

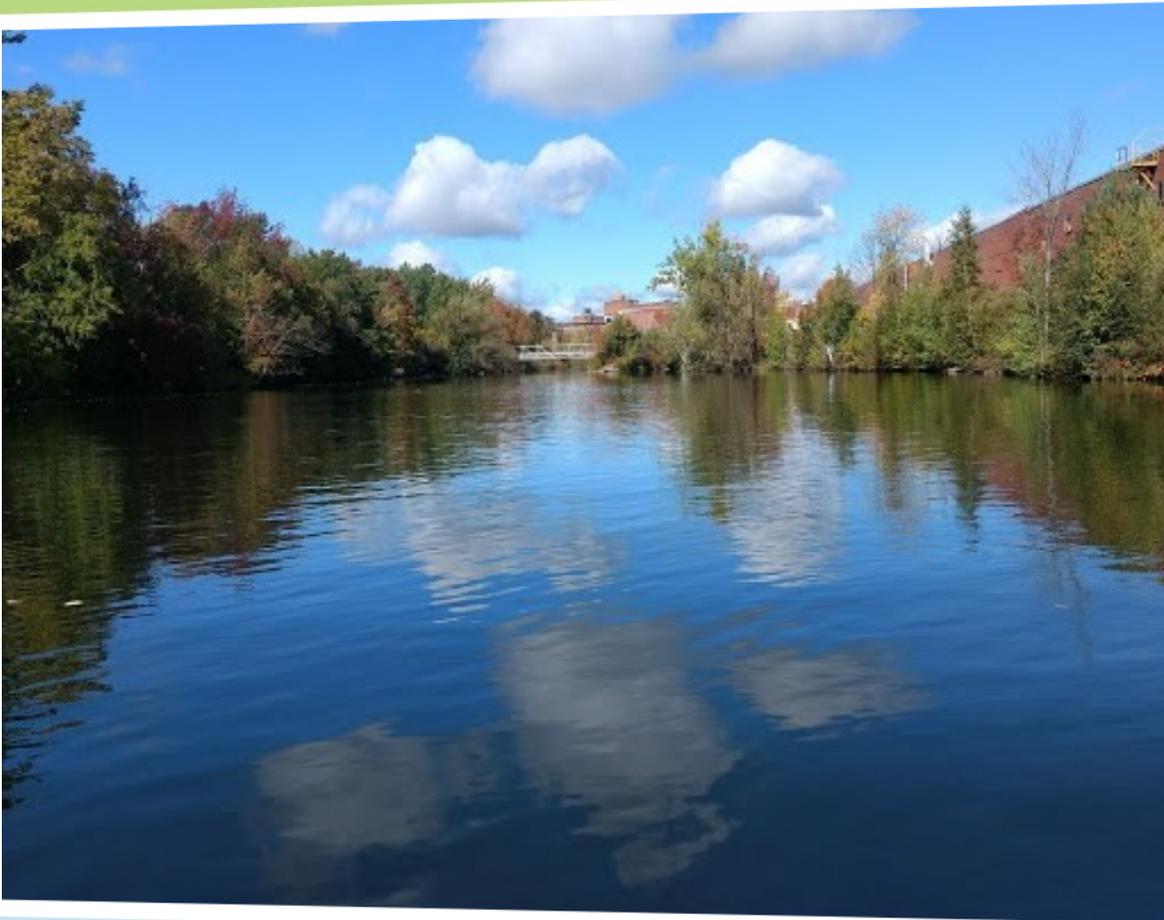


**RAPPEL**

Experts-conseils en environnement  
et en gestion de l'eau

# Caractérisation physico-chimique des sédiments – Rivière Magog

## Phase II



UNE EXPERTISE RECONNUE DEPUIS 20 ANS



**RAPPEL**

Experts-conseils en environnement  
et en gestion de l'eau

# Caractérisation physico-chimique des sédiments – Rivière Magog Phase II

*Version finale*

Préparé pour :

**Association pour la préservation du lac Magog (APLMagog)**

Préparé par :

**Marc-Antoine Pétrin, B. Sc. Bioécologie**

Février 2020

A-350 rue Laval, Sherbrooke, Québec, J1C 0R1

Tél. : (819) 636-0092

[www.rappel.qc.ca](http://www.rappel.qc.ca)

## Table des matières

1	Mise en contexte et mandat .....	4
2	Méthodologie .....	3
2.1	Caractérisation physico-chimique des sédiments .....	3
3	Résultats.....	6
3.1	Granulométrie et épaisseur de sédiments.....	6
3.2	Phosphore total.....	8
3.3	Matière organique .....	9
3.4	Métaux.....	10
3.5	pH et oxygène dissous .....	12
4	Discussion.....	13
4.1	Comparaison 2018 et 2019.....	13
4.2	Nouvelles analyses .....	14
4.3	Tributaires.....	17
5	Recommandations et Conclusion.....	19
6	Références.....	22

## Liste des tableaux

Tableau 1. Granulométrie et épaisseur des sédiments des six stations d'échantillonnage situées sur les tributaires du segment de la rivière Magog à l'étude.....	7
Tableau 2. Résultats des analyses des échantillons pour le phosphore total.....	8
Tableau 3. Teneur en matière organique (% MO) des échantillons prélevés.....	10
Tableau 4. Concentration en métaux (fer, aluminium et calcium) des échantillons.	11
Tableau 5. pH de l'eau et concentration en oxygène dissous à la surface des sédiments, lors du prélèvement des échantillons.....	12
Tableau 6. Coordonnées des stations d'échantillonnage.....	30
Tableau 7. Comparaison des concentrations de phosphore total et de matière organique entre obtenues en 2018 et 2019 dans les sédiments de la rivière Magog.....	35

## Liste des figures

Figure 1. Benne à sédiments de type Ekman.....	4
Figure 2. Bouteille pour échantillonnage de l'eau de type Kemmerer.....	5
Figure 3. Appareil de mesures portable HACH modèle HQ30d.....	5
Figure 4. Impact de l'exposition aux vents dominants sur la sédimentation des matières en suspension (MES).....	25
Figure 5. Cycle du phosphore en milieu aquatique (version simplifiée).....	26

## Liste des annexes

ANNEXE 1. Section 2 du rapport de la phase I : Dynamique sédimentaire et cycle du phosphore.....	24
ANNEXE 2. Coordonnées GPS des stations d'échantillonnage.....	29
ANNEXE 3. Comparaison des résultats 2018 - 2019.....	34

## 1 MISE EN CONTEXTE ET MANDAT

Dans le cadre des campagnes de suivi de la qualité de l'eau de l'APLMagog (Chamberland, 2013, 2014, 2015 et 2017), une hausse des taux de phosphore dissous à la confluence de la rivière Magog et du lac Magog a été observée. En 2018, dans le but d'explorer certaines variables possiblement explicatives de ce phénomène, l'APLMagog, de concert avec le RAPPEL, avait mis sur pied un projet de caractérisation des sédiments présents dans le segment de la rivière Magog reliant le lac Memphrémagog au lac Magog. Parmi ces variables, la dynamique de relargage du phosphore sédimentaire a été explorée (voir annexe 1 pour informations sur dynamique sédimentaire et cycle du phosphore). Les résultats obtenus lors de cette première année du projet ont soulevé de nouvelles questions. De celles-ci est née la phase II de ce projet.

La phase I du projet s'était concentrée principalement sur l'analyse des sédiments présents sur le lit de la rivière, il importait donc de récolter de l'information sur les six tributaires s'y déversant. De plus, dans le cadre de cette première étape, seules les teneurs en phosphore total et en matière organique contenues dans les sédiments avaient été analysées. Une analyse qualitative de la granulométrie des sédiments retrouvés ainsi qu'une quantification approximative de la sédimentation avaient été réalisées. Une succincte revue des écrits sur le sujet du relargage du phosphore avait alors permis de constater que l'évaluation de certains paramètres supplémentaires pourrait permettre de préciser l'impact potentiel de ce phénomène.

Aux aspects initiaux étudiés, s'est ajoutée dans cette seconde phase du projet l'évaluation des paramètres suivants : concentration en fer, aluminium et calcium des sédiments ainsi que le pH et la concentration en oxygène dissous de l'eau à la surface des sédiments. Aux stations d'échantillonnage déterminées lors de la phase I s'est ajouté une station pour chacun des tributaires présents : ruisseau Rouge, ruisseau Custeau, ruisseau Bolduc, ruisseau Venise et le cours

d'eau Léonard-Drouin. En 2018, le cours d'eau Boily avait été évalué par le nouvel emplacement de la station 3 (déplacée en raison de la nature du fond à l'emplacement initial). C'est cet emplacement qui a également été utilisé en 2019.

Cette phase II du projet de caractérisation des sédiments de la rivière Magog cherche donc à éclaircir davantage les mécanismes sous-jacents à la hausse de concentration en phosphore observée entre l'amont et l'aval de ce tronçon de rivière. Elle cherche également à fournir de nouvelles pistes d'exploration, voir des pistes de solution liées à la gestion du phosphore.

## 2 MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Caractérisation physico-chimique des sédiments

Le volet terrain de cette seconde phase de la caractérisation physico-chimique des sédiments de la rivière Magog et de ses tributaires a été réalisé les 27 septembre et 10 octobre 2019. Sur la rivière Magog, les douze emplacements<sup>1</sup> où ont eu lieu les prélèvements étaient les mêmes que ceux utilisés dans le cadre de la phase 1. Comme en 2018, l'emplacement n°3 a servi à évaluer le cours d'eau Boily. Les cinq autres stations situées à l'intérieur des tributaires ont été déterminées de façon à minimiser les risques d'influence de la rivière Magog. Les coordonnées et l'emplacement de ces stations sont également présentés à l'annexe 2.

La récolte des échantillons s'est déroulée à bord d'une embarcation motorisée. Les sédiments ont été récoltés à l'aide d'une benne à sédiments (de type Ekman)

---

<sup>1</sup> Les termes emplacements, stations et échantillons sont utilisés de façon interchangeable dans le présent document. Ils font tous référence aux mêmes numéros, p. ex. : station 1 et échantillon 1 = sédiments prélevés dans le lac Memphrémagog.

(figure 1). De l'eau à la surface des sédiments a été récoltée pour chacune des stations à l'aide d'une bouteille de type Kemmerer (figure 2). La concentration en oxygène dissous a également été mesurée à l'interface eau-sédiments par l'utilisation d'un appareil de mesure HACH HQ30D muni d'une sonde LDO101 (figure 3).



Figure 1. **Benne à sédiments de type Ekman** (©Hoskin Scientifique).



Figure 2. Bouteille pour échantillonnage de l'eau de type Kemmerer (©Hoskin Scientifique).



Figure 3. Appareil de mesures portable HACH modèle HQ30d (©HACH).

Pour ce qui est de la récolte des sédiments, la même méthode qu'en 2018 a été utilisée. Chaque « coup » de benne était réalisé davantage dans la portion littorale de la rivière de façon à mieux cibler les sédiments plus fins. Une analyse qualitative de la granulométrie a été réalisée à chaque prélèvement selon l'échelle suivante : argile, limon, sable fin, sable grossier et cailloux (tiré de la classification de C.K. Wentworth, 1922). La nature du fond de la rivière étant parfois très variable d'une rive à l'autre, plusieurs prélèvements ont dû être réalisés à certaines des stations afin de récolter un substrat de nature satisfaisante aux analyses physico-chimiques. Une granulométrie trop importante (> 60% roches et cailloux, p. ex.) a été jugée comme pouvant fausser les résultats obtenus par les analyses subséquentes.

Pour chaque échantillon prélevé, trois sous-échantillons étaient produits ; un pour l'analyse de la concentration en matière organique (MO), un autre pour la

teneur en phosphore total (*ptot*) et un dernier pour évaluer la composition en métaux des sédiments (fer, aluminium et calcium). Les échantillons destinés à l'analyse du *ptot* et de la teneur en métaux étaient contenus dans des pots de verre brun d'un demi-litre. Des sacs de plastique à fermeture étanche (*ziploc*) ont été utilisés pour les échantillons servant à l'analyse de la MO. Tous les échantillons prélevés ont été entreposés dans une glacière avant d'être transférés au réfrigérateur (maintenu à 4°C). Les analyses du phosphore total, de même que l'analyse des métaux, ont été réalisées par la firme Eurofins en utilisant la méthode de digestion des solides organiques et par spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (MA.200- Mét. 1.2 ; CEAEQ, 2014). Les résultats de ces analyses sont exprimés en mg/kg. Les échantillons d'eau prélevés à l'interface eau-sédiments ont été envoyés à la même firme afin d'en évaluer le pH. La teneur en MO a été évaluée par la méthode de la perte au feu (MA.1010-PAF 1.0 ; CEAEQ, 2003) à la station d'épuration des eaux de la Ville de Magog. La concentration en oxygène dissous était évaluée sur place à l'aide de l'appareil de mesure portable de la compagnie Hach. Les résultats obtenus pour cette variable s'expriment en mg/L.

### 3 RÉSULTATS

#### 3.1 Granulométrie et épaisseur de sédiments

Lors de la première phase du projet, une analyse qualitative de la granulométrie du substrat a été réalisée à chacune des stations. Cette évaluation n'a pas été reproduite cette fois-ci pour les stations 1 à 11 (l'information récoltée en 2018 a été considérée comme toujours valide). Lors de l'échantillonnage des tributaires, cette variable a été étudiée selon la même échelle qu'en 2018. Les sédiments des tributaires Boily, Léonard-Drouin et Venise sont caractérisés par des particules fines à très fines (limon et argiles). Pour sa part, le ruisseau Custeau semble plutôt recouvert d'un sable limoneux. Dans le cas des ruisseaux Rouge

et Bolduc, les sédiments sont plus grossiers, allant de sable à cailloux (tableau 1). L'épaisseur des sédiments mesurée varie de 0,25 mètre (ruisseau Rouge) à 1,60 mètre (ruisseau Venise). Seuls les cours d'eau ayant un indice granulométrique de 1 affichent une accumulation sédimentaire supérieure à 1 mètre (tableau 1).

Tableau 1. Granulométrie et épaisseur des sédiments des six stations d'échantillonnage situées sur les tributaires du segment de la rivière Magog à l'étude.

Échantillon	Granulométrie*	Épaisseur sédiments (m)
Cours d'eau Boily	1	1,3
Ruisseau Rouge	3	0,35
Ruisseau Bolduc	3	0,25
Ruisseau Venise	1	1,6
Ruisseau Custeau	2	0,9
Léonard-Drouin	1	1,15

\*(1=vase, 2=sable limoneux, 3=sable et roches)

### 3.2 Phosphore total

La teneur de phosphore total contenue dans les échantillons analysés varie entre 179 mg/kg (station 1) et 795 mg/kg (cours d'eau Léonard-Drouin) (tableau 2). La concentration de phosphore total des échantillons semble être à la hausse, de l'amont vers l'aval de la rivière (en excluant les tributaires et la station 3, qui réfère au cours d'eau Boily). Une baisse de concentration est observable à la suite du barrage la Grande Dame (station 7 = 792mg/kg; station 8 = 522mg/kg).

Tableau 2. Résultats des analyses des échantillons pour le phosphore total.

Échantillon	Phosphore total (mg/Kg)
STA 1	179
STA 2	268
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>	
STA 4	215
STA 5	332
STA 5B	263
STA 6	469
STA 7	792
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>	
STA 8	522
STA 9	335
STA 10	624
STA 11	445
Cours d'eau Boily (STA 3)	429
Ruisseau Rouge	280
Ruisseau Bolduc	240
Ruisseau Venise	772
Ruisseau Custeau	508
Léonard-Drouin	795

\* - - - = présence d'un barrage

### 3.3 Matière organique

Les taux de matière organique (%) présents dans les échantillons sont présentés dans le tableau 3. Le pourcentage de matière organique varie entre les différents échantillons, allant de 0,41 % (station 4) à 15,23 % (cours d'eau Léonard-Drouin), avec une valeur moyenne de 4,10 %. La teneur en matière organique des échantillons semble augmenter de façon croissante le long du tronçon, en partant du lac Memphrémagog (station 1) vers le lac Magog (station 11). De plus, les stations situées directement en amont d'un barrage (2 et 7) affichent des taux de MO plus élevés que les stations suivantes (4 et 8), situées en aval des barrages. Le taux de matière organique observé au cours d'eau Léonard-Drouin est élevé (15,23 %) par rapport aux stations contiguës (stations 8, 9, ruisseaux Bolduc et Custeau).

Tableau 3. Teneur en matière organique (% MO) des échantillons prélevés.

Échantillon	% MO (Perte au feu à 375°C)
STA 1	0,69
STA 2	1,68
STA 4	0,41
STA 5	3,12
STA 5B	1,82
STA 6	5,7
STA 7	9,83
STA 8	4,26
STA 9	2,47
STA 10	7,15
STA 11	4,96
Cours d'eau Boily (STA 3)	3,17
Ruisseau Rouge	0,99
Ruisseau Bolduc	1,28
Ruisseau Venise	5,67
Ruisseau Custeau	1,26
Léonard-Drouin	15,23

\* - - - - = présence d'un barrage

### 3.4 Métaux

Les concentrations en métaux des échantillons prélevés sont présentées dans le tableau 4. Les concentrations en fer varient entre 9 260 mg/kg (station 1) et 25 700 mg/kg (ruisseau Custeau). La valeur moyenne est de 18 432 mg de fer par kilogramme de sédiments. La concentration d'aluminium minimale observée était de 3 270 mg/kg (station 1) alors que la maximale était de 9 690 mg/kg (station 7). Pour ce qui est du calcium, le ruisseau Bolduc affiche la plus faible concentration avec 1 090 mg/kg. La plus importante concentration était de 6 110 mg/kg, observée au cours d'eau Léonard-Drouin.

Tableau 4. Concentration en métaux (fer, aluminium et calcium) des échantillons.

Échantillon	Métaux (mg/Kg)		
	Fer	Aluminium	Calcium
STA 1	9260	3270	1900
STA 2	15200	4260	1490
STA 4	22500	4650	1530
STA 5	15500	4390	2090
STA 5B	15300	4760	3390
STA 6	18600	5190	5020
STA 7	24400	9690	5060
STA 8	19800	4310	1380
STA 9	12600	5360	1770
STA 10	18500	8720	3330
STA 11	13200	5370	2750
Cours d'eau Boily (STA 3)	20400	5630	2360
Ruisseau Rouge	19100	4900	1960
Ruisseau Bolduc	24300	6000	1090
Ruisseau Venise	19500	8190	2990
Ruisseau Custeau	25700	6820	2530
Léonard-Drouin	19500	8940	6110

\* - - - - = présence d'un barrage

### 3.5 pH et oxygène dissous

Le pH mesuré à la surface des sédiments variait entre 7,46 (Léonard-Drouin) et 8,29 (cours d'eau Boily). L'amplitude de la variation du pH entre les différentes stations est de 0,83. La plus faible concentration en oxygène dissous a été observée à la station 5 (7,54 mg/L) alors que la station 1 affiche la plus forte concentration avec 9,98 mg/L. Le tableau 5 fait état de l'ensemble des résultats obtenus pour l'ensemble des stations.

Tableau 5. pH de l'eau et concentration en oxygène dissous à la surface des sédiments, lors du prélèvement des échantillons.

Échantillon	pH	O <sub>2</sub> dissous (mg/L)
STA 1	7,87	9,98
STA 2	7,85	8,59
STA 4	7,82	8,71
STA 5	7,83	7,54
STA 5B	7,77	8,44
STA 6	7,77	8,19
STA 7	7,73	7,71
STA 8	7,88	9,54
STA 9	7,86	9,65
STA 10	7,85	9,61
STA 11	7,84	9,52
Cours d'eau Boily (STA 3)	8,29	7,87
Ruisseau Rouge	7,84	9,85
Ruisseau Bolduc	7,91	9,82
Ruisseau Venise	7,67	9,58
Ruisseau Custeau	7,83	8,3
Léonard-Drouin	7,46	6,75

\* - - - - = présence d'un barrage

## 4 DISCUSSION

### 4.1 Comparaison 2018 et 2019

Tel que mentionné précédemment, les mêmes stations d'échantillonnage ont été utilisées en 2018 et en 2019, permettant la comparaison des résultats obtenus entre les deux phases de l'étude.

Il importe de rappeler que les sédiments plus fins sont sujets à être plus riches en phosphore total et à être transportés sur une plus longue distance par le courant avant de précipiter. Comme les sédiments sont en moyenne de plus en plus fins et nombreux en direction du lac Magog, les taux de *ptot* contenus dans les sédiments (à l'exception de l'échantillon 3) sont également plus élevés en aval. Cette tendance était également observée lors de la phase 1. Toutefois, les résultats obtenus en 2019 ne semblent pas démontrer une tendance aussi claire qu'en 2018. De plus, en comparant ces résultats, une diminution moyenne de 37 % des taux de *ptot* est observée (voir annexe 3 pour un tableau comparatif). La période de l'année à laquelle les échantillons ont été prélevés peut possiblement expliquer cette différence. Au mois de septembre, la majorité des plantes aquatiques est encore vivante alors qu'en novembre, une grande proportion de celles-ci a rejoint le fond du plan d'eau. Le phosphore contenu dans cette matière végétale s'incorpore en partie aux sédiments (observable par les échantillons de sédiments); selon Joshi, *et collab.* (2015), l'apport de nécromasse végétale est une des principales sources de phosphore dans les sédiments. Toutefois, selon Reddy, *et collab.* (1999), dans les milieux riches en phosphore, c'est jusqu'à 80 % du phosphore contenu dans la végétation qui peut se retrouver dans la colonne d'eau lors de sa décomposition (et donc, non observable par les échantillons de sédiments). La saisonnalité est donc probablement un facteur important à considérer dans la dynamique du phosphore.

Dans le même ordre d'idées, et tout comme c'était le cas durant la phase I du projet, les pourcentages de MO augmentent en se dirigeant vers le lac Magog (en excluant la station 3), conjointement à la teneur en *ptot* des sédiments et aux concentrations en plantes aquatiques observées dans le cadre de l'inventaire des plantes aquatiques (RAPPEL, 2018a et 2018b). De plus, tout comme pour le phosphore sédimentaire, une diminution moyenne de la teneur en MO de près de 43% est observée entre 2018 et 2019. Ceci peut renforcer l'hypothèse de l'influence de la période de l'année, car la matière organique faisait encore partie intégrante des macrophytes au moment du prélèvement des échantillons.

#### 4.2 Nouvelles analyses

L'évaluation des concentrations en métaux (fer, aluminium et calcium), de même que le pH et la concentration en oxygène dissous à l'interface eau-sédiment, ont fait partie des pistes de réflexion amenées dans le cadre de la phase I du projet. Plusieurs auteurs (Reddy, *et collab.*, 1999 ; Sondergaard, *et collab.*, 2003, p. ex.) indiquaient l'importance marquée de ces variables dans la dynamique du relargage du phosphore par les sédiments. En ce sens, Orihel, *et collab.* (2017) précisent les limites de variation de ces variables en lien avec le relargage du phosphore. Ces auteurs font mention de ratios de fer/phosphore à l'équilibre (stœchiométriques) de 2 :1 et d'au moins 15 :1 dans le maintien de la séquestration du phosphore sédimentaire. Pourtant, ils mentionnent l'étude de Philips *et collab.* (1994) qui semble indiquer des résultats inverses ; que malgré la présence d'un ratio fer : phosphore aussi élevé que 20 :1, la séquestration du phosphore ne peut pas toujours être maintenue. En 2019, sur la rivière Magog et ses tributaires, les plus faibles ratios calculés sont observables au cours d'eau Léonard-Drouin et au ruisseau Venise avec, respectivement, 24,5 :1 et 25,3 :1. Les ratios les plus élevés sont de 101,3 :1 au ruisseau Bolduc, et de 104,7 :1 à la station 4. Ces ratios importants semblent indiquer que les molécules de fer

présentes ne sont pas limitantes à la séquestration potentielle du phosphore par les sédiments.

Dans leur étude sur le relargage du phosphore dans des lacs d'eau douce canadiens, Orihel, *et collab.* (2017) mentionnent toutefois que la mécanique simple des interactions fer/phosphore ne peut, à elle seule, expliquer l'ensemble du phénomène du relargage ; le pH jouant un rôle marqué dans cette dynamique. Selon ces auteurs, les taux de relargage de phosphore sont les plus élevés dans les lacs considérés alcalins ( $\text{pH} > 7,8$ ), la moyenne de relargage étant trois fois plus élevée que dans les lacs acides ( $\text{pH} < 6,5$ ) ou neutres ( $\text{pH}$  entre 6,5 et 7,8). L'explication fournie par les auteurs est que les milieux à pH modérément alcalin ( $\text{pH}$  entre 7,8 et 9) se trouvent dans une situation particulière où aucun des mécanismes de séquestration du phosphore n'est pleinement fonctionnel. Parmi tous les plans d'eau considérés dans leur étude, ceux présents sur de la roche mère sédimentaire étaient alcalins. Selon plusieurs sources, par exemple la carte des catégories lithologiques principales du Canada (Ressources naturelles Canada, 2009), le segment de la rivière Magog à l'étude prend place sur une roche mère aux caractéristiques sédimentaires. Les résultats obtenus indiquent que le pH de l'eau est neutre uniquement pour les stations 5B, 6, 7 ainsi que le ruisseau Venise et le cours d'eau Léonard-Drouin. Toutes les autres stations affichant un pH modérément alcalin. Il est donc possible qu'en fonction de l'interaction entre un pH sédimentaire et un pH de l'eau considérés alcalins, que les sédiments avec des concentrations élevées en fer ne puissent remplir pleinement leur fonction de puits de phosphore. En contexte d'anaérobie ou d'hypoxie, l'influence d'un pH alcalin serait supérieure à celle des phénomènes d'oxydoréduction (Orihel *et collab.*, 2017) ; le phosphore séquestré dans les sédiments serait donc relargué dans les eaux interstitielles (situées dans les sédiments) et dans la colonne d'eau.

À ces conditions physico-chimiques, s'ajoute le fait que certains microorganismes présents dans le périphyton et dans les sédiments libèrent des phosphatases (enzymes) afin de rendre disponible le phosphore précédemment bioindisponible (séquestré dans les sédiments ou dans la matière organique accumulée). C'est également le cas de certains macrophytes qui exsudent par leurs racines, dans l'eau et dans les sédiments, ces substances. De plus, l'activité photosynthétique entraînerait une augmentation du pH de l'eau, accentuant ainsi le potentiel de libération de phosphore dans les zones densément peuplées par les plantes aquatiques (Orihel *et collab*, 2017). C'est à la station d'échantillonnage du cours d'eau Boily que le pH le plus élevé (8,29) a été observé. L'épaisseur mesurée des sédiments était de 1,30 mètre et le recouvrement observé par les plantes aquatiques était particulièrement dense. Il est donc envisageable que le pH mesuré en 2019 soit en partie le reflet de l'activité photosynthétique ayant cours à cet endroit au moment de l'échantillonnage. Il est à noter que la plus haute teneur en phosphore total observée en 2018 se trouvait à cet endroit (1 460 mg/kg ; ce qui représente un écart de 1 031 mg/kg avec 2019). Il est donc très réaliste de penser que cet endroit, entre autres, peut être une importante source interne de phosphore, car tous les éléments favorisant la séquestration de quantités importantes de phosphore (épaisseur de sédiments, concentrations en métaux, zone de déposition des sédiments, grande quantité de matière organique, etc.), ainsi que leur relargage, y sont réunis.

Dans les échantillons prélevés, tout comme pour les concentrations en fer, ceux mesurés pour le calcium et l'aluminium ne semblent pas indiquer de limitation dans leur capacité à lier le phosphore aux sédiments. Toutefois, les métaux susmentionnés se présentent sous différentes formes, certaines favorisant une liaison quasi permanente du phosphore à leur surface, d'autres permettant plus

facilement au phénomène du relargage d'avoir lieu en contexte de changements des conditions physico-chimiques du milieu (p. ex. : diminution concentration en oxygène dissous, augmentation du pH, brassage des sédiments, etc.) Des complexes humiques-métaux-phosphore (grosse molécule de matière organique à laquelle adhère chimiquement des composés métal-phosphore) semblent également pouvoir procéder à du relargage de phosphore sous certaines conditions, dont les radiations ultraviolettes et les baisses de pH. Toutefois, ces phénomènes semblent peu connus (Orihel *et collab*, 2017).

Tel qu'il avait été mentionné dans le cadre de la phase I du projet, la concentration en oxygène dissous présente dans l'eau influence les phénomènes d'oxydoréduction. En conditions anoxiques, le phosphore séquestré dans les sédiments tend à retourner en solution et à devenir davantage biodisponible. Les résultats obtenus indiquent qu'en aucun cas, au moment où les mesures ont été prises, la concentration en oxygène dissous indiquait des conditions hypoxiques ou anoxiques. Toutefois, en raison de la densité de plantes aquatiques observée à certains endroits souvent peu profonds, il est possible de penser que la concentration en oxygène dissous puisse diminuer de façon marquée la nuit, favorisant ainsi le relargage du phosphore précédemment séquestré.

### 4.3 Tributaires

Les sédiments qui caractérisent les six tributaires varient de très fins à grossiers (argile à cailloux). Les ruisseaux Rouge et Bolduc ont un substrat caractérisé par du sable grossier et des cailloux. L'épaisseur des sédiments ne dépassait pas 0,35m. Les concentrations en phosphore total et en matière organique obtenues par l'analyse des échantillons de sédiments étaient parmi les moins élevées de toutes les stations. Pourtant, selon le COGESAF (2010), le facteur limitant la qualité de l'eau était le phosphore (en 2008 pour le ruisseau Rouge et en 2009

pour le ruisseau Bolduc). En raison de la granulométrie des sédiments qui y est retrouvée, l'hypothèse du relargage du phosphore sédimentaire semble moins bien s'appliquer dans le cas de ces deux cours d'eau. Il est donc probable que les résultats de *ptot* présentés par l'APLMagog dans Chamberland. (2015) sont davantage le reflet du phosphore total en provenance du bassin versant, dans sa transition vers l'aval de la rivière Magog; les plus petites particules de sédiments ne se déposant pas sur le lit de ces cours d'eau.

Tel que mentionné précédemment, seuls les cours d'eau Boily, Venise et Léonard-Drouin ont une accumulation de sédiments très fins (vase) de plus d'un mètre. Pour le ruisseau Venise et le cours d'eau Léonard-Drouin, les échantillons qui y ont été prélevés présentent des taux de phosphore total et de matière organique élevés (respectivement 772mg/kg, 795 mg/kg et 5,67 %, 15,23 %). C'est également à ces endroits que les pH mesurés étaient les plus bas (7,67 et 7,46 respectivement ; considérés neutres). Les ratios fer/phosphore calculés pour ces deux cours d'eau sont les plus faibles. Ils restent toutefois supérieurs aux taux les plus élevés mentionnés dans la littérature (20 :1; Philips *et collab.* (1994)) en ce qui a trait au relargage du phosphore sédimentaire. Même si la concentration en oxygène dissous la plus faible (6,75mg/L) a été mesurée au cours d'eau Léonard-Drouin, cette dernière reste toutefois dans les limites de la zone oxique. Comme le couvert végétal était plutôt limité à ces endroits, il est peu probable que des épisodes d'anoxie se produisent en période estivale. À la lumière des informations recueillies, il est possible que les sédiments retrouvés à ces endroits servent de puits plutôt que de source interne de phosphore. À moins de changements marqués des conditions du milieu (épisodes anoxiques, brassage important des sédiments par la navigation ou par un soudain apport d'un volume d'eau important, etc.), il semble donc peu probable qu'un relargage massif ait lieu au cours d'eau Léonard-Drouin et au ruisseau Venise. Pour ce dernier, il est

donc à penser que le taux de phosphore total rapporté par l'APLMagog dans Chamberland. (2015) soit, comme pour les ruisseaux Rouge et Bolduc, lié à l'apport temporel du bassin versant dans le déplacement des sédiments vers l'aval. Pour ce qui est du ruisseau Boily, tous les éléments nécessaires à l'occurrence d'épisodes de relargage de phosphore sédiments sont réunis.

Pour ce qui est du ruisseau Custeau, les sédiments étaient caractérisés par une granulométrie fine (sable limoneux), une épaisseur de 0,90 mètre et une importante concentration de *ptot* (508 mg/kg). Toutefois, le pourcentage de MO contenu dans l'échantillon de sédiments était relativement faible (1,26%). Selon Orihel, *et collab.* (2017), de grandes concentrations en nitrates dans la colonne d'eau peuvent empêcher le relargage du phosphore séquestré dans les sédiments. Les résultats des analyses d'eau effectuées par le COGESAF en 2008 et 2009 indiquaient que la qualité de l'eau à l'embouchure du ruisseau Custeau était limitée par l'azote (COGESAF, 2010). Si cette concentration limitante était quantitativement importante et qu'elle est encore aussi importante, il semble peu probable que les sédiments agissent comme source interne de phosphore. Avec son ratio fer/phosphore de plus de 50 :1, les sédiments de ce cours d'eau pourraient principalement servir à séquestrer du phosphore. Le phosphore total mesuré dans l'eau serait donc lié à des apports en provenance du bassin versant.

## 5 RECOMMANDATIONS ET CONCLUSION

À la suite de l'analyse des résultats obtenus dans cette seconde phase du projet de caractérisation des sédiments de la rivière Magog, il semble réaliste de croire que les conditions physico-chimiques présentes à l'ensemble des stations situées sur la rivière Magog indiquent la possibilité d'un relargage de phosphore par les sédiments s'y trouvant. Le portrait semble toutefois moins clair dans le cas des tributaires. Poursuivre et étendre la collecte de données ne permettrait

probablement pas de mieux répondre à la question du relargage; il est évident que du relargage peut avoir lieu, mais modifier un paramètre comme le pH s'avère extrêmement complexe. Toutefois, il serait intéressant d'étendre la plage temporelle d'analyses d'eau effectuées à l'embouchure et dans la rivière Magog, c'est-à-dire commencer la saison aux mois d'avril/mai et étirer celle-ci jusqu'au mois de novembre. Ceci pourrait permettre, p. ex., de voir à quel point l'activité photosynthétique ou l'accumulation de la nécromasse végétale influence le relargage de phosphore sédimentaire. Dans le cas où la végétation influencerait de façon marquée le phosphore total mesuré, il pourrait être intéressant d'envisager le prélèvement d'une partie de la végétation dans certaines zones bien ciblées.

Tel qu'il a été abordé à la section 4.3, certains tributaires semblent servir davantage de puits que de source interne de phosphore suggérant ainsi un apport externe situé dans leur bassin versant immédiat respectif. Parmi ceux-ci, certains drainent un vaste territoire agricole. Or, de mauvaises pratiques agricoles (ce qui inclut l'absence de bandes végétales riveraines adéquates) favorisent un lessivage des sols et donc du phosphore vers les plans d'eau (Beaudin, 2008). Il serait extrêmement pertinent d'observer le tracé de ces ruisseaux et d'analyser, avec les différentes instances ayant juridiction à ce niveau, les différentes avenues offertes afin de créer un plan de gestion de l'érosion à l'échelle des bassins versants.

Un important pourcentage du bassin versant de certains de ces tributaires est occupé par des milieux humides ou forestiers. Dans le cas des milieux humides, malgré un relargage possible de phosphore, il est préférable de ne pas intervenir, en raison des multiples services écologiques rendus par ceux-ci. Dans les milieux forestiers, ce sont principalement les mauvaises pratiques qui, en favorisant l'érosion, sont délétères aux plans d'eau. Toutefois, ces milieux, en

comparaison avec les milieux agricoles, sont moins susceptibles d'exporter des quantités massives de phosphore. En 2015, le RAPPEL a publié un guide des bonnes pratiques pour contrer l'érosion en milieu forestier, permettant ainsi d'établir les bases de celles-ci. En cas d'observation de mauvaises pratiques, il est possible de simplement se référer au guide.

Tout comme il a été proposé dans la phase I de ce projet, la sensibilisation des utilisateurs de la rivière Magog, des quelques résidents qui habitent sa périphérie, des producteurs agricoles ainsi que des industriels prenant place au sein de son bassin versant, devrait permettre de mettre en place les bases nécessaires à la réduction de la pollution diffuse de la rivière, de ses tributaires et du lac Magog.

## 6 RÉFÉRENCES

Beaudin, I. (2008). *La mobilité du phosphore; Revue de littérature*. CRAAQ, Québec, 137 p.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement), (2004). *Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique : le phosphore; cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques*. Documents du CCME, Winnipeg, 7p.

CEAEQ (2003). *Méthode d'analyse; Détermination de la matière organique par incinération : Méthode de la perte au feu (PAF), MA. 1010-PAF 1.0*. Gouvernement du Québec, Québec, 9p.

CEAEQ (2014). *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon, MA.200- Mét. 1.2*. Gouvernement du Québec, Québec, 36p.

CEAEQ (2017). *Détermination des solides totaux et des solides totaux volatils : méthode gravimétrique, MA. 100 – S.T. 1.1*. Gouvernement du Québec, Québec, 13p.

Chamberland, A. (2013). *Santé du lac Magog; Campagne d'été 2012*. APLM, 19p.

Chamberland, A. (2014). *Santé du lac Magog; Campagne d'été 2013*. APLM, 46p.

Chamberland, A. (2015). *Évolution du bilan du Phosphore dans la rivière Magog de 2011 à 2014*. APLM, 10p.

Chamberland, A. (2017). *Santé du lac Magog; Campagne d'été 2016*. APLM, 18p.

COGESAF (2011). *Analyse du bassin versant de la rivière Magog*, Sherbrooke, 75p.

CRAAQ (2008). *Le transport du phosphore; Fiche technique n°3*. Publication EVC020, Québec, 15 p.

Joshi, S. P., Kukkadapu, R. K., Burdige, D. J., Bowden, M. E., Sparks, D. L. et D. P. Jaisi. (2015). *Organic matter remineralization predominates phosphorus cycling in the mid-bay sediments in the Chesapeake Bay*. Environmental science and technology, vol 49, pp. 5887-5896.

Koski-Vähälä, J. et H. Hartikainen (2001). Surface water quality; Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *Journal of Environmental Quality*, 30, pp. 960-966.

Marsden, M. W. (1989). *Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release*. *Freshwater biology*, vol 21, pp. 139-162.

Meunier, P. (1980) *Écologie végétale aquatique*. Service de la qualité des eaux. Ministère des Richesses naturelles du Québec. 69 p.

Orihel, D. M., Baulch, H. M., Casson, N. J., North, R. L., Parsons, C. T., Seckar, D. C. M. et J. J. Venkiteswaran. (2017). *Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis*. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, vol. 74, pp. 2005-2029. DOI: 10.1139/cjfas-2016-0500

RAPPEL. (2018a). *Caractérisation physico-chimique des sédiments et bathymétrie sommaire – Rivière Magog*. RAPPEL, 39p.

RAPPEL. (2018b). *Inventaire de plantes aquatiques dans la rivière Magog*. RAPPEL, 38p.

Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. et P.M. Gale. (1999). *Phosphorus Retention in Streams and Wetlands; A Review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 29, pp. 83-146, DOI: 10.1080/10643389991259182

Ressources naturelles Canada. (2009). *Carte géologique du Canada – carte D1860A; Catégories lithologiques principales*. Ottawa, Ontario.

Sondergaard, M., Jensen, J.P. et E. Jeppeson (2003). *Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes*. *Hydrobiologia*, 506-509, pp.135-145.

Wentworth, C. K. (1922). *A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments*. *The Journal of Geology*, vol.30, pp. 377-392.

**ANNEXE 1. SECTION 2 DU RAPPORT DE LA PHASE I :  
DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE ET CYCLE DU PHOSPHORE**

## DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE ET CYCLE DU PHOSPHORE

Dans cette dynamique sédimentaire, tous les plans d'eau ne sont pas égaux. Pour un même cours d'eau, certains secteurs sont davantage prédisposés à la sédimentation des matières en suspension et des nutriments (figure 1). Les zones à faible courant, peu exposées aux vents et à la pente faible sont les zones les plus susceptibles de connaître une forte sédimentation (p. ex. les baies). Le vent, par sa perturbation de l'eau de surface (ressac), favorise le maintien en suspension des sédiments. Un faible courant et une pente faible favorisent, pour leur part, la précipitation et l'accumulation des matières en suspension.

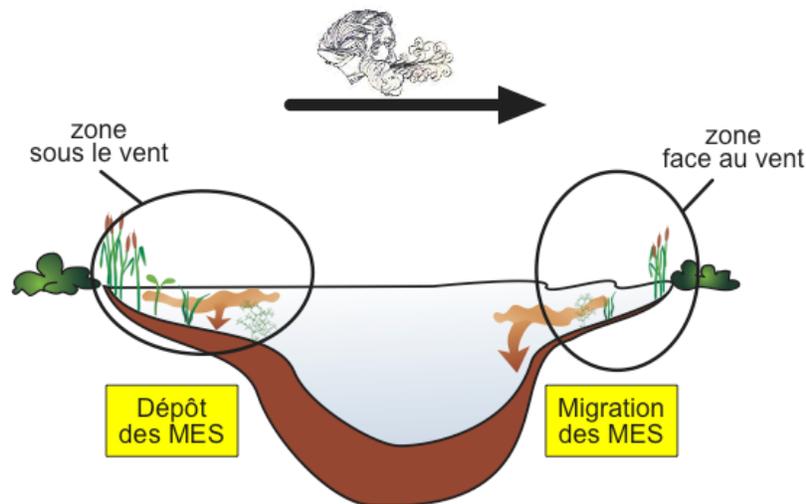


Figure 4. Impact de l'exposition aux vents dominants sur la sédimentation des matières en suspension (MES).

Les secteurs présentant la conjugaison de ces trois facteurs sont ceux où les sédiments sont les plus nombreux et les plus fins (Meunier, 1980).

Le cycle du phosphore est particulièrement lié aux sédiments. Les zones de forte sédimentation sont fréquemment les plus riches en phosphore. La teneur en phosphore total des sédiments est toujours supérieure à celle observée dans l'eau. Sondergaard *et collab.* (2003) affirment qu'elle peut-être de 100 fois

supérieures dans certains lacs. Dans le cycle biochimique du phosphore (figure 2), le phosphore relargué par les sédiments accumulés au fond de l'eau et celui devenu assimilable par l'action de microorganismes est considéré comme provenant de source interne (*internal loading*). Celui apporté par de nouveaux sédiments et de nouveau phosphore dissous dans le plan d'eau, par le ruissellement ou les ouvrages de surverse par exemple, est considéré comme provenant de sources externes (*external loading*). Les sources externes peuvent être soit diffuses (p. ex. ruissellement) ou ponctuelles (p. ex. déversement par système épuration/septique). L'équilibre entre le phosphore séquestré dans les sédiments et celui se trouvant dans l'eau est un important régulateur de son cycle biochimique.

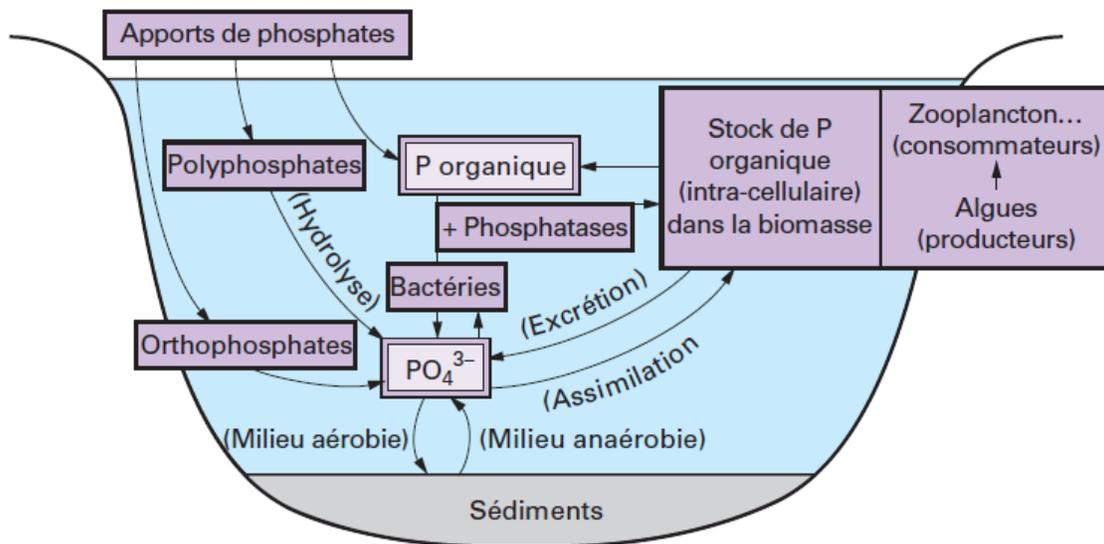


Figure 5. Cycle du phosphore en milieu aquatique (version simplifiée) ©Memento Degremont

Dans l'eau, le phosphore est retrouvé sous trois formes ; minérale, organique particulaire et organique dissous. Seule la forme minérale oxydée ( $PO_4^{3-}$ ) est assimilable par les végétaux alors que la forme organique particulaire est utilisable par certaines bactéries et certains champignons (grâce à des

phosphatases). Toutefois, au niveau des sédiments, le phosphore minéral peut être soit biodisponible, soit bio indisponible, selon les composantes moléculaires des particules environnantes (fortement liées aux ions Fe, Ca, Al, entre autres, et par adsorption à certaines particules) et parce qu'autrement qu'en solution, il n'est que très peu mobile (Reddy, *et collab.*, 1999 ; Sondergaard *et collab.*, 2003 ; et Beaudin, 2008, p. ex.) En milieu aquatique, le pH, la température de l'eau, la remise en suspension des sédiments, le ratio phosphore dissous/phosphore sédimentaire ainsi que le ratio fer/phosphore semblent également influencer sa biodisponibilité (Sondergaard *et collab.*, 2003). Lorsque séquestré dans les sédiments, le phosphore est majoritairement bio indisponible, à l'exception de celui qui se retrouve au niveau de l'interface sédiments - colonne d'eau. Les 10 premiers centimètres de sédiments sont considérés, par plusieurs auteurs, comme l'épaisseur permettant à l'eau d'interagir avec le phosphore sédimentaire alors que d'autres affirment que c'est plutôt jusqu'à 25 cm (Sondergaard *et collab.* 2003).

Cela se produit principalement en raison de phénomènes d'oxydoréduction (redox). En milieu peu profond, la zone oxique (présence d'O<sub>2</sub>) s'étend à l'ensemble de la colonne d'eau. L'oxygène présent à la surface des sédiments permet la séquestration des molécules de phosphore par adsorption aux molécules de fer oxydées présentes dans les sédiments (voir Annexe 2 pour les équations). Au niveau de cette interface, la couche des molécules de fer et de phosphore nouvellement liées forme un écran qui rend plus difficile l'entrée en solution du phosphore séquestré plus profondément dans les sédiments (Sondergaard *et collab.*, 2003). Toutefois, lorsque les conditions de cette interface deviennent anoxiques (absence d'O<sub>2</sub>), le phosphore est « relâché » par les molécules de fer, les deux retournant en solution et redevenant donc assimilables. Selon Sondergaard *et collab.* (2003), dans des sites peu profonds, la survenue d'un épisode d'anoxie peut entraîner une libération importante de

phosphore. Il peut donc s'ensuivre une importante prolifération de la flore aquatique, qui peut mener à l'augmentation des conditions anoxiques à l'interface sédiments - colonne d'eau et donc favoriser davantage la libération du phosphore séquestré. Ces mêmes auteurs affirment que l'historique d'apports externes de phosphore peut influencer de façon marquée le bilan phosphore (phosphore retenu vs relâché) d'un plan d'eau et que certains lacs auraient connu un bilan interne négatif (plus de libération) sur une période de plus de 20 ans. En plus de l'historique d'apport de phosphore, le délai de remplacement de la masse d'eau présente (*flushing rate*) et la composition chimique des sédiments influencent grandement la dynamique interne du phosphore (Marsden, 1989).

De plus, la quantité de matière organique (MO) semble liée à la concentration de phosphore présente dans l'eau et dans les sédiments en raison de l'activité de décomposition effectuée par les micro-organismes hétérotrophes tels certaines bactéries et certains champignons.

## **ANNEXE 2. COORDONNÉES GPS ET EMPLACEMENTS DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE**

Tableau 6. Coordonnées des stations d'échantillonnage.

Échantillon	Nord	Ouest
1	45°15'44.1"	72°09'37.5"
2	45°15'49.0"	72°08'42.6"
3 (Cours d'eau Boily)	45°15'28.6"	72°08'05.8"
4	45°15'36.0"	72°07'59.9"
5	45°15'49.2"	72°08'04.8"
5b	45°15'53.3"	72°07'55.2"
6	45°16'09.6"	72°07'20.3"
7	45°16'20.1"	72°06'25.2"
8	45°16'38.6"	72°05'52.2"
9	45°16'48.4"	72°05'07.4"
10	45°16'50.5"	72°04'20.4"
11	45°16'46.4"	72°03'26.8"
Ruisseau Rouge	45°16'09.8"	72°07'24.5"
Ruisseau Bolduc	45°16'54.2"	72°05'12.7"
Ruisseau Venise	45°16'54.2"	72°04'18.9"
Ruisseau Custeau	45°16'41.2"	72°05'52.1"
Léonard-Drouin	45°16'37.3"	72°05'25.5"







## **ANNEXE 3. COMPARAISON DES RÉSULTATS 2018 - 2019**

Tableau 7. Comparaison des concentrations de phosphore total et de matière organique obtenues en 2018 et 2019 dans les sédiments de la rivière Magog.

Échantillon	Phosphore total ( <i>ptot</i> , en mg/kg)		Différence <i>ptot</i> (2019-2018; en mg/kg)	Matière organique (MO, en %)		Différence MO (2019-2018; en %)
	2018	2019		2018	2019	
STA 1	310	179	-131	1,17	0,69	-0,48
STA 2	327	268	-59	4,16	1,68	-2,48
STA 3 (Cours d'eau Boily)	1460	429	-1031	12,79	3,17	-9,62
STA 4	341	215	-126	0,76	0,41	-0,35
STA 5	652	332	-320	8,2	3,12	-5,08
STA 5B	674	263	-411	7,58	1,82	-5,76
STA 6	738	469	-269	9,58	5,7	-3,88
STA 7	843	792	-51	10,07	9,83	-0,24
STA 8	498	522	24	4,22	4,26	0,04
STA 9	675	335	-340	7,94	2,47	-5,47
STA 10	826	624	-202	6,98	7,15	0,17
STA 11	995	445	-550	9,29	4,96	-4,33