité de support de l'habitat, soit le rapport de l'AHTO sur la superficie du lac. STD réfère à la teneur en solides totaux dissous et G correspond au nombre de degrés-jours de croissance.

Selon Hazel et Fortin (1986), les solides totaux dissous seraient autour de 47 à 83 ppm dans les lacs à doré jaune à haut rendement, ce qui équivaut à une conductivité spécifique de 70 à  $125 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

### 5.2.3 Omble de fontaine et omble chevalier d'eau douce

La conductivité spécifique moyenne atteint  $46 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $n = 132$ , 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles : 10 et  $173 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  et  $27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $n = 17$ , 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles : 9 et  $62 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) dans les lacs à omble de fontaine et les lacs à omble chevalier d'eau douce inventoriés par le MELCCFP (Figure 7, Annexe 1). Dans 37 lacs à omble de fontaine, le Broad-scale Monitoring Program de l'Ontario a mesuré une conductivité spécifique moyenne de  $35 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles : 15 et  $77 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; Annexe 2).

---

<sup>7</sup> Le nombre de degrés supérieurs à 5 °C cumulés chaque jour de l'année, basé sur la température moyenne journalière.

## 6 Eutrophisation

L'eutrophisation est un processus d'enrichissement d'un plan d'eau en éléments nutritifs. Phénomène naturel s'échelonnant sur des milliers d'années, il peut être accéléré en quelques dizaines d'années par les rejets anthropiques d'éléments nutritifs (Wetzel 2001). Malgré des décennies d'efforts pour limiter la pollution de l'eau, l'eutrophisation représente un défi constant qui préoccupe le gouvernement du Québec (MDDELCC 2018). Bien que les méthodes d'inventaire ichthyologique normalisées du Ministère n'intègrent pas l'évaluation systématique de la concentration d'éléments nutritifs (SFA 2011), celle-ci constitue un facteur supplémentaire à considérer pour interpréter la qualité de l'habitat et la dynamique d'une population de poissons.

Un lac évolue d'un état oligotrophe (du grec « peu nourri ») vers un état eutrophe (du grec « bien nourri ») (Ryding et Rast 1994). Les plans d'eau qui se trouvent à mi-chemin entre ces deux états sont dits « mésotrophes ». Les lacs de faible superficie — et de faible volume — sont plus vulnérables à l'eutrophisation que les lacs de grande taille (Dillon *et al.* 2004).

### 6.1 Analyse

#### 6.1.1 Détermination du statut trophique

L'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE) a établi un système de classification fixe pour la détermination de la classe trophique d'un plan d'eau (Vollenweider et Kerekes 1982). Cette classification s'appuie sur des critères biologiques, physiques et chimiques (Tableau 2). Le Canada et le Québec ont adopté ce système de classification (Environnement Canada 2004, MDDEP 2012), basé sur le calcul de trois indicateurs mesurés sur une base annuelle (Figure 8):

- La concentration de phosphore total moyenne ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ );
- La concentration de chlorophylle a moyenne et maximale ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ );
- La transparence de l'eau moyenne et maximale, mesurée au disque de Secchi (m).

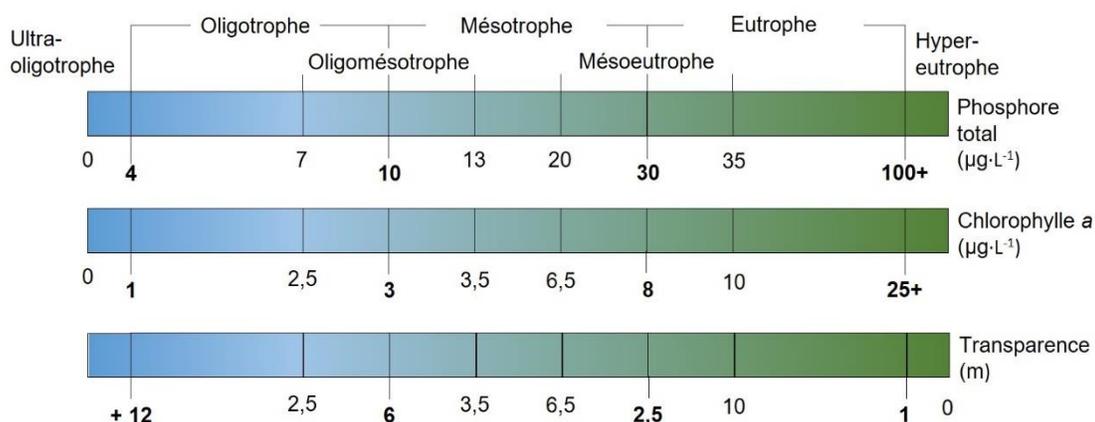


Figure 8. Classes des niveaux trophiques des lacs délimitées par les valeurs de phosphore total, de chlorophylle a et de transparence mesurée au disque de Secchi. Cette classification a été adoptée par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

[<https://environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>]

Tableau 2. Critères biologiques, chimiques et physiques qui caractérisent un plan d'eau oligotrophe ou eutrophe. Tiré de Ryding et Rast (1994).

Critères	Type de plan d'eau	
	Oligotrophe	Eutrophe
<i>Biologiques</i>		
Production primaire (phytoplancton, algues) et secondaire (zooplancton, zoobenthos, poissons)	Faible	Élevée
Fleurs d'eau ( <i>algal bloom</i> )	Rares	Fréquentes
Distribution des algues	De la surface à l'hypolimnion	Généralement limitée aux eaux de surface
Plantes aquatiques dans la zone littorale peu profonde	Clairsemées ou abondantes, généralement submergées et émergentes	Souvent abondantes, développement d'algues filamenteuses et diminution des macrophytes
<i>Chimiques</i>		
Quantité d'oxygène dissous dans l'hypolimnion	Élevée	Basse (peut être nulle en milieu d'été)
Conductivité	Faible	Élevée
<i>Physiques</i>		
Profondeur moyenne	Élevée	Faible
Volume de l'hypolimnion	Élevé	Variable
Température de l'hypolimnion	Faible	Moyenne

Le MELCC juge que l'état trophique des lacs au Québec est intermédiaire à bon. En effet, parmi les 464 lacs du Réseau de surveillance volontaire des lacs, 43 % affichent peu ou pas de signes d'eutrophisation<sup>8</sup> (Figure 9; MELCC, 2020). Dans un programme de recherche à l'échelle du Canada, le réseau Lake Pulse a mesuré la transparence, la chlorophylle *a* et le phosphore total dans plus de 90 lacs répartis dans trois écozones. À cette échelle, les lacs de la plaine atlantique et du bouclier laurentien affichent des valeurs comparables à la moyenne canadienne, tandis que les lacs de la plaine du Saint-Laurent ont des valeurs supérieures à la moyenne<sup>9</sup> (Figure 9).

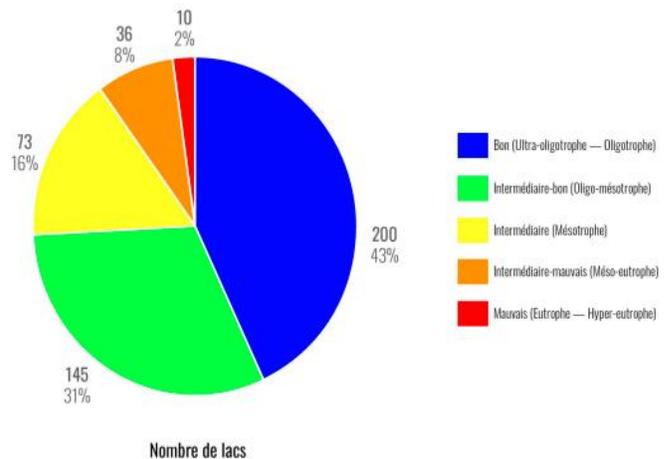


Figure 9. Répartition de l'état trophique des lacs du Réseau de surveillance volontaire des lacs du MELCCFP en 2018 et 2019.

Le MELCCFP n'utilise pas le statut trophique comme un critère d'évaluation de la qualité de l'eau et la classe trophique n'est pas considérée dans son cadre de gestion des apports en phosphore. Les valeurs utilisées pour distinguer les classes entre elles sont des subdivisions arbitraires dans un continuum de degrés d'eutrophisation.

<sup>8</sup> <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/index.htm>

<sup>9</sup> <https://lakepulse.ca/>

## 6.1.2 Phosphore total

Le phosphore total est composé du phosphore dissous (organique et inorganique) et du phosphore organique associé aux particules (Wetzel 2001). Le phosphate ( $\text{PO}_4$ ) est la principale forme de phosphore utilisée par les organismes vivants. La charge d'un plan d'eau en phosphore présente des variations saisonnières et est déterminée par une panoplie de facteurs. L'érosion des assises rocheuses et des sols constitue une source naturelle de phosphore. Les variations naturelles de la charge en phosphore des plans d'eau au Québec s'expliquent d'ailleurs en partie par l'existence de provinces géologiques naturelles. L'interprétation du phosphore comme critère de la qualité de l'eau doit tenir compte de la capacité de charge naturelle des plans d'eau (MEF 1994, MELCC 2019).

Les sources de phosphore d'origine anthropique contribuent considérablement à la charge en phosphore d'un plan d'eau. À titre d'exemple, notons les eaux de ruissellement des terres agricoles qui contiennent des fertilisants, les eaux de ruissellement liées à l'exploitation forestière et à l'expansion urbaine, les rejets industriels, les rejets des eaux usées municipales ou domestiques (Environnement Canada 2010).

Le phosphore est un élément nutritif limitant la production primaire. On l'utilise comme indicateur de la productivité générale des écosystèmes d'eau douce.

La détermination de la concentration de phosphore total à partir de trois échantillons indépendants (triplicats) permet de considérer la variabilité associée au phosphore particulaire qui a une distribution inégale dans l'eau. Selon le degré de précision souhaité, on prévoit un protocole d'échantillonnage qui est répliqué temporellement et spatialement (SFA, 2011). À la réception des résultats de phosphore du laboratoire, les trois répliqués échantillonnés sur le terrain sont comparés; si une des mesures est singulièrement différente des autres ( $\pm 40\%$  ou plus, ce qui correspond à la variabilité interannuelle maximale mesurée par Clarke et Hutchinson (1992), cet échantillon est éliminé du calcul de la moyenne pour ce lac.

La relation qui existe entre le phosphore et les poissons est indirecte et complexe. Le phosphore peut interagir avec les espèces de poissons de façons diamétralement opposées. D'un côté, les forces ascendantes dans les niveaux trophiques font qu'une augmentation de phosphore, par une augmentation proportionnelle de la biomasse phytoplanctonique, se répercute sur la biomasse zooplanctonique et sur la biomasse de poisson (Dillon et Rigler 1974, McQueen *et al.* 1989, Dillon *et al.* 2004). De l'autre côté, une forte biomasse algale causée par un apport de phosphore est associée à la réduction de l'oxygène dans l'hypolimnion, l'habitat préférentiel de plusieurs espèces de poissons comme le touladi et l'omble chevalier d'eau douce.

Le Québec a adopté des critères de qualité de l'eau de surface en phosphore pour la protection de la vie aquatique (climatiques 2019). Ces critères définissent les concentrations qui assurent la protection de la vie aquatique dans tous les plans d'eau contre tout effet direct (toxicité) ou indirect (diminution du taux d'oxygène dissous, par exemple) lié à des contaminants. Les critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique contre un effet chronique actuellement en vigueur au Québec pour le phosphore sont exprimés en phosphore total<sup>10</sup> :

- pour les lacs oligotrophes dont la concentration naturelle est ou était de moins de  $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle sans dépasser  $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ;

---

<sup>10</sup> [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/details.asp?code=S0393](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0393)

- pour limiter l'eutrophisation des lacs dont la concentration naturelle est ou était de 10 µg·L<sup>-1</sup> à 20 µg·L<sup>-1</sup>, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser 20 µg·L<sup>-1</sup>.

Ces deux derniers critères s'appliquent à la période sans glace et, pour les lacs abritant des habitats sensibles (p. ex., lacs à touladi), ils doivent considérer l'appauvrissement en oxygène hypolimnétique causé par une augmentation de la biomasse algale.

## 6.2 Interprétation

Les données de phosphore recueillies par le Broad-scale Monitoring Program de l'Ontario révèlent que les plans d'eau à doré jaune et à doré noir sont significativement plus riches en phosphore que les plans d'eau abritant le touladi et l'omble de fontaine (Annexe 3). Le Tableau 3 rassemble de l'information utile pour l'interprétation de la concentration en valeur de phosphore pour des lacs à doré jaune, à touladi, à omble de fontaine et à omble chevalier d'eau douce.

*Tableau 3. Classification trophique de lacs à doré jaune, à touladi et à omble de fontaine en Ontario selon les critères de concentration en phosphore total et de la transparence de l'eau mesurée au disque de Secchi. Les données proviennent d'Arranz et coll., 2022 (Annexe 2). Des repères d'interprétation sont donnés à titre indicatif pour chaque espèce.*

Espèce	Concentration de phosphore total (µg·L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	Classe trophique	Repères d'interprétation
Touladi	6,6	5,3	Oligotrophe	Au Québec, on estime que 50 % des lacs à touladi possèdent une problématique d'habitat liée à l'eutrophisation (concentration moyenne d'oxygène dissous hypolimnétique moyen échantillonné de moins de 6,7 mg·L <sup>-1</sup> , voir section 2.1.4), ce qui représente 31 % de la superficie des eaux à touladi (Arvais et coll., 2017).
Doré jaune	11,9	3,0	Mésotrophe	Les lacs oligotrophes avec une zone littorale restreinte ne sont pas très propices au doré. En fait, la densité et la croissance seraient meilleures pour les populations qui occupent des habitats mésotrophes (Schupp 1978), soit présentant une concentration de phosphore totale de 10 à 35 µg·L <sup>-1</sup> .
Touladi	6,6	5,3	Oligotrophe	Au Québec, on estime que 50 % des lacs à touladi possèdent une problématique d'habitat liée à l'eutrophisation (concentration moyenne d'oxygène dissous hypolimnétique moyen échantillonné de moins de 6,7 mg·L <sup>-1</sup> , voir section 2.1.4), ce qui représente 31 % de la superficie des eaux à touladi (Arvais et coll., 2017).
Ombles de fontaine	7,9	3,5	Oligotrophe	L'omble de fontaine préfère généralement des eaux claires et froides qui sont typiques des lacs oligotrophes (Raleigh 1982).
Ombles chevaliers d'eau douce	-	-	-	L'omble chevalier d'eau douce est une espèce ayant des exigences analogues ou supérieures à celles du touladi et vit dans des lacs oligotrophes dont la profondeur maximale est supérieure à 10 m (Everhart et Waters 1965, Dumont et Monette 1979, Houde <i>et al.</i> 2010).

## 7 Références

- ARVISAIS, M., H. FOURNIER, D. NADEAU, M. LEGAULT, I. THIBAUT et E. VALIQUETTE (2017). *Plan de gestion du touladi au Québec 2014-2020*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique. Québec. 63 p.
- ARVISAIS, M., M. LGAULT, H. FOURNIER et D. NADEAU (2012). *Établissement de points de référence biologiques pour diagnostiquer l'état de populations de touladis au Québec*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique. Québec. 17 p.
- ASK, J., J. KARLSSON, L. PERSSON, P. ASK, P. BYSTRÖM et M. JANSSON (2009). *Terrestrial organic matter and light penetration: Effects on bacterial and primary production in lakes*. *Limnology and Oceanography* 54 (6): 2034-2040. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.2034>.
- AUGER, I. (2006). *Évaluation du risque de l'introduction du myriophylle à épis sur l'offre de pêche et la biodiversité des eaux à touladi*. *Revue de littérature*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la Faune. Québec. 88 p.
- BEAUCHAMP, D. A., C. M. BALDWIN, J. L. VOGEL et C. P. GUBALA (1999). *Estimating diel, depth-specific foraging opportunities with a visual encounter rate model for pelagic piscivores*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 : 128-139.
- BEGGS, G. L. et J. M. GUNN (1986). *Response of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) and Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) to Surface Water Acidification in Ontario*. *Water Air and Soil Pollution* 30 (3-4): 711-717.
- BENFEY, T. J., L. E. MCCABE et P. PEPIN (1997). *Critical thermal maxima of diploid and triploid brook charr, *Salvelinus fontinalis**. *Environmental Biology of Fishes* 49 (2): 259-264.
- BENOÎT, P. O., B. E. BEISNER et C. T. SOLOMON (2016). *Growth rate and abundance of common fishes is negatively related to dissolved organic carbon concentration in lakes*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73 : 1230-1236.
- BERTOLO, A., M. PÉPINO, J. ADAMS et P. MAGNAN (2011). *Behavioural thermoregulatory tactics in lacustrine Brook Charr, *Salvelinus fontinalis**. *PLoS ONE* 6 (4): e18603. doi:10.1371/journal.pone.0018603
- CARIGNAN, R., P. D'ARCY et S. LAMONTAGNE (2000). *Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (Suppl. 2) : 105-117.
- CHU, C., N. LESTER, H. C. GIACOMINI, B. J. SHUTER et D. A. JACKSON (2016). *Catch-per-unit-effort and size spectra of lake fish assemblages reflect underlying patterns in ecological conditions and anthropogenic activities across regional and local scales*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73 : 535-546.
- CLARKE, B. et N. J. HUTCHINSON (1992). *Measuring the trophic status of lakes - Sampling protocols*. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch. Dorset, Ontario. 35 p.
- CLIMATIQUES, M. D. L. E. E. D. L. L. C. L. C. (2019). *Méthodes d'élaboration des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatifs aux substances toxiques*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement. Québec. 24 p. + 21 ann.
- COPP, G. H. (2003). *Is fish condition correlated with water conductivity?* *Journal of Fish Biology* 63 : 263-266. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00145.
- DE ROBERTIS, A., C. H. RYER, A. VELOZA et R. D. BRODEUR (2003). *Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60 (12): 1517-1526. doi: 10.1139/F03-123.
- DESCHÊNES, J., M. ARVISAIS, T. I. et H. FOURNIER (2017). *Création d'un indicateur de la qualité de l'habitat du touladi au Québec*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique. Québec. 25 p.

- DILLON, P. J., B. J. CLARK et H. E. EVANS. 2004. *The effects of phosphorous and nitrogen on lake trout (Salvelinus namaycush) production and habitat*. Dans *Boreal shield watersheds : lake trout ecosystems in a changing environment*. Édité par J. M. Gunn, R. J. Steedman and R. A. Ryder. Lewis/CRC, Boca Raton, FL. pp. 119-131.
- DILLON, P. J. et F. H. RIGLER (1974). *The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes*. *Limnology and Oceanography* 19 (5): 767-773.
- DOWNING, J. A., C. PLANTE et S. LALONDE (1990). *Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47 : 1929-1936.
- DUMONT, P. et M. MONETTE (1979). *Distribution, écologie et statut de l'omble chevalier d'eau douce (Salvelinus alpinus Linnaeus) dans l'Outouais québécois*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Hull. 35 p.
- DUPONT, J. (2004). *La problématique des lacs acides au Québec*. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 18 p.
- EHRMAN-STASKO, A., J. M. GUNN et T. A. JOHNSTON (2012). *Role of ambient light in structuring north-temperate fish communities: Potential effects of increasing dissolved organic carbon concentration with a changing climate*. *Environmental Reviews* 20 : 173-190. doi: 10.1139/a2012-010.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2004). *Canadian guidance framework for the management of phosphorus in freshwater systems*. National Guidelines and Standard Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environnement Canada. Ecosystem health: Science-based solutions Report No 1-8. Ottawa. 114 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. (2010). *Le phosphore dans les écosystèmes canadiens - Préoccupations et enjeux*. Consulté le 2022-12-22, de <https://ec.qa.ncr.ec.gc.ca/eaudouce-freshwater/default.asp?lang=Fr&n=0A77A85E-1&offset=1&toc=hide>.
- EVANS, D. O. (2005). *Effects of hypoxia on scope-for-activity of lake trout: defining a new dissolved oxygen criterion for protection of lake trout habitat*. Habitat and Fisheries Unit, Aquatic Research and Development Section. Technical Report 2005-01. 18 p.
- EVANS, D. O. (2007). *Effects of hypoxia on scope-for-activity and power capacity of lake trout (Salvelinus namaycush)*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64 : 345-361. doi: 10.1139/F07-007.
- EVANS, D. O., J. M. CASSELMAN et C. C. WILLOX (1991). *Effects of exploitation, loss of nursery habitat, and stocking on the dynamics and productivity of lake trout populations in Ontario lakes. Lake trout synthesis*. Ontario Ministry of Natural Resources, Lake Trout Synthesis Report. Toronto, ON. 208.
- EVERHART, W. H. et C. A. WATERS (1965). *Life history of the blueback trout (Arctic char, Salvelinus (Linnaeus)) in Maine*. *Transactions of the American Fisheries Society* 94 (4): 393-397.
- FALLU, M.-A. et R. PIENITZ (1999). *Diatomées lacustres de Jamésie-Hudsonie (Québec) et modèle de reconstitution des concentrations de carbone organique dissous*. *Écoscience* 6 : 603-620.
- FINDSTAD, A. G., T. FORSETH, B. JONSSON, E. VBELLIER, T. HESTHAGEN, A. J. JENSEN, D. O. HESSEN et A. FOLDVIK (2010). *Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes*. *Global Change Biology* 17 : 1703-1711.
- FORTIN, R., P. DUMONT et S. GUÉNETTE (1996). *Determinants of growth and body condition of lake sturgeon (Acipenser fulvescens)*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (5): 1150-1156.
- FRODGE, J. D., G. L. THOMAS et G. B. PAULEY (1990). *Effects of canopy formation by floating and submergent aquatic macrophytes on water quality of two shallow Pacific Northwest lakes*. *Aquatic Botany* 38 : 231-248.
- GOYER, K., A. BERTOLO, M. PÉPINO et P. MAGNAN (2014). *Effects of lake warming on behavioural thermoregulatory tactics in a cold-water stenothermic fish*. *PLoS ONE* 9 (3): e92514. doi:10.1371/journal.pone.0092514.
- GUNN, J. M. 1989. *Survival of lake charr (Salvelinus namaycush) embryos under pulse exposure to acidic runoff water*. Dans *Aquatic toxicology and water quality management*. Édité par J. A. Nriagu. Wiley & Sons, New York. pp. 23-45.

- HAMMAR, J. (2014). *Natural resilience in Arctic charr *Salvelinus alpinus*: life history, spatial and dietary alterations along gradients of interspecific interactions*. Journal of Fish Biology 85 : 81-118.
- HANSEN, G. J. A., J. W. GAETA, J. F. HANSEN et S. R. CARPENTER (2015). *Learning to manage and managing to learn: sustaining freshwater recreational fisheries in a changing environment*. Fisheries 40 (2): 56-64. doi: 10.1080/03632415.2014.996804.
- HANSEN, G. J. A., L. A. WINSLOW, J. S. READ, M. TREML, P. J. SCHMALZ et S. R. CARPENTER (2019). *Water clarity and temperature effects on walleye safe harvest: an empirical test of the safe operating space concept*. Ecosphere 10 (5) doi: 10.1002/ecs2.2737.
- HAZEL, P. P. et R. FORTIN (1986). *Le doré jaune (*Stizostedion vitreum* Mitchill) au Québec - biologie et gestion*. Université du Québec à Montréal, pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche. 417 p.
- HOUDE, P., M. LALANCETTE et H. FOURNIER (2010). *Statut des populations d'omble chevalier d'eau douce (*Salvelinus alpinus* oquassa Linné) dans la région de l'outaouais en 2009*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêt de l'Outaouais. Gatineau. 9 p.
- INGERSOLL, C. G., D. R. MOUNT, D. D. GULLEY, T. W. LAPOINT et H. L. BERGMAN (1990). *Effects of pH, aluminum, and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47 (8): 1580-1592.
- JAGOE, C. H., T. A. HAINES et F. W. KIRCHEIS (1984). *Effects of reduced pH on three life stages of Sunapee Charr (*Salvelinus alpinus*)*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 33 (4): 430-438.
- JANOSCIK, T. (2001). *Monitoring the abundance of lake trout (*Salvelinus namaycush*) with index netting*. M Sc, University of Toronto.
- JARVIS, L. A., B. C. MCMEANS, H. C. GIACOMINI et C. CHU (2020). *Species-specific preferences drive the differential effects of lake factors on fish production*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 77 : 1625-1637.
- JOBLING, M. (1983). *Influence of body weight and temperature on growth rates of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.)*. Journal of Fish Biology 22 (4): 471-475. doi: 10.1111/j.1095-8649.1983.tb04767.x.
- JOBLING, M., E. H. JØRGENSEN, A. M. ARNESEN et E. RINGØ (1993). *Feeding, growth and environmental requirements of Arctic charr: a review of aquaculture potential*. Aquaculture International 1 (1): 20-46. doi: 10.1007/bf00692662.
- JONES, I. D., I. J. WINFIELD et F. CARSE (2008). *Assessment of long-term changes in habitat availability for Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a temperate lake using oxygen profiles and hydroacoustic surveys*. Freshwater Biology 53 (2): 393-402. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01902.x.
- JONES, K. A., T. J. HARA et E. SCHERER (1985). *Behavioral-modifications in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH*. Physiological Zoology 58 (4): 400-412.
- KNAEPKENS, G., D. KNAPEN, L. BERVOETS, B. HANFLING, E. VERHEYEN et M. EENS (2002). *Genetic diversity and condition factor: a significant relationship in Flemish but not in German populations of the European bullhead (*Cottus gobio* L.)*. Heredity 89 : 280-287. doi: 10.1038/sj.hdy.6800133.
- KNOLL, L. B., C. E. WILLIAMSON, R. M. PILLA, T. H. LEACH, J. A. BRENTROP et T. J. FISHER (2018). *Browning-related oxygen depletion in an oligotrophic lake*. Inland Waters 8 (3): 255-263. doi: 10.1080/20442041.2018.1452355.
- LARSSON, S. (2005). *Thermal preference of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta* – implications for their niche segregation*. Environmental Biology of Fishes 73 (1): 89-96. doi: 10.1007/s10641-004-5353-4.
- LARSSON, S., T. FORSETH, I. BERGLUND, A. J. JENSEN, I. NÄÅSLUND, J. M. ELLIOTT et B. JONSSON (2005). *Thermal adaptation of Arctic charr: experimental studies of growth in eleven charr populations from Sweden, Norway and Britain*. Freshwater Biology 50 (2): 353-368.

- LECLERC, V. (2010). *Impact des coupes forestières sur l'écologie des jeunes stades de vie chez la perchaude (Perca flavescens): Perspectives pour la survie et le recrutement des populations*. Ph.D. Thèse de doctorat, Université du Québec à Chicoutimi.
- LECLERC, V., P. SIROIS et P. BÉRUBÉ (2011). *Impact of forest harvesting on larval and juvenile growth of yellow perch (Perca flavescens) in boreal lakes*. Boreal Environment Research 16 : 417-429.
- LECLERC, V., P. SIROIS, D. PLANAS et P. BÉRUBÉ (2011). *Diet and feeding success of fast-growing yellow perch larvae and juveniles in perturbed boreal lakes*. Transactions of the American Fisheries Society 145 (5): 1193-1205.
- LENTO, J., M. A. GRAY, A. J. FERGUSON et R. A. CURRY (2019). *Establishing baseline biological conditions and monitoring metrics for stream benthic macroinvertebrates and fish in an area of potential shale gas development*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76 : 1480-1494. doi.org/10.1139/cjfas-2017-0574.
- LENTO, J., M. A. GRAY, A. J. FERGUSON et R. A. CURRY (2020). *Complementary responses of stream fish and benthic macroinvertebrate assemblages to environmental drivers in a shale-gas development area*. FACETS 5 : 200-227. doi:10.1139/facets-2019-0024.
- LESTER, N. P., A. J. DEXTRASE, R. S. KUSHNERIUK, M. R. RAWSON et P. A. RYAN (2004). *Light and temperature: Key factors affecting walleye abundance and production*. Transactions of the American Fisheries Society 133 : 588-605. doi: 10.1577/T02-111.1.
- LESTER, N. P. et W. I. DUNLOP. 2003. *Monitoring the state of the lake trout resource: a landscape approach*. Dans *Boreal shield watershed: lake trout ecosystems in a changing environment*. Édité par J. M. Gunn, R. J. Steedman and R. A. Ryder. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 293-321.
- LESTER, N. P., P. A. RYAN, R. S. KUSHNERIUK, A. J. DEXTRASE et M. R. RAWSON (2002). *The effect of water clarity on walleye (Stizostedion vitreum) habitat and yield*. Percid Community Synthesis. 43 p. + Annexes.
- LESTER, N. P., B. J. SHUTER et P. A. ABRAMS (2004). *Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction*. Proceeding of the Royal Society of London B 271 : 1625–1631. doi: 10.1098/rspb.2004.2778.
- LYNCH, A. J., B. J. E. MYERS, C. CHU, L. A. EBY, J. A. FALKE, R. P. KOVACH, T. J. KRABBENHOFT, T. J. KWAK, J. LYONS, C. G. PAUKERT et J. E. WHITNEY (2016). *Climate change effects on north american inland fish populations and assemblages*. Fisheries 41 (7): 346-361.
- MAGNAN, P. (1988). *Interactions between Brook charr, Salvelinus fontinalis, and nonsalmonid species: Ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45 : 999-1009.
- MAZUR, M. M. et D. A. BEAUCHAMP (2003). *A comparison of visual prey detection among species of piscivorous salmonids: effects of light and low turbidities*. Environmental Biology of Fishes 67 (4): 397-405.
- MCKNIGHT, D. M., E. D. ANDREWS, S. A. SPAULDING et G. R. AIKEN (1994). *Aquatic fulvic acids in algal-rich antarctic ponds*. Limnology and Oceanography 39 (8): 1972-1979.
- MCCMAHON, T. E., J. W. TERREL et P. C. NELSON (1984). *Habitat suitability information: Walleye*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 51 p.
- MCQUEEN, D. J., M. R. S. JOHANNES, J. R. POST, T. J. STEWART et D. R. S. LEAN (1989). *Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure*. Ecological Monographs 59 (3): 289-309.
- MDDELCC (2018). *Stratégie québécoise de l'eau*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Québec. 80 p.
- MDDEP (2012). *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'Environnement. Québec. 97 p.
- MEF (1994). *Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique au ministère de l'Environnement et de la Faune*. Ministère de l'environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Directions régionales. 37 p.

- MELCC (2019). Méthodes d'élaboration des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatifs aux substances toxiques. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement. Québec. 24 p.
- MOSS, B. (1980). *Ecology of Freshwaters*. Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- NADEAU, D. (2008). *État des populations de touladis (Salvelinus namaycush) en Abitibi-Témiscamingue (1993-2004)*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda. 33 p.
- NADEAU, D. et A. GAUDREAU (2006). *Bilan de sept années « 1997-2003 » de suivi des populations de doré en Abitibi-Témiscamingue*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune. Rouyn-Noranda, Québec. 68 p.
- PETTIGREW, P. (2010). *Mise à jour des normes de pêche expérimentale à l'omble de fontaine*. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 6 p.
- PETTIGREW, P. (2010). *Mise à jour des normes de pêche expérimentale à l'omble de fontaine*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale du Bas-Saint-Laurent. 28.
- PIENITZ, R. et J. P. SMOL (1993). *Diatom assemblages and their relationship to environmental variables in lakes from the boreal forest-tundra ecotone near Yellowknife, Northwest Territories, Canada*. *Hydrobiologia* 269/270 : 391-404.
- PIENITZ, R., J. P. SMOL et D. R. S. LEAN (1997). *Physical and chemical limnology of 59 lakes located between the southern Yukon and the Tuktoyaktuk Peninsula, Northwest Territories (Canada)*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54 : 330-346.
- PILLA, R. M., C. E. WILLIAMSON, J. ZHANG, R. L. SMYTH, J. D. LENTERS, J. A. BRENTRUP, L. B. KNOLL et T. J. FISHER (2018). *Browning-related decreases in water transparency lead to long-term increases in surface water temperature and thermal stratification in two small lakes*. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123 (5): 1651-1665. doi: 10.1029/2017JG004321.
- POESCH, M. S., L. CHEVARIE, C. CHU, S. N. PANDIT et W. TONN (2016). *Climate change impacts on freshwater fishes: a canadian perspective*. *Fisheries* 41 (7): 385-391.
- POWER, G. 1980. *The brook charr, Salvelinus fontinalis*. Dans *Charrs, Salmonid fishes of the genus Salvelinus*. Édité par E. K. Balon. Dr. W. Junk Publishers, The Hague. pp. 141-203.
- PREPAS, E. E. (1983). *Total dissolved solids as a predictor of lake biomass and productivity*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 (1): 92-95. doi: 10.1139/f83-015.
- PURCHASE, C. F., N. C. COLLINS, G. E. MORGAN et B. J. SHUTER (2005). *Predicting life history traits of yellow perch from environmental characteristics of lakes*. *Transactions of the American Fisheries Society* 134 (5): 1369-1381. doi: 10.1577/t04-182.1.
- RALEIGH, R. F. (1982). *Habitat suitability index models: Brook trout* U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 53 p.
- REIST, J. D., F. WRONA, T. D. PROWSE, M. POWER, J. B. DEMPSON, J. R. KING et R. J. BEAMISH (2006). *An overview of effects of climate change on selected arctic freshwater and anadromous fishes*. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 35 (7): 381-387.
- RYDER, R. A. (1965). *A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes*. *Transactions of the American Fisheries Society* 94 : 214-218.
- RYDER, R. A. (1977). *Effects of ambient light variations on behavior of yearling, subadult, and adult walleyes (Stizostedion vitreum vitreum)*. *Fisheries Research Board of Canada* 34 : 1481-1491.
- RYDER, R. A., S. R. KERR, K. H. LOFTUS et H. A. REGIER (1974). *The morphoedaphic index, a fish yield estimator - Review and evaluation*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31 : 663-688.

- RYDING, S.-O. et W. RAST. 1994. *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. Masson. Paris. 294 p.
- SANDSTRÖM, A. (1999). *Visual ecology of fish - A review with special reference to percids*. Fiskeriverket Rapport 2 : 45-80.
- SANDSTROM, S., M. , M. RAWSON et N. LESTER (2013). *Manual of instructions for broad-scale fish community monitoring; using North American (NA1) and Ontario small mesh (ON2) gillnets*. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 35 p. + appendices.
- SCHERER, E. (1971). *Effects of oxygen depletion of carbon dioxide buildup on the photic behaviour of the walleye (Stizotiedion vitreum vitreum)*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28 : 1303-1307.
- SCHINDLER, D. W. et J. M. GUNN. 2004. *Dissolved organic carbon as a controlling variable in lake trout and other Boreal Shield lakes*. Dans *Boreal shield watersheds : lake trout ecosystems in a changing environment*. Édité par J. M. Gunn, R. J. Steedman and R. A. Ryder. Lewis Publishers, New York. pp. 133-145.
- SCHUPP, D. H. (1978). *Walleye abundance, growth, movement and yield in disparate environments within a Minnesota lake*. American Fisheries Society Special Publication 11 : 58-65.
- SEEKELL, D. A., P. BYSTRÖM et J. KARLSSON (2018). *Lake morphometry moderates the relationship between water color and fish biomass in small boreal lakes*. Limnology and Oceanography 63 (5): 2171-2178. doi: 10.1002/lno.10931.
- SELLERS, T. J., B. R. PARKER, D. W. SCHINDLER et W. M. TONN (1998). *Pelagic distribution of lake trout (Salvelinus namaycush) in small Canadian Shield lakes with respect to temperature, dissolved oxygen, and light*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (1): 170-179.
- SELLERS, T. J., B. R. PARKER, D. W. SCHINDLER et W. M. TONN (1998). *Pelagic distribution of lake trout (Salvelinus namaycush) in small Canadian shield lakes with respect to temperature, dissolved oxygen, and ligh*t. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 : 170-179.
- SFA (2011). *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures, Tome I, Acquisition de données*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service de la faune aquatique. Québec. 137 p.
- SHUTER, B. J., M. L. JONES, R. M. KORVER et N. P. LESTER (1998). *A general, life history based model for regional management of fish stocks: the inland lake trout (Salvelinus namaycush) fisheries of Ontario*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (9): 2161-2177.
- SMITH, D. A., D. A. JACKSON et M. R. RIDGWAY (2020). *Thermal habitat of Brook Trout in lakes of different size*. Freshwater Science 39 (1): 56-69.
- SMITH, D. A. et M. S. RIDGWAY (2019). *Temperature selection in Brook Charr: lab experiments, field studies, and matching the Fry curve*. Hydrobiologia 840 : 143-156. doi: 10.1007/s10750-018-3869-4.
- SOLOMON, C. T., S. E. JONES, B. C. WEIDEL, I. BUFFAM, M. L. FORK, J. KARLSSON, S. LARSEN, J. T. LENNON, J. S. READ, S. SADRO et J. E. SAROS (2015). *Ecosystem consequences of changing inputs of terrestrial dissolved organic matter to lakes: Current knowledge and future challenges*. Ecosystems 18 (3): 376-389. doi: 10.1007/s10021-015-9848-y.
- STEEL, E. A. et S. NEUHAUSSER (2002). *Comparison of methods for measuring visual water clarity*. Journal of the North American Benthological Society 21 (2): 326-335.
- SWEKA, J. A. (1999). *Effects of turbidity on the foraging abilities of brook trout (Selvlinus fontinalis) and smallmouth bass (Micropterus dolomieu)*. Master, West Virginia University.
- SWEKA, J. A. et K. J. HARTMAN (2001). *Effects of turbidity on prey consumption and growth in brook trout and implications for bioenergetics modeling*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58 (2): 386-393.
- TREMBLAY RIVARD, I. (2007). *Impacts des coupes forestières sur l'alimentation de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) et la structure trophique de lacs en forêt boréale*. M.Sc. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi.
- TREMBLAY, S. et Y. RICHARD (1993). *Effects of Acidity on Fish Communities in Southwestern Quebec (Canada)*. Water Air and Soil Pollution 66 (3-4): 315-331.

- TRIPPEL, E. A. et F. W. H. BEAMISH (1993). *Multiple Trophic Level Structuring in Salvelinus Coregonus Assemblages in Boreal Forest Lakes*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50 (7): 1442-1455.
- TUNNEY, T. D., K. S. MCCANN, L. JARVIS, N. P. LESTER et B. J. SHUTER (2018). *Blinded by the light? Nearshore energy pathway coupling and relative predator biomass increase with reduced water transparency across lakes*. Oecologia doi: 10.1007/s00442-017-4049-3.
- UTNE-PALM, A. C. (2002). *Visual feeding of fish in a turbid environment: Physical and behavioural aspects*. Marine & Freshwater Behaviour & Physiology 35 (1/2): 111-128.
- VOGEL, J. L. et D. A. BEAUCHAMP (1999). *Effects of light, prey size, and turbidity on reaction distances of lake trout (Salvelinus namaycush) to salmonid prey*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56 (7): 1293-1297.
- VOLLENWEIDER, R. A. et J. KEREKES (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring assesment and conotrol*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD). Paris. 156 p.
- WETZEL, R. G. (2001). *Limnology - Lake and River Ecosystems, Third Edition*, Academic Press.
- WHITNEY, J. E., R. AL-CHOKHACHY, D. B. BUNNELL, C. A. CALDWELL, S. J. COOKE, E. J. ELIASON, M. ROGERS, A. J. LYNCH et C. P. PAUKERT (2016). *Physiological basis of climate change impacts on north american inland fishes*. Fisheries 41 (7): 332-345.
- WILKIE, M. P. et C. M. WOOD (1994). *The Effects of Extremely Alkaline Water (Ph 9-Center-Dot-5) on Rainbow-Trout Gill Function and Morphology*. Journal of Fish Biology 45 (1): 87-98.
- WINKLER, G., V. LECLERC, P. SIROIS, P. ARCHAMBAULT et P. BÉRUBÉ (2009). *Short-term impact of forest harvesting on water quality and zooplankton communities in oligotrophic headwater lakes of the eastern Canadian Boreal Shield*. Boreal Environment Research 14 : 323-337.
- WISSEL, B. et W. J. BOEING (2003). *Effects of water color on predation regimes and zooplankton assemblages in freshwater lakes*. Limnology and Oceanography 48 (5): 1965-1976.

## 8 Annexes

*Annexe 1. Statistiques descriptives de transparence estimée au disque de Secchi et de conductivité spécifique mesurées dans le cadre de 440 inventaires ichtyologiques normalisés de populations de dorés jaunes, de touladis, d'ombles de fontaine et d'ombles chevaliers d'eau douce réalisés par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs de 2000 à 2019.*

Variable limnologique	Statistiques descriptives	Doré jaune	Touladi	Ombles de fontaine	Ombles chevaliers d'eau douce	Tous
Transparence (m)	N	92	151	163	34	440
	Moyenne	2,9	5,2	4,0	5,3	4,3
	Erreur type	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1
	Médiane	3,0	5,0	3,8	5,3	4,0
	5 <sup>e</sup> percentile	1,0	2,6	1,7	2,5	1,6
	95 <sup>e</sup> percentile	5,0	8,0	7,1	8,0	7,4
	Min	0,5	1,6	1,0	2,0	0,5
	Max	6,0	10,7	12,2	9,5	12,2
Conductivité ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	N	84	133	133	17	367
	Moyenne	42	49	46	27	45
	Erreur type	6	4	5	5	3
	Médiane	25	28	21	23	24
	5 <sup>e</sup> percentile	13	11	10	9	11
	95 <sup>e</sup> percentile	112	156	173	62	157
	Min	0,03	0,01	0,11	4	0,01
	Max	398	261	298	92	398

Annexe 2. Statistiques descriptives de variables limnologiques mesurées dans le cadre de 608 inventaires ichtyologiques du Broad-scale Monitoring Program en Ontario.

Les données sont issues d'Arranz et coll. (2022). Elles ont été extraites sur la plateforme de données ouvertes Zenodo<sup>11</sup>. Les 608 inventaires du Broad-scale Monitoring Program ont été réalisés de 2008 à 2012 par le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNF) et le protocole de mesure de variables limnologiques du DDMRNF (Sandstrom *et al.* 2013) sont comparables à celles du MELCCFP (SFA, 2011), sauf que les variables sont mesurées au printemps et la transparence qui est mesurée en été. Les données ont été regroupées selon la ou les espèces d'intérêt sportif qui y ont été capturées.

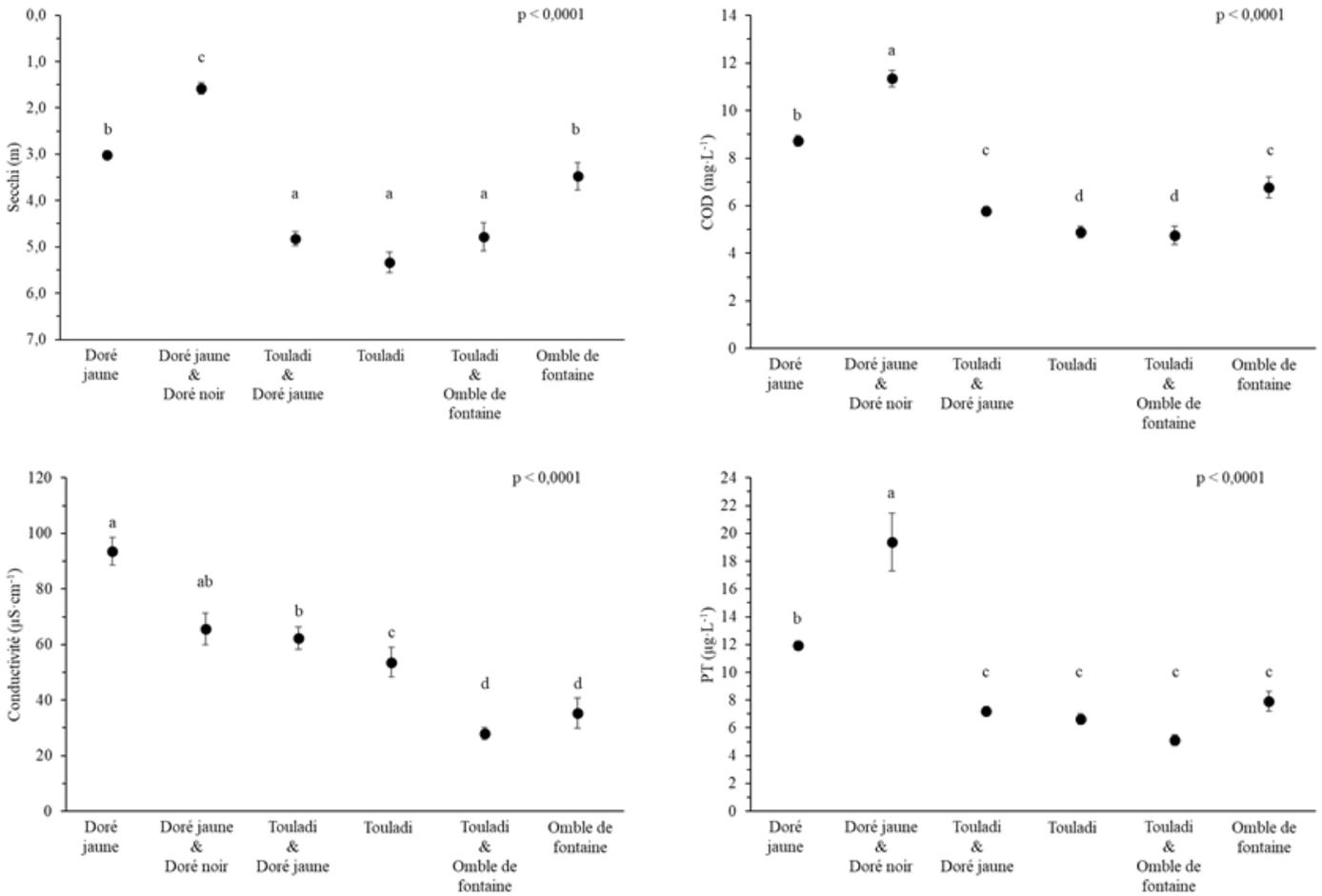
Variable limnologique	Statistiques descriptives	Espèces d'intérêt sportif					
		Doré jaune	Doré jaune et doré noir	Doré jaune et touladi	Touladi	Touladi et omble de fontaine	Ombre de fontaine
Transparence Disque de Secchi (m)	N	266	33	149	94	29	37
	Moyenne	3,0	1,6	4,8	5,3	4,8	3,5
	Erreur type	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3
	Médiane	2,8	1,4	4,4	4,9	5,0	3,0
	5 <sup>e</sup> percentile	1,2	0,4	2,3	2,6	2,4	1,7
	95 <sup>e</sup> percentile	5,5	2,9	8,5	9,2	7,3	8,1
	Min	0,6	0,1	1,6	1,5	2,2	1,6
	Max	9,0	3,0	10,5	13,4	8,0	8,9
Conductivité ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	N	266	33	149	94	29	37
	Moyenne	93	66	62	54	28	35
	Erreur type	5	6	4	5	2	6
	Médiane	62	62	48	32	26	25
	5 <sup>e</sup> percentile	22	27	19	19	19	15
	95 <sup>e</sup> percentile	269	124	155	171	57	77
	Min	14	24	17	17	16	14
	Max	549	168	308	295	63	208
Carbone organique dissous ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	N	266	33	149	94	29	37
	Moyenne	8,7	11,3	5,8	4,9	4,8	6,8
	Erreur type	0,2	0,4	0,2	0,3	0,4	0,4
	Médiane	8,3	11,5	5,5	4,2	4,1	6,7
	5 <sup>e</sup> percentile	4,3	8,1	2,4	2,3	2,6	3,1
	95 <sup>e</sup> percentile	15,6	14,4	10,1	9,7	8,4	11,1
	Min	2,9	5,8	1,7	0,8	2,2	2,4
	Max	19,2	15,7	12,2	14,2	11,0	13,8
Phosphore total ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	N	266	33	149	94	29	37
	Moyenne	11,9	19,4	7,2	6,6	5,1	7,9
	Erreur type	0,3	2,1	0,3	0,4	0,4	0,7
	Médiane	11,1	14,2	6,4	5,6	5,1	6,3
	5 <sup>e</sup> percentile	5,6	7,3	3,5	3,1	2,4	4,0
	95 <sup>e</sup> percentile	21,6	44,5	13,9	12,3	8,2	14,8
	Min	3,5	4,8	2,4	1,7	2,1	3,7
	Max	52,5	45,9	43,1	21,4	9,4	25,1

<sup>11</sup> Ignasi ARRANZ (2021), ignasiarranz/Arranz.et.al.Ecology (fish). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5775491>.

Annexe 3. Comparaison de variables limnologiques entre différents groupes d'inventaires ichtyologiques du Broad-scale Monitoring Program en Ontario.

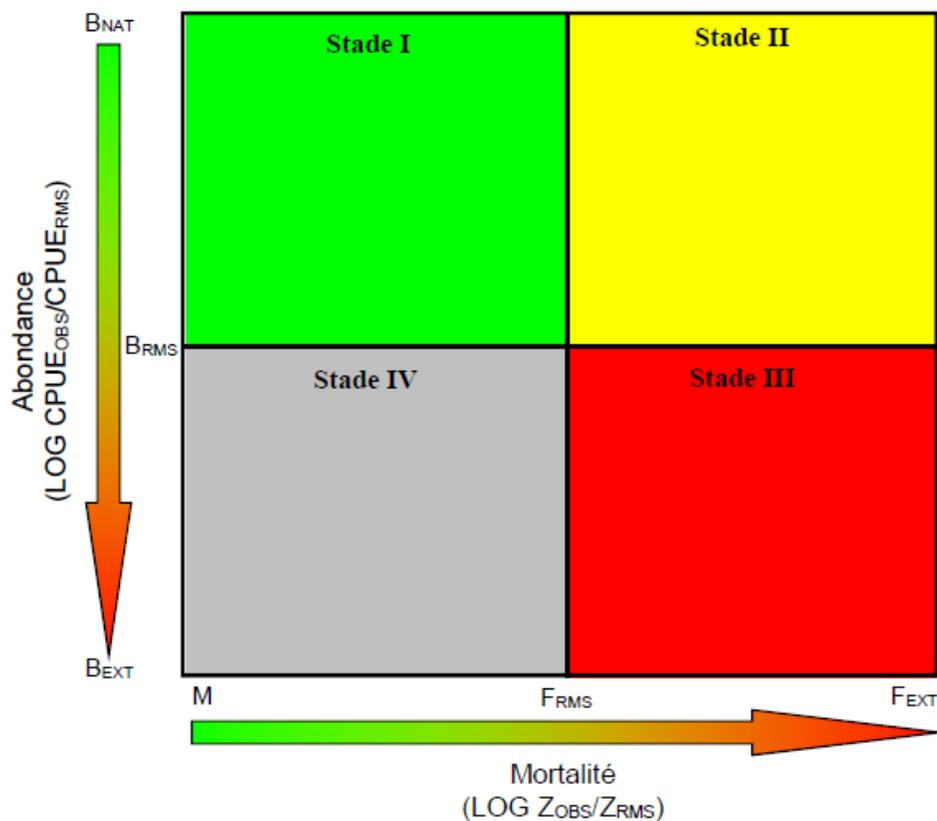
Les figures ci-dessous illustrent les valeurs moyennes ( $\pm$  erreur type) de transparence (Secchi), conductivité, carbone organique dissous (COD) et phosphore total (PT) mesurées dans l'habitat de six types de communautés de poissons suivies par le DDMRNF de l'Ontario : trois types de communautés caractérisées par le doré jaune, le touladi et l'omble de fontaine et trois autres types de communautés représentées par les associations doré jaune et doré noir, doré jaune et touladi et touladi et omble de fontaine. Les données sont issues d'Arranz et coll. (2022). Elles ont été extraites de la plateforme de données ouvertes Zenodo<sup>12</sup>.

Les données ne respectant pas les prémisses de normalité et d'égalité des variances des tests paramétriques (tests de Shapiro-Wilk ou de Levene  $p < 0,05$ ), les différences entre la moyenne des variables d'habitat de chaque type de communauté ont été mesurées grâce à un test de comparaison non paramétrique de Kruskal-Wallis. Le résultat du test de Kruskal-Wallis est présenté dans le coin supérieur droit de chaque graphique. Les types de communautés ne partageant pas de lettre commune entre elles ont des moyennes statistiquement différentes, révélées par un test de comparaison deux à deux de Dunn ( $p < 0,05$ ).



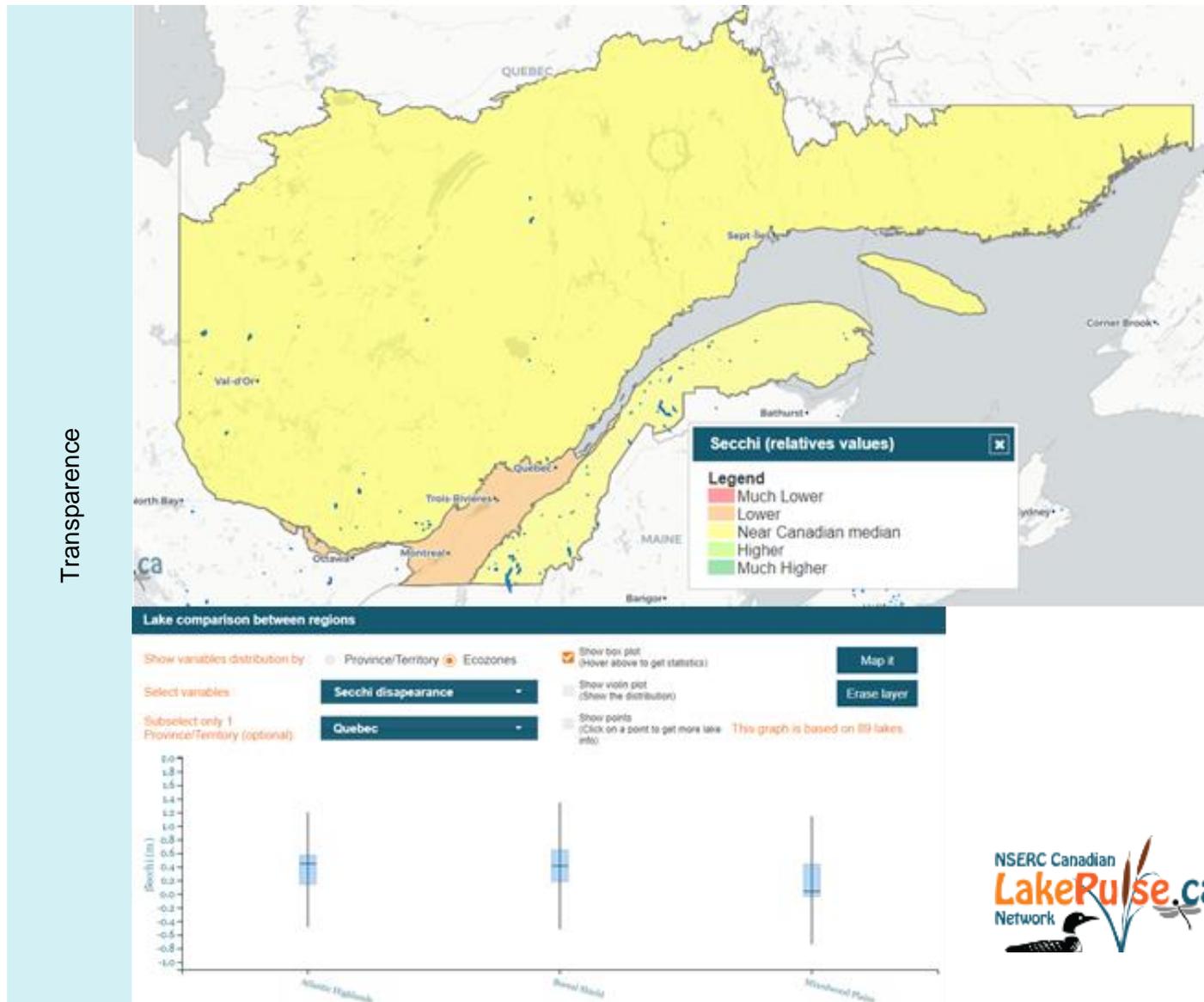
<sup>12</sup> Ignasi ARRANZ (2021), ignasiarranz/Arranz.et.al.Ecology (fish). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5775491>.

Annexe 4. Diagramme à quadrants permettant de porter un diagnostic sur l'état de santé et l'évolution d'une population de touladis au Québec. Tiré d'Arvisais et coll. (2017).

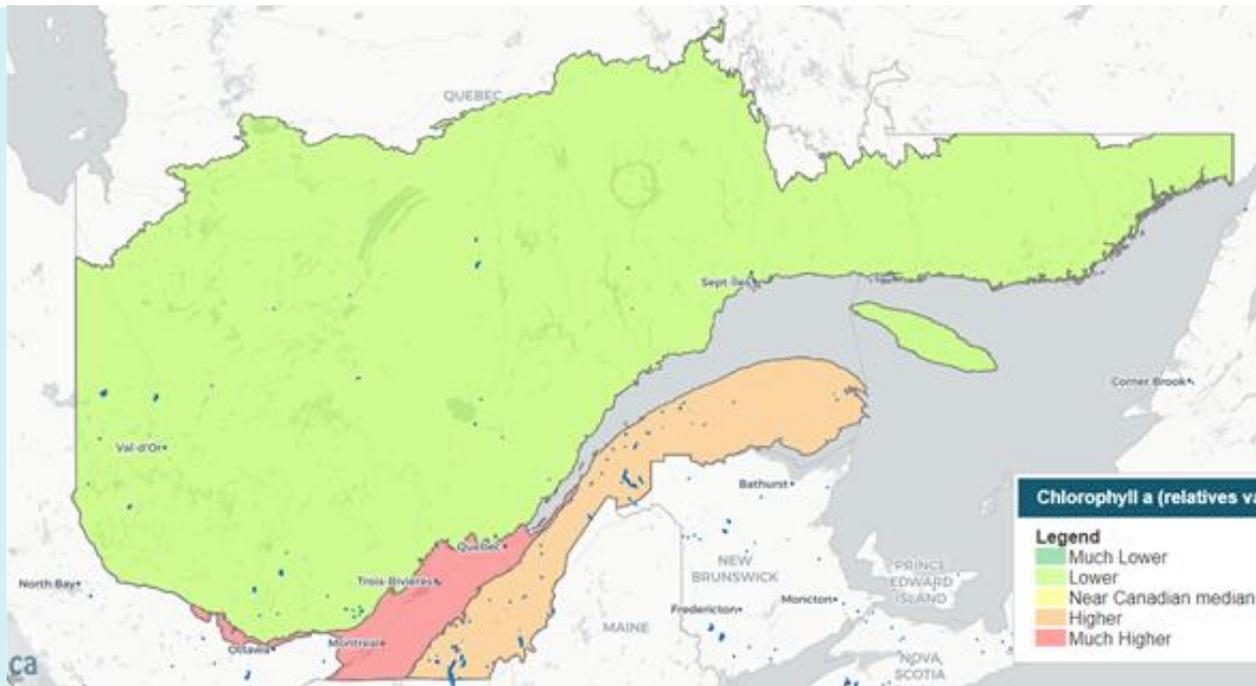


- M : Mortalité naturelle
- F<sub>RMS</sub> : Mortalité causée par la pêche au rendement maximum soutenu
- Z<sub>EXT</sub> : Mortalité à l'extinction
- B<sub>NAT</sub> : Biomasse naturelle
- B<sub>RMS</sub> : Biomasse au rendement maximum soutenu
- B<sub>EXT</sub> : Biomasse à l'extinction

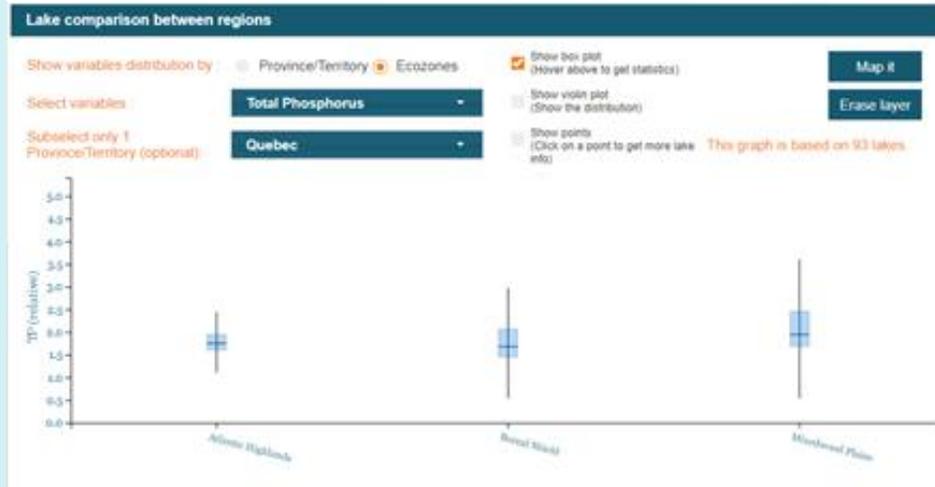
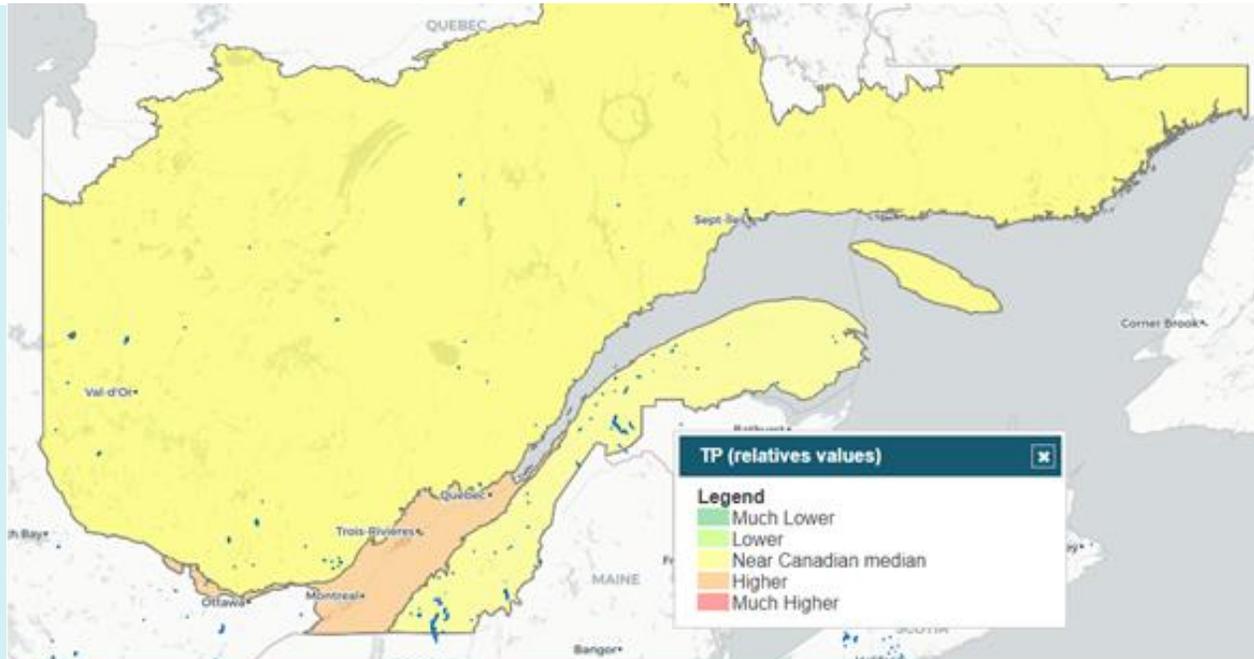
Annexe 5. Valeurs de transparence, de phosphore et de chlorophylle a dans les lacs du réseau Lake Pulse situés au Québec [https://lakepulse.ca].



Chlorophyll a



Phosphore total





**Environnement,  
Lutte contre  
les changements  
climatiques,  
Faune et Parcs**

**Québec** 