



Dragage des sédiments contaminés du lac Saint-Augustin (Québec) et séparation des phases solide-liquide : essai pilote sur plateforme

Mémoire

Boris Constantin

Maîtrise en génie civil
Maître ès sciences (M.Sc.)

Québec, Canada

© Boris Constantin, 2013

Résumé

En raison de rejets agricoles et urbains, le lac Saint-Augustin (Québec) s'est enrichi en phosphore ($[P_{\text{tot}}] = 60\text{-}120 \mu\text{g/L}$), de sorte que ce lac est actuellement eutrophe. La source principale de phosphore étant ses sédiments, deux techniques de gestion des sédiments contaminés ont été évaluées lors d'essais *in situ* en plateforme flottante dans des enclos : le dragage hydraulique (par succion) et le dragage mécanique (par benne preneuse). Trois procédés de séparation de phases solide-liquide ont été également évalués sur les sédiments dragués : la décantation, la coagulation-filtration et la clarification par hydrocyclone.

Le dragage hydraulique a permis d'atténuer l'apport de phosphore par les sédiments, contrairement au dragage mécanique, ce dernier ayant causé la remise en suspension des sédiments. La coagulation-filtration et la décantation ont permis d'obtenir une phase liquide plus limpide que l'eau du lac, avec une très faible teneur en phosphore, $[P_{\text{soluble}}] < 10 \mu\text{g/L}$.

Abstract

Because of urban and agricultural pollution, Saint-Augustin Lake (Quebec) is in a eutrophic state, with high content of phosphorus ($[P_{\text{tot}}] = 60\text{-}120 \mu\text{g/L}$). As its sediments are the main source of phosphorus, two techniques of contaminated sediment management were assessed during in situ experiment on a floating platform with enclosures: hydraulic dredging (by pumping) and mechanical dredging (with a clamshell bucket). Three techniques of solid-liquid separation were also assessed on the dredged sediment: decantation, coagulation-filtration and separation by hydrocyclone.

The hydraulic dredging managed to limit the phosphorus release from the sediment, not like the mechanical dredging that also caused a resuspension of sediment. The coagulation-filtration and the decantation enabled to obtain a liquid phase clearer than lake water with a very low content in phosphorus, $[P_{\text{soluble}}] < 10 \mu\text{g/L}$.

Table des matières

RÉSUMÉ.....	III
ABSTRACT.....	V
TABLE DES MATIÈRES	VII
TABLE DES FIGURES	XI
TABLE DES TABLEAUX	XV
REMERCIEMENTS	XIX
1 INTRODUCTION	1
1.1 CONTEXTE.....	1
1.2 PROBLÉMATIQUE.....	2
1.3 OBJECTIFS ET HYPOTHESES DU PROJET DE RECHERCHE	5
1.4 ORGANISATION DU MEMOIRE	6
2 ÉTAT DES CONNAISSANCES	9
2.1 LE PHOSPHORE.....	9
2.1.1 <i>Formes de phosphore</i>	9
2.1.2 <i>Mécanismes de transfert du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau</i>	10
2.2 L'EUTROPHISATION	11
2.2.1 <i>Définition, processus et conséquences</i>	11
2.2.2 <i>Moyens de lutte contre l'eutrophisation</i>	12
2.3 LE DRAGAGE COMME TECHNIQUE DE RESTAURATION DES LACS EUTROPHES	13
2.3.1 <i>Les techniques de dragage</i>	13
2.3.2 <i>Conséquences relatives à l'eutrophisation</i>	17
2.3.3 <i>Autres répercussions environnementales du dragage</i>	18
2.4 MÉTHODES DE SÉPARATION DES PHASES SOLIDE-LIQUIDE.....	20
2.4.1 <i>Décantation</i>	20
2.4.2 <i>Coagulation-floculation</i>	20
2.4.3 <i>Hydrocyclone</i>	22
3 DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE	25
3.1 LOCALISATION.....	25
3.2 CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES.....	26
3.3 TOPOGRAPHIE.....	26
3.4 HYDROLOGIE	27
3.5 HYDROGEOLOGIE.....	28
3.6 QUALITÉ DES EAUX DU BASSIN VERSANT	29
3.7 QUALITÉ DES SÉDIMENTS DU LAC	31

3.7.1	<i>Données sur la contamination des sédiments</i>	31
3.7.2	<i>Potentiel de relargage du phosphore par les sédiments</i>	33
4	MÉTHODOLOGIE	37
4.1	ESSAIS EN ENCLOS SUR PLATEFORME FLOTTANTE	38
4.1.1	<i>Description de la plateforme flottante et des enclos</i>	38
4.1.2	<i>Localisation de la plateforme</i>	41
4.1.3	<i>Montage et installation</i>	42
4.1.4	<i>Protocole des essais en plateforme</i>	44
4.1.5	<i>Bris de l'enclos témoin</i>	52
4.1.6	<i>Démobilisation de la plateforme</i>	53
4.2	ESSAIS DE SEPARATION DES PHASES SOLIDE-LIQUIDE.....	54
4.2.1	<i>Décantation</i>	54
4.2.2	<i>Coagulation et filtration par un polymère et filtration</i>	55
4.2.3	<i>Hydrocyclone</i>	58
4.3	ANALYSES.....	60
4.3.1	<i>Mesures in situ</i>	61
4.3.2	<i>Analyse au laboratoire d'environnement de l'Université Laval</i>	63
4.3.3	<i>Analyses réalisées par le CEAEQ</i>	65
5	RÉSULTATS ET DISCUSSION	67
5.1	RÉSULTATS DES ESSAIS EN PLATEFORME.....	68
5.1.1	<i>Paramètres physico-chimiques</i>	68
5.1.2	<i>Phosphore soluble</i>	86
5.1.3	<i>Phosphore total</i>	89
5.1.4	<i>Matières en suspension</i>	90
5.1.5	<i>Calcium et sodium solubles (sels dissous)</i>	93
5.1.6	<i>Métaux solubles</i>	95
5.1.7	<i>Relargage de phosphore par les sédiments</i>	96
5.1.8	<i>Effet enclos</i>	99
5.1.9	<i>Performance du dragage hydraulique et du dragage mécanique</i>	100
5.2	RÉSULTATS DES ESSAIS DE SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE	103
5.2.1	<i>Décantation</i>	104
5.2.2	<i>Coagulation-filtration</i>	106
5.2.3	<i>Hydrocyclone</i>	108
6	CONCLUSION	111
	BIBLIOGRAPHIE	117

ANNEXE A : ESSAI EN PLATEFORME DE LA COAGULATION À L'ALUN COUPLÉ AU RECOUVREMENT DE ROCHE CALCAIRE : MÉTHODOLOGIE ET RÉSULTATS.....	121
ANNEXE B : FICHE DE DONNÉES DE SÉCURITÉ (MSDS) DU POLYMÈRE <i>CMX123</i>.....	139
ANNEXE C : CARACTÉRISTIQUES DU SAC DE FILTRATION GEOTUBE GT500	143
ANNEXE D: MODE D'EMPLOI DU SAC DE FILTRATION GEOTUBE GT500	145
ANNEXE E : TABLEAUX DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN PLATEFORME	149

Table des figures

Figure 1 Occupation du sol autour du lac Saint-Augustin en (a) 1937, (b) 1953, (c) 1987 et (d) 2007	3
Figure 2 Problématique des sédiments riches en phosphore au lac Saint-Augustin	5
Figure 3 Mécanismes de libération du phosphore par les sédiments	11
Figure 4 Dragage à benne preneuse	14
Figure 5 Dragage à cuillère	15
Figure 6 Dragage à godets	15
Figure 7 Dragage hydraulique	16
Figure 8 Dragage hydraulique à tête désagrégéuse	16
Figure 9 Processus de coagulation-floculation	21
Figure 10 Composants de l'hydrocyclone	23
Figure 11 Localisation du lac Saint-Augustin	25
Figure 12 Topographie aux environs du Lac St-Augustin	27
Figure 13 Répartition des eaux de pluie dans le bassin versant du lac Saint-Augustin	28
Figure 14 Diagramme de classement du niveau d'eutrophisation des lacs	30
Figure 15 Spéciation du phosphore contenu dans les sédiments du lac Saint-Augustin	32
Figure 16 Lieux d'échantillonnage (A, C, F, I et K) pour les essais de diffusion du phosphore	34
Figure 17 Montage de l'essai de diffusion du phosphore sur une carotte de sédiments	35
Figure 18 Vue en plan de la plateforme flottante	39
Figure 19 Vue de profil de la plateforme flottante	39
Figure 20 Enclos fabriqué par Curry Inc.	40
Figure 21 Blocs de styromousse montés sur les supports supérieurs de l'enclos	40
Figure 22 Barrière en PVC pour la protection de la toile de l'enclos « dragage hydraulique »	40
Figure 23 Localisation finale de la plateforme	41
Figure 24 Localisation de la plateforme lors des essais de 2009 et de 2011	42
Figure 25 Entreposage de la plateforme à la ferme Paquet en 2009	43
Figure 26 Transport d'un module de la plateforme jusqu'au site d'essais	43
Figure 27 Enclos assemblé sur la rive	44
Figure 28 Dragage mécanique	46
Figure 29 Benne Ekman utilisée pour le dragage mécanique	46
Figure 30 Fonctionnement de la benne Ekman	47
Figure 31 Fonctionnement de la benne Ponar	47
Figure 32 Déversement des sédiments dragués dans un seau	48
Figure 33 Enclos M deux jours après le dragage mécanique	48
Figure 34 Dragage hydraulique par dragage suceuse	49

Figure 35 Dragage hydraulique à l'aide d'une motopompe et de son tuyau d'aspiration.....	50
Figure 36 Sédiments refoulés dans une cuve par la motopompe.....	50
Figure 37 Bouteille de prélèvement en profondeur Van Dorn Beta de 2,2 L.....	51
Figure 38 Toile déchirée de l'enclos T.....	53
Figure 39 Toile de l'enclos T réparée.....	53
Figure 40 Transport d'une section de plateforme et des enclos vers la rive.....	53
Figure 41 Entreposage de la plateforme à la ferme Pâquet.....	53
Figure 42 Sédiments issue du dragage hydraulique, après homogénéisation.....	56
Figure 43 Brassage du mélange sédiments + polymère avec un mélangeur industriel.....	57
Figure 44 Floccs sédimentés après l'étape de coagulation par polymère.....	57
Figure 45 Sac de filtration <i>Geotube GT500</i>	57
Figure 46 Montage de filtration.....	57
Figure 47 Hydrocyclone du département de génie des mines et de métallurgie.....	58
Figure 48 Disque Secchi.....	62
Figure 49 Sonde YSI 6600v2.....	62
Figure 50 Évolution de la transparence par disque Secchi dans le lac.....	70
Figure 51 Évolution de la transparence par disque Secchi dans l'enclos témoin.....	70
Figure 52 Évolution de la transparence par disque Secchi dans l'enclos H.....	71
Figure 53 Évolution de la transparence par disque Secchi dans l'enclos M.....	71
Figure 54 Évolution de la température moyenne dans chaque colonne d'eau.....	72
Figure 55 Évolution de l'écart de température entre le lac et l'enclos M.....	73
Figure 56 Évolution du pH dans le lac.....	75
Figure 57 Évolution du pH dans l'enclos témoin.....	76
Figure 58 Évolution du pH dans l'enclos H.....	76
Figure 59 Évolution du pH dans l'enclos M.....	77
Figure 60 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans le lac.....	79
Figure 61 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos témoin.....	80
Figure 62 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos H.....	80
Figure 63 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos M.....	81
Figure 64 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond du lac.....	82
Figure 65 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond du témoin.....	82
Figure 66 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond de l'enclos H.....	83
Figure 67 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond de l'enclos M.....	83
Figure 68 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans le lac.....	84
Figure 69 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos témoin.....	85
Figure 70 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos H.....	85

Figure 71 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos M	86
Figure 72 Évolution de la concentration en phosphore dans le lac	87
Figure 73 Évolution de la concentration en phosphore dans l'enclos témoin	87
Figure 74 Évolution de la concentration en phosphore dans l'enclos H	88
Figure 75 Évolution de la concentration en phosphore dans l'enclos M	88
Figure 76 Évolution de la teneur en MES dans le lac et le témoin	91
Figure 77 Évolution de la teneur en MES dans l'enclos H	92
Figure 78 Évolution de la teneur en MES dans l'enclos M	92
Figure 79 Évolution des écarts de teneur en MES dans chaque enclos par rapport au lac	93
Figure 80 Évolution de la concentration moyenne en calcium soluble dans chaque colonne d'eau	94
Figure 81 Évolution de la concentration moyenne en sodium soluble dans chaque colonne d'eau	95
Figure 82 Évolution de la teneur en MES dans le liquide surnageant lors de l'essai de décantation sur les sédiments dragués mécaniquement	104
Figure 83 Phase liquide après coagulation avec polymère et filtration	106
Figure 84 Surverse après hydrocyclonage des sédiments dragués hydrauliquement	108
Figure 85 Sousverse après hydrocyclonage des sédiments dragués hydrauliquement	108

Table des tableaux

Tableau 1 Données morphométriques du lac Saint-Augustin	26
Tableau 2 Valeurs moyennes des paramètres de surveillance de l'eutrophisation au lac Saint-Augustin.....	29
Tableau 3 Résumé de la qualité des eaux dans le bassin versant du lac Saint-Augustin.....	30
Tableau 4 Concentration des contaminants problématiques des sédiments du lac Saint-Augustin.....	33
Tableau 5 Résultats des essais de diffusion du phosphore sur les carottes de sédiments du lac Saint-Augustin	35
Tableau 6 Observations historiques de la concentration en phosphore au lac Saint-Augustin	36
Tableau 7 Coordonnées GPS des sites d'essais de 2009 et 2011.....	42
Tableau 8 Colonnes d'eau: identification, traitement accueilli et profondeur.....	45
Tableau 9 Calendrier des traitements	45
Tableau 10 Calendrier d'échantillonnage des essais de 2011	52
Tableau 11 Calendrier d'échantillonnage lors de l'essai de décantation.....	55
Tableau 12 Paramètres de l'alimentation de l'hydrocyclone	60
Tableau 13 Résumé des analyses.....	61
Tableau 14 Conditionnement et conservation suivant la nature de l'échantillon et le type d'analyse.....	63
Tableau 15 Écarts de température la surface et le milieu et entre le milieu et le fond	74
Tableau 16 Valeurs moyennes du pH dans chaque colonne d'eau	75
Tableau 17 Seuils minimums de la teneur en oxygène dissous.....	78
Tableau 18 Concentration en phosphore total dans chaque colonne d'eau (CEAEQ).....	90
Tableau 19 Concentration en métaux totaux au milieu de chaque colonne d'eau	96
Tableau 20 Type de méthodes de séparation.....	103
Tableau 21 Qualité de la phase solide après décantation	105
Tableau 22 Qualité de la phase solide après coagulation-filtration	107

À ma famille

Remerciements

Directrice de maîtrise :	Rosa Galvez, ing. Ph.D.
Évaluateurs :	Serge Leroueil, ing. Ph.D. Mélanie Desrosiers, Ph.D.
Professionnels de recherche :	Alexandre Gauthier, ing. M.Sc. Gaëlle Guesdon, M.Sc.
Techniciens :	Denis Jobin Michel Bisping
Étudiants :	Jean-Philippe Laliberté, ing. M.Sc. Samuel Roy (Candidat M.Sc.)
Stagiaires :	Alice Giaccone Eimear Kennedy Erika Ruiz Arenas
Contribution externe :	Alexandre Baker, M.ATDR (Ville de Québec)
Organismes subventionnaires	Ville de Québec MDDEFP Fédération canadienne des municipalités

1 Introduction

L'eau douce est une ressource précieuse, notamment en tant que source d'eau potable, dont la sauvegarde est devenue ces dernières décennies une priorité à l'échelle mondiale. À partir du XX^{ème} siècle, les lacs du Québec sont également devenus des lieux d'importance pour l'économie, notamment le secteur de l'immobilier, les loisirs et le tourisme. Cette pression anthropique ainsi que le développement agricole engendrent une transformation du territoire qui affecte la qualité des plans d'eau en milieu urbain. En effet, la diminution du couvert forestier, l'imperméabilisation des surfaces et l'éradication des bandes riveraines ont pour conséquence d'accroître l'érosion et le ruissellement des contaminants au sein d'un bassin versant.

L'agriculture intensive et les rejets domestiques entraînent notamment un enrichissement progressif des eaux de surface en nutriments. Parmi ceux-ci, le phosphore, généralement sous forme de phosphate, soluble et biodisponible, cause l'eutrophisation des lacs lorsqu'il est en excès. Les conséquences néfastes de l'eutrophisation incluent l'accroissement accéléré de la productivité primaire et des algues bleu-vert (aussi appelées cyanobactéries), la dégradation de la qualité de l'eau, la diminution de la biodiversité, la suspension d'usages récréatifs de l'eau. (Ryding et Rast, 1994 ; Galvez-Cloutier *et al.*, 2002).

D'autre part, les rejets industriels, voire domestiques, ainsi que les réseaux routiers causent une contamination en métaux lourds et en contaminants organiques (HAP, BPC,...) des plans d'eau et de leurs sédiments. Ces substances sont toxiques pour les êtres humains et les organismes aquatiques, de sorte qu'elles font l'objet de critères de qualité pour les eaux de surface (MDDEP, 2009) et pour les sédiments (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

1.1 Contexte

D'après une caractérisation de 154 lacs au Québec (Galvez et Sanchez, 2007), le lac Saint-Augustin varie d'un état eutrophe à un état hypereutrophe. Du fait de cette situation critique et des nuisances induites, la Ville de Québec, responsable de la gestion des lacs et cours d'eau dans l'agglomération de Québec, souhaite restaurer ce lac. Son objectif est

de donner à ce lac des caractéristiques qui seraient les plus proches possibles de ses conditions naturelles d'avant sa dégradation, soit vers un état oligo-mésotrophe (Plante et *al.*, 2008). Pour ce faire, la Ville de Québec et l'Université Laval ont conçu un projet pilote de démonstration technologique pour la restauration des lacs eutrophes. Ce dernier a été présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) à la suite d'un appel de propositions du MDDEFP, dans le cadre du Plan d'intervention sur les algues bleu-vert 2007-2017.

Ainsi, la Ville de Québec a promu la mise en place d'un projet d'expérimentation de diverses mesures de restauration applicables au lac Saint-Augustin. Conduit par la Ville de Québec en partenariat avec l'Université Laval, ce projet comportant deux volets vise à évaluer plusieurs techniques de contrôle des nutriments, permettant l'atténuation de l'eutrophisation. Le volet I consiste en l'évaluation des procédés de traitement par coagulation et recouvrement actif. Le volet II consiste en l'évaluation des procédés de dragages mécanique et hydraulique des sédiments et des méthodes de séparation solide-liquide pour les sédiments dragués. L'objectif global de ce projet pilote est de déterminer la meilleure technologie permettant le contrôle du relargage du phosphore des sédiments. Le travail de recherche présenté dans ce mémoire a été réalisé dans le cadre du volet II, cofinancé par la Ville de Québec, le MDDEFP et la Fédération canadienne des municipalités via le Fonds municipal vert.

1.2 Problématique

Le territoire autour du lac Saint-Augustin a subi de nombreux changements au cours des dernières décennies (voir figure 1). Les zones forestières et agricoles, présentes en 1937, ont été réduites progressivement pour être remplacées par des chalets aux abords du lac, dès 1953. Puis, entre 1953 et 1987, des résidences permanentes sont construites dans le bassin versant du lac. Enfin, l'autoroute Félix-Leclerc est construite en 1977, ce qui coïncide avec l'explosion démographique et l'étalement urbain dans la région.

De tels changements ont affecté le lac. Dès le début du XX^{ème} siècle, le développement agricole a entamé la dégradation de l'état de santé de ce lac, en raison de l'utilisation d'engrais riches en phosphore. Puis, l'urbanisation, avec des installations septiques individuelles mal entretenues d'habitations et de chalets non reliés au réseau d'égouts,

des mauvais raccordements et des engrais à usage résidentiel, a apporté davantage de nutriments. La construction de l'autoroute Félix-Leclerc a entraîné l'aggravation de l'état de santé précaire du lac en y ajoutant une contamination en métaux lourds, huiles, graisses et sels de déglâçage. La transformation du territoire a donc causé l'apparition de sources de contaminants externes au lac Saint-Augustin.

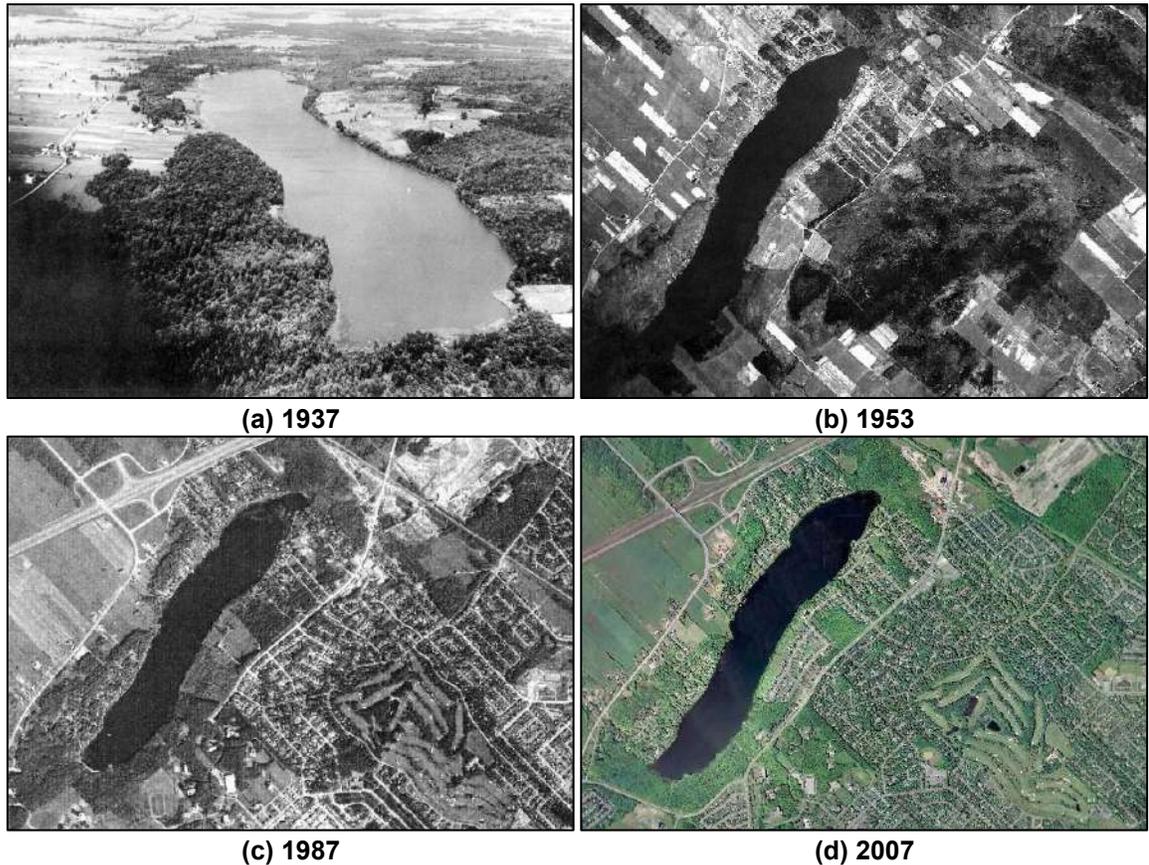


Figure 1 Occupation du sol autour du lac Saint-Augustin en (a) 1937, (b) 1953, (c) 1987 et (d) 2007

Sources : (a), (b) et (c) Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources ; (d) Google Earth

De cette pollution du lac par des sources externes résulte une contamination des sédiments au fond du lac. De sorte qu'aujourd'hui, à ces apports externes s'ajoute une source interne de nutriments : les sédiments contenant du phosphore, environ 1200 mg P/kg de poids sec (Brin, 2007). De plus, comme montré à la figure 2, ces sédiments sont traversés par les eaux souterraines, qui alimentent le lac et qui sont également chargées en phosphore, avec une concentration en phosphore soluble de 40 µg/L (Galvez-Cloutier *et al.*, 2003). Les sédiments et les eaux souterraines sont aujourd'hui les principales

sources de phosphore du lac, contribuant à l'accélération de son eutrophisation. En effet, en fonction des conditions physico-chimiques retrouvées à l'interface colonne d'eau-sédiments, le phosphore peut être libéré par les sédiments vers la colonne d'eau (Brin, 2007). Par ailleurs, la remise en suspension des sédiments survient par le brassage des eaux dû au vent ou aux embarcations à moteur. Cette remise en suspension des sédiments remet en circulation du phosphore dans la colonne d'eau et le rend potentiellement biodisponible. Par ailleurs, ces sédiments sont également contaminés par des métaux lourds, les plus problématiques étant le cadmium, le plomb et le zinc (Brin, 2007).

Plusieurs études (Bergeron *et al.*, 2002, Galvez-Cloutier *et al.*, 2003, Galvez et Sanchez, 2007) ont classé ce lac comme eutrophe, avec une eau très chargée en phosphore provenant des sources citées précédemment. L'excès de phosphore est la cause principale de la prolifération algale, en particulier celle des cyanobactéries (Galvez-Cloutier *et al.*, 2007). Des efflorescences algales ont été observées en 2001 et 2002. Parmi les cyanobactéries, les genres *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* et *Oscillatoria* ont été recensés au lac Saint-Augustin en 2001 (Bergeron *et al.*, 2002). De sorte que depuis 2001, la baignade y est interdite car ces cyanobactéries peuvent produire des toxines nuisibles à la santé, telles que l'anatoxine-A et les microcystines LR, RR et YR.

L'enrichissement graduel du plan d'eau en éléments nutritifs a causé la dégradation de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin et l'altération des usages récréatifs. Par conséquent, la réhabilitation du lac requiert des mesures de contrôle des apports internes et externes en phosphore. Aujourd'hui, les sources externes en nutriments ont été répertoriées et la plupart sont maintenant contrôlées ou en voie de l'être (EXXEP, 2003; Saint-Augustin-de-Desmaures, 2011). Les actions menées par le conseil de bassin versant du lac, les villes de Québec et de Saint-Augustin-de-Desmaures ont permis une mise à la norme de fosses sceptiques et de raccordements aux égouts non fonctionnels, un prolongement du réseau d'égout sanitaire, une moindre utilisation de produits domestiques phosphatés (détergents, engrais), la protection, voire le rétablissement des bandes riveraines.

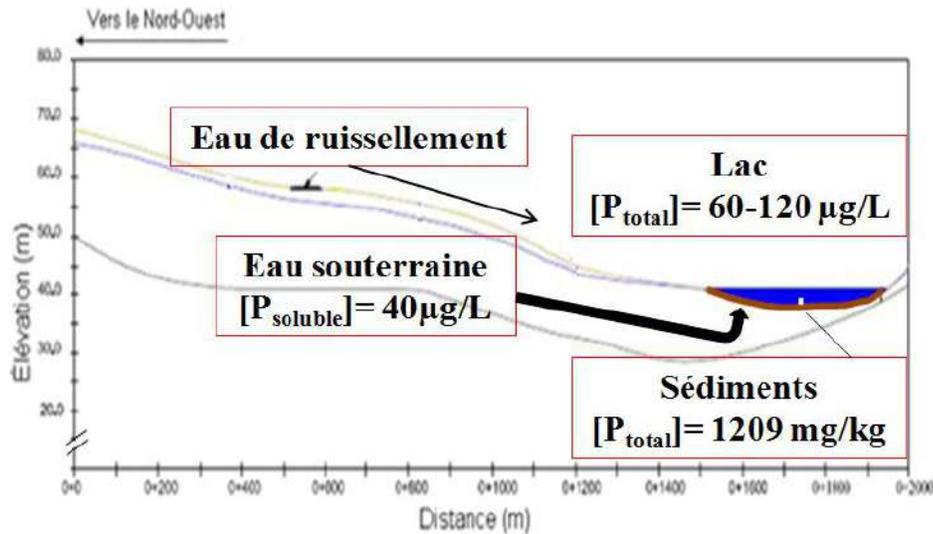


Figure 2 Problématique des sédiments riches en phosphore au lac Saint-Augustin

Adaptée de Galvez-Cloutier *et al.*, (2006 a)

La restauration du lac nécessite désormais des mesures de contrôle des apports internes en phosphore, soit ceux provenant des sédiments au fond du lac. Afin d'établir un plan d'intervention le plus adéquat possible, il est donc nécessaire de déterminer la meilleure solution réduisant le relargage du phosphore par les sédiments, pour diminuer la concentration de phosphore dans la colonne d'eau du lac. Celle-ci doit également prendre en compte les apports de phosphore par les eaux souterraines et la contamination des sédiments par des métaux lourds. D'où la mise en œuvre du projet de démonstration technologique pour la restauration d'un lac eutrophe, introduit au paragraphe précédent et dans lequel s'inscrit le travail de recherche présenté ici.

1.3 Objectifs et hypothèses du projet de recherche

Le volet II du projet pilote de restauration du lac Saint-Augustin vise à étudier l'inactivation du phosphore contenu dans les sédiments par dragage et par des méthodes de séparation de phases solide-liquide. Les objectifs du projet de recherche sont :

- utiliser une plateforme flottante (celle utilisée précédemment lors du volet I), munie d'enclos d'expérimentation, afin d'y tester le dragage ;
- simuler deux types de dragage des sédiments : mécanique et hydraulique ;

- suivre les changements physico-chimiques dans chacun des enclos avant, pendant et après les manipulations ;
- simuler trois types de séparation de phases solide-liquide sur les sédiments dragués : la décantation, la coagulation suivie d'une filtration et la séparation par force centrifuge ;
- évaluer la performance des techniques de dragage et de séparation de phases solide-liquide.

Les hypothèses sont :

- les apports en eau à une colonne d'eau isolée par un enclos seront, soit des précipitations, soit les eaux d'infiltrations souterraines, mais pas l'eau du reste du lac ;
- la présence de l'enclos affectera la qualité de l'eau de la colonne d'eau, l'utilisation d'une colonne d'eau libre dans le lac servira donc de témoin afin d'estimer les effets dus à un enclos ;
- chaque dragage réalisé dans un enclos sera une simulation fidèle de ce dragage à plus grande échelle ;
- au moins dix centimètres d'épaisseur de sédiments seront dragués uniformément sur toute la surface du fond des enclos concernés ;
- le dragage d'au moins dix centimètres d'épaisseur de sédiments suffira à éliminer les apports en phosphore à la colonne d'eau par le fond du lac (Bourget *et al.*, 2010) ;
- les techniques de séparation de phases solide-liquide ne favoriseront pas la solubilisation des contaminants présents dans les sédiments.

1.4 Organisation du mémoire

Ce mémoire comporte six chapitres, qui sont décrits sommairement ci-après :

Chapitre I : Il donne le contexte dans lequel la recherche s'est effectuée. La problématique de la gestion des sédiments contaminés du lac Saint-Augustin, les objectifs retenus et les hypothèses de travail sont présentés.

Chapitre II : Les connaissances nécessaires à la compréhension du sujet sont résumées dans cette section.

Chapitre III : Cette partie présente les principales caractéristiques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant, ainsi que la qualité de ses eaux et de ses sédiments.

Chapitre IV : Il détaille la méthodologie suivie pour la réalisation des essais *in situ* de dragage et des essais de séparation de phases, la méthode des analyses effectuées sur les échantillons, ainsi que le matériel utilisé.

Chapitre V : Les résultats expérimentaux sont présentés et interprétés dans cette partie, qui fournit entre autres : les données relatives au suivi des paramètres physico-chimiques et des teneurs en contaminants dans les enclos lors des essais *in situ*, et les données sur la qualité des phases solide et liquide obtenues après dragage et séparation des sédiments. Cette section comprend également une discussion sur la performance des différentes techniques testées au regard des résultats obtenus.

Chapitre VI : Cette section présente les conclusions et les recommandations issues de ce projet.

2 État des connaissances

Ce chapitre résume les connaissances scientifiques et techniques nécessaires à la compréhension des essais présentés dans ce rapport. Dans un premier temps, un bref résumé des données sur la contamination et le potentiel de relargage du phosphore des sédiments est présenté. Puis, la problématique des impacts environnementaux des activités de dragage est abordée. Enfin, les méthodes de séparation à l'essai dans ce volet sont documentées.

2.1 Le phosphore

Le phosphore est essentiel à la croissance des organismes vivants. Il intervient dans le métabolisme biologique, c'est notamment la composant de biomolécules comme l'ARN et l'ADN. Comparé aux autres nutriments, c'est le moins abondant et généralement le premier facteur limitant la production biologique (Wetzel, 2001). Sont présentés ci-après les formes sous lesquelles le phosphore peut être présent dans un lac puis les mécanismes qui conduisent à un transfert de ce nutriment des sédiments vers la colonne d'eau du lac.

2.1.1 Formes de phosphore

Le phosphore se trouve soit dissous dans l'eau soit sous forme particulaire, et aussi sous forme organique ou inorganique. Les principales formes inorganiques sont l'orthophosphate (PO_4^{3-}), l'hydrogénophosphate (HPO_4^{3-}) et le dihydrogénophosphate ($\text{H}_2\text{PO}_4^{3-}$) qui sont dissous dans l'eau et les polyphosphates. Les formes organiques se divisent en deux catégories : le phosphore organique dissous et le phosphore organique particulaire. Le phosphore biodisponible, *i.e.* assimilable par les organismes, est appelé phosphore soluble réactif. Il comprend : les formes inorganiques dissoutes, les polyphosphates ainsi que certaines formes organiques dissoutes de faible poids moléculaire.

Ce nutriment est également présent dans les sédiments. Dans ceux-ci, le phosphore peut être dissous dans l'eau interstitielle mais est essentiellement particulaire, *i.e.* lié aux sédiments. Sous cette dernière forme, le nutriment est (Sondergaard, 2003) :

- soit adsorbé à de l'argile ou à des molécules inorganiques comme l'oxyhydroxyde de fer (III) (FeOOH), les hydroxydes ferriques ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ou d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) et la calcite (CaCO_3);
- soit co-précipité avec le fer, le calcium ou l'aluminium pour former des minéraux phosphatés;
- soit lié à la matière organique.

Suivant les conditions du milieu dans lesquelles elles se trouvent, telle ou telle fraction du phosphore particulaire contribue à l'enrichissement en phosphore de la colonne d'eau du lac. Les mécanismes en jeu dans ce transfert sont présentés ci-dessous.

2.1.2 Mécanismes de transfert du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau

Le phosphore contenu dans les sédiments est transféré vers la colonne d'eau (Boström *et al.*, 1988):

- soit par la remise en suspension des sédiments auxquels le nutriment est lié, suivie de la solubilisation de ce dernier ;
- soit par la solubilisation du phosphore particulaire dans l'eau interstitielle, suivie du transport depuis cette eau vers la colonne d'eau (voir figure 3).

La remise en suspension des sédiments est due à l'action du vent et des courants, à la bioturbation et au brassage des eaux par les bateaux à moteur.

Les processus de solubilisation du phosphore particulaire sont la désorption, la dissolution des précipités et des complexes constitués de ce nutriment, la réaction d'échange de ligand, le phosphore étant la substance libérée et l'hydrolyse enzymatique par les bactéries du phosphore contenu dans la matière organique (Ryding et Rast, 1994). Ces processus sont principalement régulés par la température, le potentiel d'oxydoréduction et le pH. L'augmentation de la température stimule l'activité microbienne, qui entraîne une diminution de l'oxygène, du potentiel d'oxydoréduction et du pH au fond du lac en raison de la respiration bactérienne (Boström *et al.*, 1988 ; Jensen et Andersen, 1992 ; Sondergaard *et al.*, 1999). Dans les sédiments, une valeur du potentiel d'oxydoréduction inférieure à 200 mV cause la libération du phosphore lié au fer (Mortimer, 1941). Un pH basique tend à diminuer la capacité de liaison du phosphore avec le fer et l'aluminium, et à augmenter la capacité de liaison du nutriment avec le calcium (Boström *et al.*, 1988). Un pH acide provoque des effets inverses.

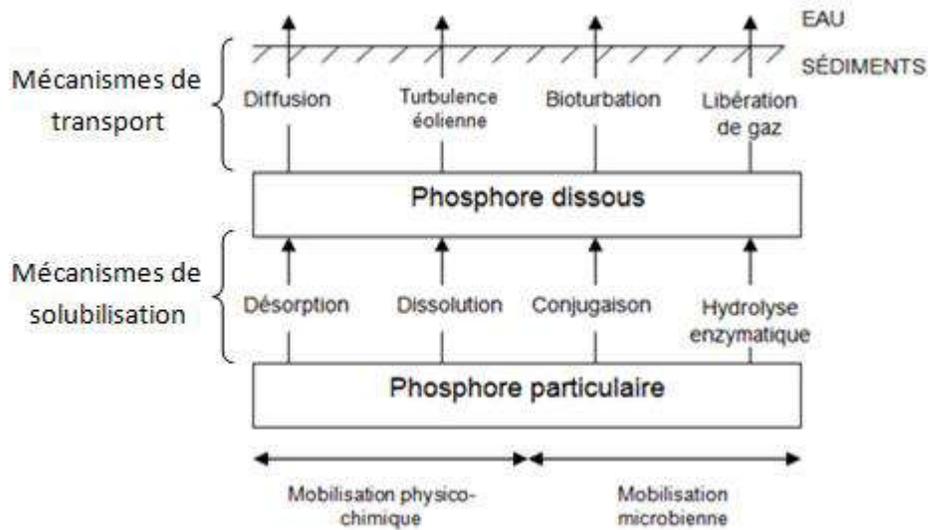


Figure 3 Mécanismes de libération du phosphore par les sédiments

Source : adaptée de Ryding et Rast (1994)

2.2 L'eutrophisation

2.2.1 Définition, processus et conséquences

L'eutrophisation est un phénomène naturel de vieillissement d'un lac, qui aboutit éventuellement à la transformation du plan d'eau en un écosystème terrestre. Les activités anthropiques accélèrent ce processus par l'apport excessif de matières nutritives : le phosphore et l'azote (Ryding et Rast, 1994). Cette eutrophisation accélérée est définie comme étant « l'enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau » (Organisation de Coopération et de Développement Économiques, 1982).

Le processus d'eutrophisation comprend les étapes suivantes :

- enrichissement en nutriments, provoquant la croissance des algues et des macrophytes qui s'en nourrissent ;
- prolifération du phytoplancton, qui, une fois mort devient du détritit organique et s'accumule dans les sédiments ;

- augmentation au fond du lac de la population bactérienne qui consomme l'oxygène dissous soit par respiration soit par dégradation de la matière organique ;
- Appauvrissement accentué par les bactéries anaérobies de l'oxygène au fond du lac quand celui-ci est stratifié, menant principalement à une perte de la biodiversité (par exemple, mortalité accrue des poissons et des bactéries aérobies).

L'eutrophisation a des conséquences néfastes pour l'être humain, la faune et la flore (Galvez *et al.*, 2002):

- envahissement des plans d'eau par des espèces nuisibles comme certaines espèces de cyanobactéries pouvant produire des toxines (efflorescence algale) ;
- réduction de la biodiversité avec notamment une forte mortalité des poissons ;
- diminution de la qualité de l'eau (transparence, couleur, goût, odeur) ;
- risques sanitaires ;
- impacts socio-économiques, comme la baisse de fréquentation de campings ou de restaurants ou l'interdiction d'activités récréatives (pêche amateur ou baignade).

Les risques pour la santé sont surtout liés aux toxines produites par les cyanobactéries. L'exposition à ces substances se fait généralement par la baignade ou par la consommation de poissons dans lesquels elles peuvent s'accumuler. Ces toxines peuvent causer des irritations cutanées, des troubles digestifs, des lésions du foie et des dommages sur le système nerveux. Les plus répandues sont les microcystines qui sont des hépatotoxines (endommagement du foie).

2.2.2 Moyens de lutte contre l'eutrophisation

La lutte contre l'eutrophisation nécessite de contrôler son principal facteur responsable, soit l'enrichissement en nutriments d'un lac. Il s'agit donc de traiter le problème à la source. Par conséquent, réduire voire supprimer les apports exogènes est indispensable et contribue à restaurer un lac eutrophe. Pour certains lacs, une telle action est efficace : elle a permis d'améliorer la qualité de l'eau et d'atténuer la prolifération algale dans plusieurs lacs d'Europe du Nord (Jeppesen *et al.*, 2005).

Néanmoins, le contrôle des sources externes ne suffit pas toujours : c'est généralement le cas des lacs avec une charge interne d'éléments nutritifs, c'est-à-dire des sédiments riches en phosphore, libérés surtout en été. Les sédiments représentent alors la principale source de nutriments et contribuent à l'eutrophisation accélérée du lac. Dans de telles

situations, des mesures de restauration appliquées directement au lac sont utilisées afin de diminuer la concentration des nutriments dans l'eau. Elles sont (Ryding et Rast, 1994) :

- soit « chimiques » comme la floculation et le recouvrement actif des sédiments ;
- soit « physiques » comme l'aération de l'hypolimnion, la circulation forcée, la dilution de l'eau du lac, le pompage de l'eau de l'hypolimnion, la réduction du niveau d'eau et le dragage.

Une autre mesure de contrôle de l'eutrophisation est la biomanipulation, qui vise à contrôler le phytoplancton. Elle consiste à modifier la chaîne alimentaire, afin d'accroître la population de zooplancton se nourrissant de la biomasse algale (Klapper, 2003).

2.3 Le dragage comme technique de restauration des lacs eutrophes

Le dragage est une opération principalement réalisée lors de la création et l'entretien des voies de navigation fluviales ou maritimes et des zones portuaires. Le dragage peut aussi être utilisé à des fins environnementales lors des projets de restauration de cours d'eau, de lacs ou de ports. Il s'agit alors d'extraire des sédiments contaminés afin d'améliorer la qualité de l'eau et de rétablir des écosystèmes aquatiques. Comme indiqué précédemment, le dragage est utilisé pour le contrôle de l'eutrophisation.

2.3.1 Les techniques de dragage

De multiples techniques de dragage existent, les deux grandes catégories de méthodes sont le dragage mécanique et le dragage hydraulique. Le choix d'une technique dépend essentiellement de l'objectif de l'opération de dragage (activités d'entretien, réhabilitation environnementale), des conditions d'opération (accessibilité, profondeur, obstacles, eaux agitées) et de la nature du fond à draguer (qualité des sédiments, présence de débris).

2.3.1.1 Les dragues mécaniques

Le dragage mécanique est réalisé par l'action mécanique d'un outil directement sur les sédiments. L'outil est soit une benne preneuse, soit une cuillère (ou à pelle), soit un godet (voir figures 4 à 6). Le type le plus répandu dans le monde est la drague à benne preneuse. Les dragues mécaniques sont utilisées aussi bien pour les sédiments durs que meubles. Elles peuvent être opérées jusqu'à des profondeurs de 30 m (drague à benne).

Les sédiments dragués sont transférés dans le puits à déblais installé à bord de la drague ou dans une barge pour être ensuite acheminés au lieu de dépôt.

Ces dragues présentent plusieurs avantages. Leur action sur les sédiments dragués ne modifie quasiment pas la densité du matériau ; ceci réduit les volumes à transporter et à traiter (Environnement Canada, 1994). De plus, elles sont utilisables malgré la présence de débris dans les sédiments. Grâce à elles, le dragage peut être effectué dans des zones restreintes, difficiles d'accès et présentant des obstacles. Enfin, pour des sédiments cohérents, les sédiments dragués sont compacts et peu chargés en eau (IFREMER, 1999).

Concernant les inconvénients, les dragues mécaniques causent la remise en suspension des sédiments, plus particulièrement lorsque ceux-ci sont lâches et non cohérents. Cette remise en suspension a lieu lorsque (Environnement Canada, 1994) :

- la drague entre en contact avec le fond ;
- un débris entrave la fermeture complète de la benne ;
- les sédiments fins passent à travers les mâchoires de la benne lors de sa remontée dans la colonne d'eau ou lors de sa sortie hors de l'eau.

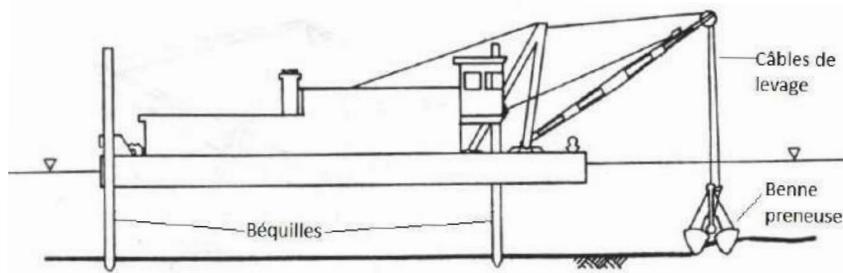


Figure 4 Drague à benne preneuse

Source : adaptée de Hand *et al.*, (1978)

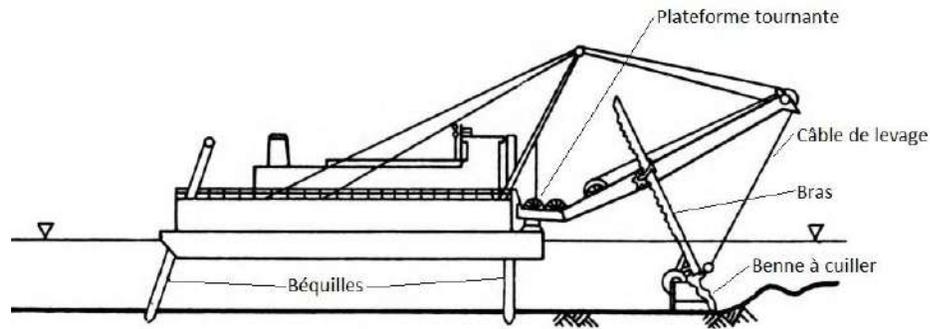


Figure 5 Drague à cuillère

Source : adaptée de Hand *et al.*, (1978)

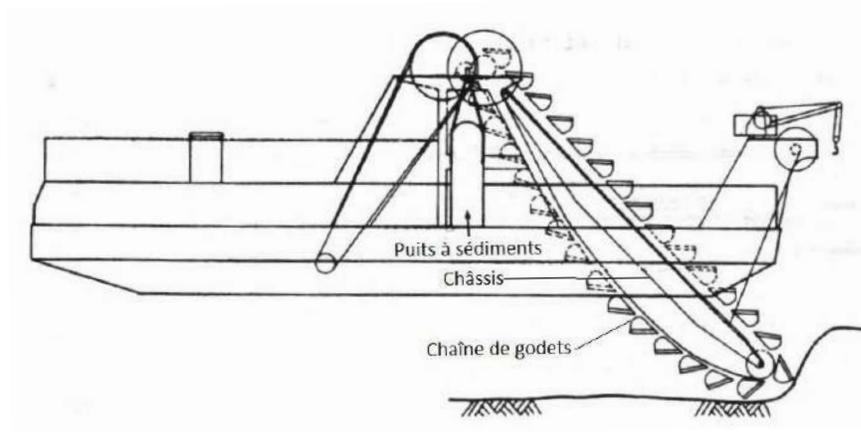


Figure 6 Drague à godets

Source : adaptée de Hand *et al.*, (1978)

2.3.1.2 Les dragues hydrauliques

Le dragage hydraulique consiste en l'aspiration des sédiments au moyen d'une pompe centrifuge, un tuyau d'aspiration (élinde) et son embout (bec d'élinde) comme montré à la figure 7. Lors de l'aspiration, de l'eau est également aspirée, de sorte que les dragues hydrauliques refoulent les sédiments sous forme de boue liquide, ayant un pourcentage massique de matières solides compris entre 10 et 20 % (Centre Saint-Laurent, 1992). Les sédiments dragués sont refoulés soit dans le puits à déblais de la drague, soit dans une barge, soit dans des conduites allant jusqu'au lieu de dépôt. La profondeur à laquelle les dragues hydrauliques peuvent être opérées est de l'ordre d'une trentaine de mètres.

Le principal avantage des dragues hydrauliques est une remise en suspension réduite des sédiments comparativement aux dragues mécaniques (Centre Saint-Laurent, 1992). Concernant les inconvénients, les dragues hydrauliques sont difficilement opérables en eaux agitées. De plus, la présence des conduites de transfert entravent la navigation de la drague. D'autre part, l'utilisation d'une drague hydraulique cause la production d'un grand volume d'eau, dont la gestion peut être complexe si cette eau est contaminée. Enfin, les débris présents dans les sédiments dragués peuvent obstruer l'élinde ou les conduites de refoulement. En présence de débris, un désagrégateur peut être ajouté au bec d'élinde (voir figure 8), néanmoins son utilisation augmente la remise en suspension des sédiments (Centre Saint-Laurent, 1992).

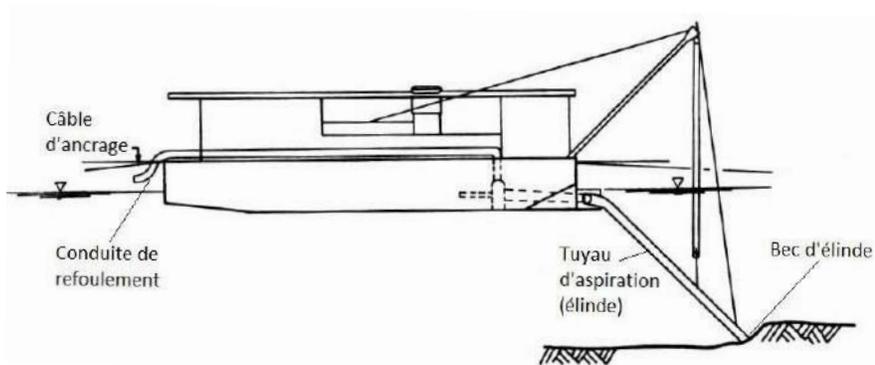


Figure 7 Drague hydraulique

Source : adaptée de Hand *et al.*, (1978)

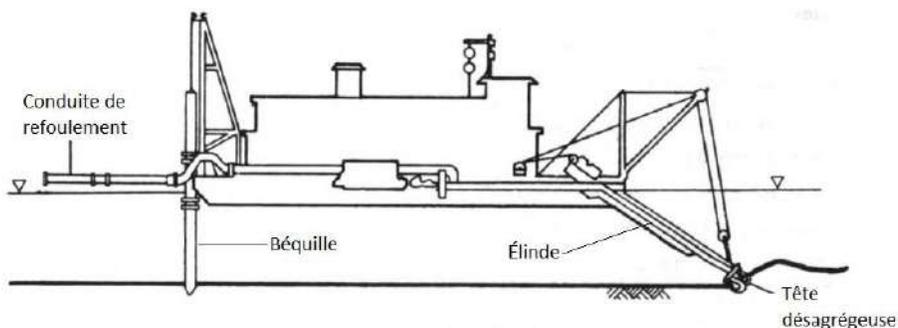


Figure 8 Drague hydraulique à tête désagrégieuse

Source : adaptée de Hand *et al.*, (1978)

2.3.2 Conséquences relatives à l'eutrophisation

Dans le cas d'un lac sujet à une eutrophisation accélérée, le dragage est employé comme une mesure de contrôle des apports internes de nutriments. Son objectif est alors le retrait des sédiments les plus riches en nutriments, afin de réduire directement les apports internes de nutriments. Si les sources externes ont été auparavant supprimées, le résultat d'une telle action est la réduction de la concentration des éléments nutritifs dans la colonne d'eau.

D'autre part, ce procédé entraîne l'augmentation de la profondeur du lac, qui a plusieurs effets bénéfiques dont l'amplitude est fonction de l'épaisseur de sédiments dragués. Si cette dernière est suffisamment élevée pour causer une augmentation du volume de l'hypolimnion, celui-ci devient anaérobique plus lentement, de sorte que la libération de phosphore résiduel par les sédiments est ralentie (Stefan et Hanson, 1980). Le dragage des sédiments cause également une augmentation du volume du lac, ce qui permet de diluer les nutriments si leurs sources sont maintenues stables ou diminuées et, dans une moindre mesure, de réduire la température de l'eau (Stefan et Hanson, 1980 ; Mattson *et al.*, 2003). Ce dernier effet entraîne une augmentation de la solubilité de l'oxygène et une atténuation de l'activité bactérienne et algale. Par conséquent, l'hypolimnion devient anaérobique plus lentement et donc la libération de phosphore résiduel par les sédiments est ralentie. Néanmoins, cette augmentation du volume du lac par le dragage peut être minimisée voire compensée par un taux de sédimentation relativement élevé (Peterson, 1981).

Le dragage implique aussi le retrait des formes de résistances des algues présentes dans les sédiments, comme par exemple les spores de cyanobactéries (Holdren *et al.*, 2001). La composition algale post-dragage peut donc être différente de celle d'avant dragage, ce changement étant également favorisé par la disponibilité des nutriments.

Pour contrer l'eutrophisation accélérée, le dragage a été appliqué avec succès dans plusieurs lacs ; un des cas les plus cités et les plus documentés est celui du lac Trummen (Suède, 1970-1971). L'eutrophisation de ce lac peu profond a été accélérée à cause d'effluents domestiques. Le contrôle de ces sources externes de nutriments n'a eu que peu d'effets sur l'état du lac, en raison de sédiments riches en nutriments. Afin de gérer la source interne d'éléments nutritifs, le premier mètre de sédiments a été dragué. Cela a causé la chute des concentrations en phosphore et en azote (Bengtsson *et al.*, 1975).

Celles-ci se sont maintenues à des niveaux bas lors des quatre années de suivi post-dragage. La qualité globale du lac s'est vue améliorée, avec notamment une augmentation de la transparence. La biomasse d'algues bleu-vert a diminué après une réduction des nutriments, une meilleure oxygénation du lac et l'élimination des spores ; et le phytoplancton présent est celui d'un lac oligotrophe (Cronberg, 1982). Lors des dix-huit années qui ont suivi le dragage, la qualité du lac s'est faiblement détériorée, la concentration en phosphore total restant notamment à des niveaux semblables à ceux observés juste après dragage (Cooke *et al.*, 1993).

2.3.3 Autres répercussions environnementales du dragage

Les opérations de dragage occasionnent plusieurs effets sur l'écosystème aquatique, aussi bien lors du retrait des sédiments que lors de la navigation des dragues en eaux peu profondes.

Le premier impact immédiat du dragage est la destruction de l'habitat des populations benthiques (organismes vivant à l'interface eau-sédiments). Les espèces peu mobiles ou immobiles sont retirées en même temps que les sédiments. Sont affectés également les organismes aquatiques utilisant le fond du lac pour leur alimentation ou leur reproduction. Une attention particulière doit être portée sur les frayères. Il est recommandé d'éviter de draguer dans et autour de ces zones sensibles aux alentours de la période de frai. Logiquement, le retrait des sédiments superficiels modifie le fond du lac, les sédiments plus anciens étant de qualité différente (granulométrie, composition). Il s'agit alors d'un nouvel habitat, qui peut être recolonisé au bout d'une à trois années, dépendamment de la nature du nouveau fond et selon que le lac soit dragué partiellement ou totalement (Cooke *et al.*, 1993). Comme l'habitat est modifié et comme les nutriments sont supposés être moins disponibles, la nouvelle population benthique est différente de celle d'avant dragage. Ce dernier changement, en plus de la perte ou modification d'habitat et de la moindre disponibilité des nutriments, perturbe la chaîne alimentaire et donc affectent le reste de l'écosystème aquatique.

Le deuxième impact immédiat des activités de dragage est la mise en suspension temporaire de sédiments entraînant une dégradation de la qualité de l'eau, il sera abordé dans la section suivante.

2.3.3.1 Mise en suspension des sédiments

Comme mentionné dans le paragraphe précédent, le dragage entraîne essentiellement une mise en suspension des sédiments. Plusieurs paramètres influencent l'ampleur et la persistance de cet effet : les caractéristiques des sédiments, les caractéristiques hydrodynamiques et physico-chimiques du site de dragage et la nature de la drague employée (Environnement Canada, 1994). Tout d'abord, la nature des sédiments est le premier facteur qui permet de prévoir l'ampleur du phénomène. En effet, des sédiments fins et non cohérents sédimenteront plus lentement que des sédiments grossiers et cohérents, et seront susceptibles de se disperser au gré des courants. Concernant les caractéristiques hydrodynamiques du site de dragage, la vitesse des courants et la force des vents influencent l'importance de la mise en suspension de sédiments. De plus, la température et la salinité peuvent créer une stratification verticale et donc conditionner la sédimentation des sédiments. Le volume de sédiments mis en suspension dépend aussi de la nature de la drague et de son mode d'opération.

Enfin, si les sédiments sont contaminés, un risque de contamination de l'eau existe. La probabilité qu'ils soient mis en solution dépend des conditions physico-chimiques et de l'activité microbiologique dans le milieu (Environnement Canada, 1994).

Les effets sur le biote aquatique dépendent de plusieurs facteurs : le volume de sédiments mis en suspension, leur granulométrie, leur dispersion, leur sédimentation et leur teneur en substances nocives et enfin la vulnérabilité des espèces (Environnement Canada, 1994). En dehors des activités de dragage, la mise en suspension des sédiments est provoquée par des événements naturels (courants, vents, tempêtes) et par les activités de navigation, plus particulièrement en eaux peu profondes. Ainsi, les espèces régulièrement exposées à ce phénomène seront moins vulnérables que les autres. En règle générale, les œufs et les larves de poissons et d'invertébrés sont les plus vulnérables car leur développement est altéré par les particules fines (IFREMER, 1999). De plus, les poissons évitent les zones où l'augmentation de la turbidité est significative, de sorte qu'ils sont surtout affectés par la destruction des frayères et de leur source de nourriture. Par ailleurs, si les sédiments sont contaminés, ceux-ci peuvent affecter le biote aquatique, l'impact des contaminants dépendant de leur biodisponibilité et de leur potentiel de toxicité.

2.4 Méthodes de séparation des phases solide-liquide

La gestion des sédiments dragués est une composante non négligeable du projet pilote de restauration du lac Saint-Augustin. Étant donné l'état de contamination des sédiments du lac Saint-Augustin en phosphore et en métaux lourds (détaillé au paragraphe 3.7 Qualité des sédiments du lac), il est nécessaire de prévoir le devenir des boues extraites : soit leur réutilisation, soit leur recyclage, soit leur élimination. Afin d'en réduire les coûts et de faciliter le transport des sédiments dragués, le volume de ces derniers peut être réduit grâce à des méthodes de séparation de phases solide-liquide. De plus, celles-ci permettent de favoriser la réduction de tout ou partie des contaminants, phosphore et métaux lourds, dans la phase liquide des matériaux de dragage obtenue après séparation (Gosselin *et al.*, 1997 ; Agence de l'eau Artois-Picardie, 2002). Dans cette section est présentée la théorie relative aux méthodes de séparation des phases solide-liquide testées dans ce projet de recherche, à savoir :

- la décantation ;
- la coagulation-floculation ;
- la clarification par hydrocyclone, méthode reposant sur l'utilisation de la force centrifuge.

2.4.1 Décantation

La décantation est un procédé de séparation solide-liquide, basé sur le phénomène de sédimentation. Cette technique consiste à séparer de l'eau les particules solides par l'effet de la gravité, dans un bassin de décantation. Les particules solides, ayant une densité supérieure à celle de l'eau, sont entraînées vers le bas et s'accumulent au fond du bassin de décantation.

Cette technique de séparation dépend de plusieurs facteurs : les caractéristiques des particules solides comme leur taille, leur forme et leur masse volumique ; la concentration en solides du mélange à traiter et la température qui influe la viscosité de l'eau. Très utilisée dans le traitement des eaux et en minéralurgie, la décantation est souvent combinée à d'autres procédés afin d'effectuer une séparation solide-liquide.

2.4.2 Coagulation-floculation

La coagulation-floculation est un processus de clarification chimique des boues par ajout d'un composé chimique naturel ou synthétique. Elle est utilisée dans le traitement des

eaux et des déblais de dragage. Elle consiste en l'agglomération des matières en suspension, favorisant leur enlèvement par sédimentation et/ou par filtration. Le taux d'enlèvement des particules fines est de 90 % (Agence de l'eau Artois-Picardie, 2002)

La coagulation est un ensemble de réactions physico-chimiques résultant de l'ajout d'un coagulant et d'une agitation rapide et courte. Cette dernière a pour objectif de répartir rapidement le réactif dans toute la boue et donc d'en maximiser l'efficacité. Le coagulant provoque la diminution des forces de répulsion électrostatique, facilitant le rapprochement des particules. La floculation correspond à l'agglomération des particules en floccs. Ceux-ci sont relativement plus gros que les particules : ils sédimentent plus vite et sont plus facilement filtrés. La floculation est permise grâce à un brassage plus doux et plus long que pour la coagulation, cette agitation favorise la collision entre les particules.

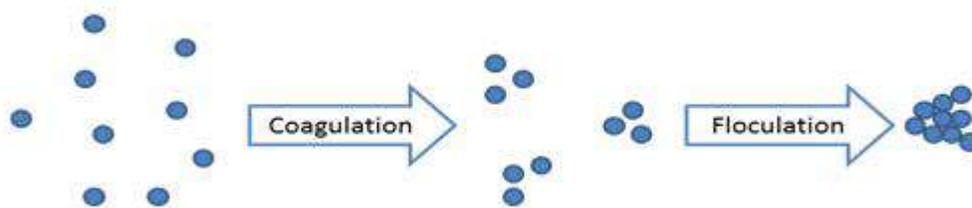


Figure 9 Processus de coagulation-floculation

Les principaux coagulants utilisés sont les polymères et les coagulants inorganiques comme l'alun, le sulfate ferrique, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique, et le sulfate d'alumine. Les polymères sont des molécules organiques, de grande masse moléculaire et de grande taille. Ces molécules sont synthétisées par homopolymérisation d'un monomère ou par copolymérisation de deux monomères. Il existe trois grandes catégories de polymères : les polymères non ioniques (de charge nulle), les polymères anioniques (chargés négativement) et les polymères cationiques (chargés positivement). Leurs propriétés électriques leur permettent de créer des ponts entre les particules en suspension ou de neutraliser celles-ci. Il en résulte que les polymères provoquent la coagulation-floculation et la précipitation des particules en suspension (Tchobanoglous et Burton, 1991). Ils peuvent être utilisés seuls ou en complément d'un coagulant inorganique.

2.4.3 Hydrocyclone

L'hydrocyclone est un équipement sans partie mobile, utilisé pour la classification des particules ou pour la séparation des phases solide et liquide. Le principe de séparation repose sur l'utilisation de la force centrifuge.

Cet équipement comprend un corps cylindro-conique auquel trois parties sont fixées (voir figure 10) :

- l'ouverture d'introduction de l'alimentation, par laquelle est introduite la boue à traiter (pulpe) ;
- la buse de surverse (vortex) située au sommet de l'hydrocyclone ;
- la buse de sousverse (apex) situé au bas de l'appareil.

Suivant les besoins, des gammes de vortex et d'apex de taille différente peuvent être installées sur l'hydrocyclone.

Le principe de fonctionnement repose sur la force centrifuge créée par les effets de la forme particulière de cet équipement et de la pression à laquelle la pulpe à traiter y est injectée. La pulpe est injectée en haut de l'hydrocyclone, tangentiellement, par l'ouverture d'alimentation, avec une pression déterminée. Ceci cause à l'intérieur du corps conique la formation d'un vortex, comprenant en son centre une zone de faible pression matérialisée par une colonne d'air. L'étranglement au bas du cône donne à la colonne d'air un mouvement vertical ascendant. Les particules fines ayant une vitesse verticale de chute faible sont circonscrites autour de cette colonne d'air et sont entraînées vers l'ouverture du diaphragme. Les particules plus grosses ont quant à elles une vitesse verticale de chute élevée. Pour celles-ci, la force centrifuge est prépondérante par rapport à la résistance due à la viscosité du fluide. Par conséquent, ces particules sont entraînées vers les parois de l'hydrocyclone et sortent par le bas du cône, soit par la buse de décharge. Lors du fonctionnement correct d'un hydrocyclone, la décharge de la sousverse est de forme conique avec un angle se situant entre 20 et 30° (Bouchard, 2001).

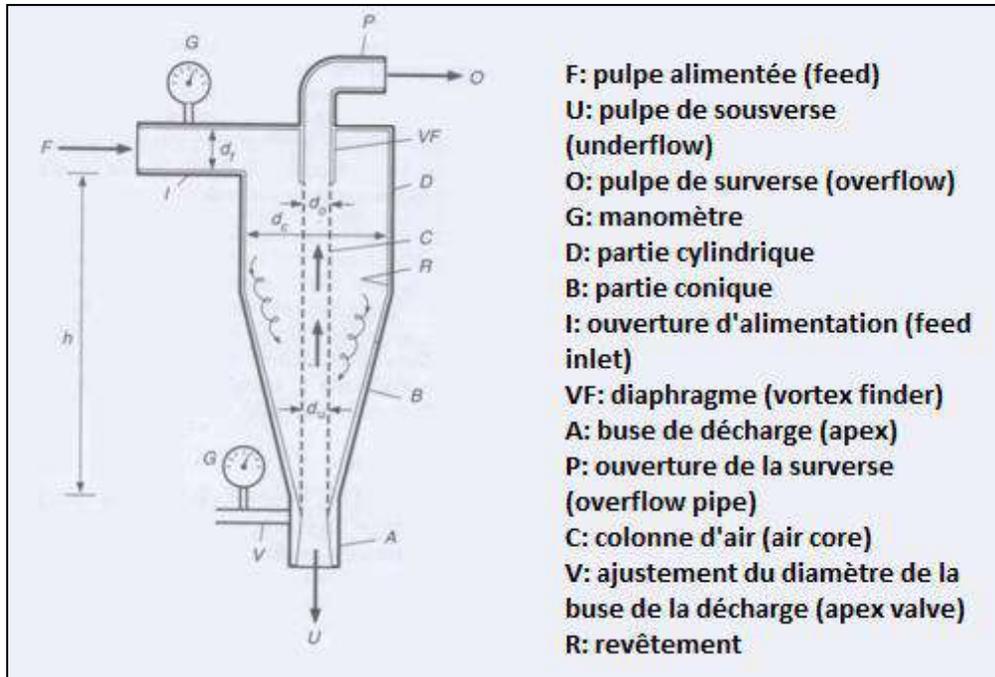


Figure 10 Composants de l'hydrocyclone

Source : Bouchard (2001)

Plusieurs paramètres peuvent être réglés pour déterminer les conditions de séparation et donc la qualité de la sousverse et de la surverse. Il s'agit de la densité de la pulpe à traiter, du débit et de la pression de l'alimentation, ainsi que du diamètre de l'ouverture du diaphragme et de la buse de décharge. Ces paramètres permettent de fixer le diamètre de coupure, limite théorique entre les particules fines se retrouvant à la surverse et les grosses particules se retrouvant à la sousverse. Plus précisément, le diamètre de coupure d_{50c} est la taille d'une particule qui a la même probabilité de se retrouver dans la surverse et de se retrouver dans la sousverse. Dans le cas d'un hydrocyclone idéal, cela signifie qu'une particule de taille inférieure au diamètre de coupure se retrouve dans la surverse ; et qu'une particule de taille supérieure se retrouve dans la sousverse. Ce diamètre de coupure peut être calculé à partir de la formule empirique suivante (Bouchard, 2001) :

$$d_{50c} = \frac{14,6 * d_c^{0,46} * d_f^{0,6} * d_o^{1,21} * \exp(0,063 \%V)}{d_u^{0,71} * h^{0,38} * q^{0,45} * (\rho_s - \rho)^{0,5}} \quad \text{Eq. (1)}$$

où :

- d_{50c} est le diamètre de coupure en μm ;

- d_c est le diamètre intérieur de la partie cylindrique en cm ;
- d_f est le diamètre intérieur de l'ouverture de l'alimentation en cm ;
- d_o est le diamètre intérieur du diaphragme en cm ;
- d_u est le diamètre intérieur de la buse de décharge en cm ;
- %V est le pourcentage de solides en volume de la pulpe d'alimentation ;
- h est la distance entre le bas du diaphragme et le haut de la buse de décharge en cm ;
- q est le débit volumique de pulpe à l'alimentation en m^3/h ;
- ρ_s est la masse volumique du solide présent dans la pulpe en g/cm^3 ;
- ρ est la masse volumique du liquide présent dans la pulpe en g/cm^3 .

L'hydrocyclone est utilisé pour la classification de particules de taille inférieure à 1400 μm et le diamètre de coupure est généralement compris entre 5 et 300 μm (Gosselin *et al.*, 1997). Il est également utilisé comme clarificateur, l'objectif étant d'avoir une surverse claire. Cet appareil dispose d'une grande capacité, soit jusqu'à 20 m^3 de pulpe par minute (Gosselin *et al.*, 1997) et d'une grande efficacité, la surverse pouvant ne contenir que 10 % des sédiments traités (Agence de l'eau Artois-Picardie, 2002).

3 Description du site d'étude

Cette partie donne une description générale du lac Saint-Augustin, où les essais *in situ* ont été effectués, et de son bassin versant. Est présenté notamment un résumé de la qualité des eaux et des sédiments du plan d'eau.

3.1 Localisation

Le lac Saint-Augustin (lat. 46°42'N, long. 71°22'O) est situé dans la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures en banlieue de Québec, sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Dans le bassin versant du lac se trouvent des zones agricoles au nord/nord-ouest du lac, un tronçon de l'autoroute 40 (Autoroute Félix-Leclerc) au nord et des habitations autour.

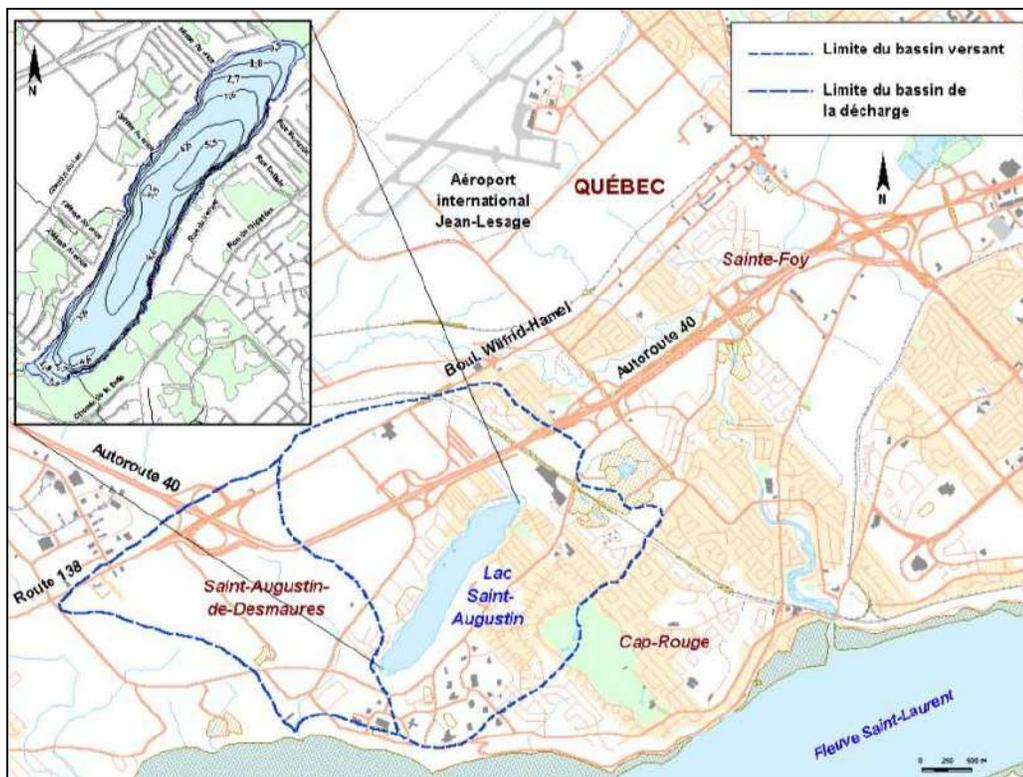


Figure 11 Localisation du lac Saint-Augustin

Source : Bergeron *et al.*, (2002)

3.2 Caractéristiques morphométriques

Le lac couvre une superficie de 0,6 km², pour une longueur maximale de 2,1 km et une largeur maximale de 300 m. Sa profondeur moyenne est de 3,6 m avec une profondeur maximale de 6,1 m (Bergeron *et al.*, 2002). Le bassin versant naturel du lac a une superficie d'environ 7,5 km². Actuellement, les eaux de ruissellement d'une zone au sud-est du lac (correspondant au bassin de décharge sur la figure 11) ont été détournées du bassin versant naturel. Le bassin versant modifié, qui résulte de ce détournement, a une superficie de 6,3 km². Les données sur la morphométrie du lac sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1 Données morphométriques du lac Saint-Augustin

Source : Bergeron *et al.* (2002)

	Paramètres	Valeurs
Lac	Longueur maximale (km)	2,1
	Largeur moyenne (km)	0,29
	Largeur maximale (km)	0,3
	Superficie (km ²)	0,6
	Périmètre (km)	4,5
	Profondeur moyenne (m)	3,6
	Profondeur maximale (m)	6,1
	Volume (x10 ⁶ m ³)	2,38
Bassin versant naturel	Superficie (km ²)	7,462
Bassin versant modifié	Superficie (km ²)	6,293

3.3 Topographie

La topographie du terrain, représentée sur la figure 12, permet de délimiter le bassin versant du lac. L'altitude des courbes de niveau est donnée en mètres. La ligne rouge indique les limites du bassin versant naturel. La topographie révèle une petite vallée s'étendant dans l'axe longitudinal du lac et qui devient plus large vers la rivière Cap-Rouge au nord-est du lac. Ainsi, le relief facilite l'écoulement des eaux de ruissellement et des

eaux souterraines dans la direction nord-ouest/sud-est, vers le lac, zone de niveau le plus bas.

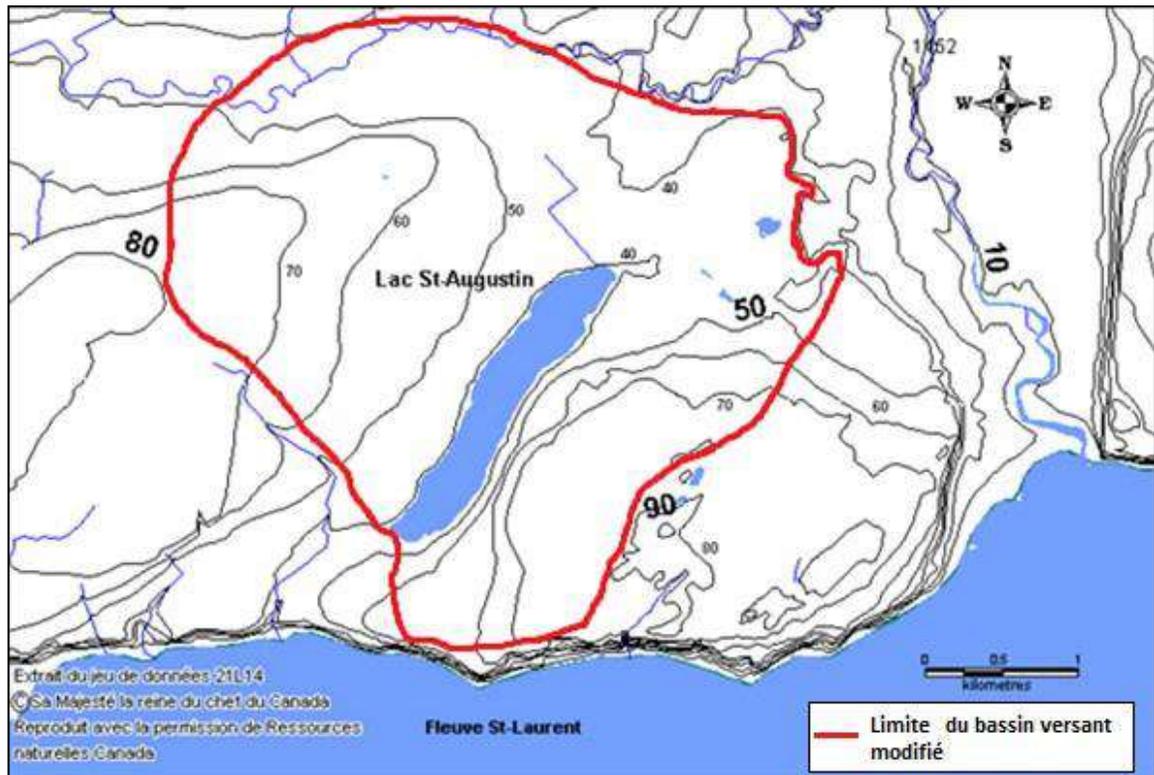


Figure 12 Topographie aux environs du Lac St-Augustin

Source : adaptée de Galvez-Cloutier *et al.*, (2006 a)

3.4 Hydrologie

Le lac Saint-Augustin est un lac artésien ; il est essentiellement alimenté par des eaux souterraines, des eaux de ruissellement, un tributaire à l'extrémité nord-est et par un réseau de drainage urbain et agricole. Ce dernier draine notamment les eaux de ruissellement provenant d'un tronçon de l'autoroute Félix-Leclerc. Le ruisseau de décharge du lac Saint-Augustin se jette directement dans le fleuve Saint-Laurent.

Un bilan hydrologique a été réalisé pour ce lac par Rochefort (2005) à partir de données climatiques de 1990 à 2004 d'Environnement Canada. La précipitation annuelle moyenne est de 1117 mm dans le bassin versant du lac. La répartition des eaux de pluie est illustrée à la figure 13.

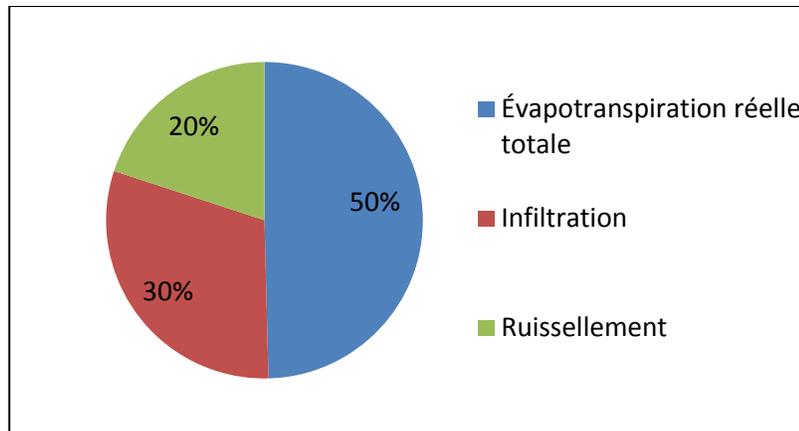


Figure 13 Répartition des eaux de pluie dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

Le temps de renouvellement du lac calculé est entre 0,44 an (Bergeron *et al.*, 2002) et 0,71 an (Galvez-Cloutier *et al.*, 2006). Ainsi l'eau du lac se renouvelle 1,4 à 2,3 fois par an, ce qui faciliterait une restauration du lac (Phillips *et al.*, 1999). En effet, la réduction des apports en nutriments et un temps de renouvellement relativement court des eaux du lac permettrait de réduire plus rapidement la concentration des nutriments dans la colonne d'eau.

3.5 Hydrogéologie

D'après une étude de Rochefort (2005) sur l'hydrogéologie du lac Saint-Augustin, ce dernier se situe sur des dépôts sédimentaires fluvioglaciaires (i.e. provenant des eaux de fonte d'un glacier), composés principalement de sable et de gravier, de la dernière glaciation. Ces dépôts s'étendent sur la longueur du lac jusqu'au-delà de la rivière au nord-est, ce qui montre une corrélation entre la localisation des dépôts sédimentaires et la topographie. De plus, le lac se trouve entre deux zones de roc, composé de shale noir (schiste noir argileux) au sud-est et au nord-ouest.

Le lac est alimenté par une nappe libre souterraine, située dans les sédiments fluvioglaciaires et ayant sa zone de recharge au nord-est du lac. Les eaux souterraines se déplacent sur le flanc nord du lac dans la direction NO-SE, puis elles traversent les sédiments du lac pour alimenter le lac lui-même. La zone d'influence de l'infiltration des eaux de ruissellement de l'autoroute Félix-Leclerc se trouve au-dessus de cette nappe. La recharge de cette nappe a été calculée à partir de données pour les années 1990 à 2004 et vaut 1,92.106 m³/an. Cette recharge est nulle entre mai et octobre. La topographie du

terrain a été reliée au niveau de la nappe phréatique (voir figure 2). Le gradient hydraulique horizontal moyen vaut 0,0144 (Galvez-Cloutier *et al.*, 2006 b). Il favorise le déplacement horizontal de l'eau vers le lac, confirmant ainsi les résultats de Rochefort.

3.6 Qualité des eaux du bassin versant

Dans cette section sont présentées les principales données concernant la qualité des eaux du bassin versant du lac Saint-Augustin.

Les données relatives à la qualité de l'eau du lac permettent de déterminer le niveau d'eutrophisation du lac. Les descripteurs couramment utilisés pour la surveillance de l'eutrophisation sont la transparence et les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*. Les valeurs moyennes mesurées pour ces paramètres en été sont présentées au tableau 2. Ces données et le diagramme de classement du niveau d'eutrophisation des lacs présenté à la figure 14 indiquent que le lac Saint-Augustin est un lac eutrophe voire hyper-eutrophe, et donc dans un état critique.

Tableau 2 Valeurs moyennes des paramètres de surveillance de l'eutrophisation au lac Saint-Augustin

Sources : * Bergeron *et al.*, (2002) ; ** Simoneau *et al.*, (2004)

Période	Transparence en m	Phosphore total en µg/L	Chlorophylle α en µg/L
Été 2000 *	0,7	70	-
Été 2001 *	0,9	70	62,4
Été 2003 **	1,5	77,6	53

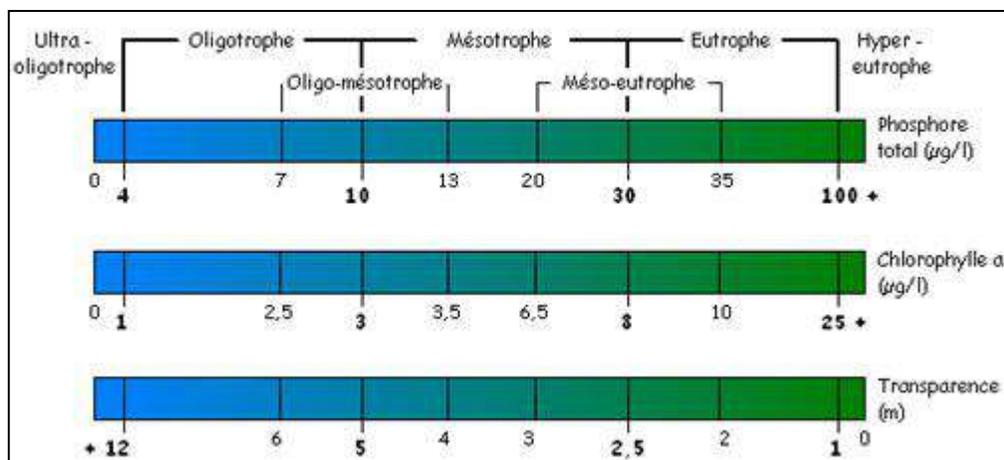


Figure 14 Diagramme de classement du niveau d'eutrophisation des lacs

Source : MDDEP (2002)

Par ailleurs, les concentrations en métaux (cadmium, chrome, cuivre, fer, mercure, nickel, plomb et zinc) et les concentrations en chlorures, calcium et sodium (sels dissous) sont inférieures aux critères de qualité de l'eau de surface du MDDEFP (Bergeron *et al.*, 2002).

Les données concernant les eaux souterraines et les eaux de ruissellement, ainsi que les eaux du lac sont résumées dans le tableau 3. Ce tableau donne les gammes de valeurs mesurées lors des différents travaux de caractérisation des eaux du bassin versant du lac Saint-Augustin. Les eaux souterraines et de ruissellement transportent des contaminants qui se retrouvent ensuite dans le lac. Les eaux souterraines apportent essentiellement du phosphore au lac. Les eaux de ruissellement apportent au lac une eau légèrement basique chargée en sels dissous (conductivité élevée) tels que le chlorure et le sodium, provenant des sels de déglacage.

Tableau 3 Résumé de la qualité des eaux dans le bassin versant du lac Saint-Augustin

Paramètre	pH	Conductivité en µs/cm	Phosphore total en µg/L
Eau du lac	7,5 – 7,8	700 - 1300	60 - 120
Eaux souterraines	7,4 – 7,5	425 - 925	40 - 60
Eaux de ruissellement	7,7 - 8,3	625 - 4380	10

3.7 Qualité des sédiments du lac

3.7.1 Données sur la contamination des sédiments

Les sédiments du lac Saint-Augustin ont fait l'objet de caractérisations afin de déterminer les contaminants les plus problématiques.

Les analyses sur les sédiments ont révélé une concentration moyenne en phosphore total de 1209 mg/kg (Brin, 2007) et de 892 mg/kg (Consortium DDM – ProFaune, 2005). La concentration moyenne se situe entre le « Lowest Effect Level » (seuil d'effets mineurs) égal à 600 mg/kg et le « Severe Effect Level » (seuil d'effets néfastes) égal à 2000 mg/kg, seuils établis par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (1993). En regard de ces critères de qualité, les sédiments sont considérés comme étant légèrement à significativement contaminés en phosphore (aucun critère pour cette substance n'a été établi par le MDDEFP). Il n'y a pas de critère de qualité en vigueur au Québec, néanmoins les concentrations ambiantes en phosphore total dans les sédiments des lacs fluviaux du Saint-Laurent varient entre 1000 et 1300 mg/kg (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007). Les sédiments du lac Saint-Augustin ne sont pas *a priori* plus contaminés que ceux d'autres lacs de la région.

La spéciation du phosphore, donnée à la figure 15, permet d'évaluer sa disponibilité environnementale. Le phosphore lié à la matière organique (16 % de $[P_{tot}]$) et celui lié au fer (17 % de $[P_{tot}]$) sont considérés comme disponibles, car pouvant être aisément remis en solution (Brin, 2007). La majeure partie du phosphore (41 % de $[P_{tot}]$) est liée à des composés de calcium, et considérée de ce fait comme peu disponible. Enfin, le phosphore résiduel (26 % de $[P_{tot}]$) correspond à la fraction de phosphore fortement rattaché aux sédiments : il n'est donc pas susceptible d'être transféré à la colonne d'eau (Brin, 2007).

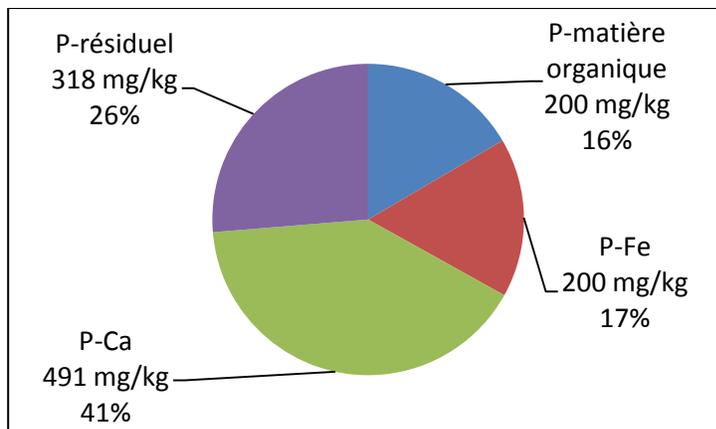


Figure 15 Spéciation du phosphore contenu dans les sédiments du lac Saint-Augustin

Source : Brin (2007)

Des éléments traces métalliques (ETM), i.e. le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn), sont présents dans les sédiments (Brin, 2007). Mais leur concentration ne dépasse pas la concentration d'effets probables (CEP), qui est un critère de qualité tiré du guide « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'applications : prévention, dragage et restauration » (Environnement Canada et MDDEP, 2007). D'après ce guide, il n'y a pas alors lieu d'initier de processus de restauration au regard de la contamination relativement faible des sédiments par les métaux. Néanmoins, la concentration en cadmium (Cd), plomb (Pb) et zinc (Zn) dépasse la concentration d'effets occasionnels (CEO), autre critère du guide précédemment cité. Ceci implique qu'il est nécessaire de s'assurer qu'après dragage, la gestion des sédiments ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Dans le cas d'un retour des déblais de dragage en milieu aquatique, leur innocuité pour le milieu récepteur doit être prouvée au moyen d'essais de toxicité. Le mercure et l'arsenic sont également retrouvés dans les sédiments, mais n'excèdent pas le CEO (Galvez-Cloutier *et al.*, 2003 ; Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007). Quant à l'aluminium et le fer, leur concentration est du même ordre de grandeur que les teneurs naturelles retrouvées dans les sédiments des lacs d'eau douce du Saint-Laurent (Consortium DDM – ProFaune, 2005; Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007).

Les concentrations moyennes pour le phosphore et les métaux les plus préoccupants sont résumées dans le tableau 4 et comparées aux différents critères précédemment cités.

Tableau 4 Concentration des contaminants problématiques des sédiments du lac Saint-Augustin

Source : *Brin (2007) ; ** Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1993) ; *** Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2007)

Contaminant	Concentration moyenne en mg/kg *	Seuil d'effets mineurs en mg/kg **	Concentration d'effets occasionnels en mg/kg ***	Concentration d'effets probables en mg/kg ***
Phosphore	1209	600	-	-
Cadmium	2,3	-	1.7	3.5
Plomb	75	-	52	91
Zinc	272	-	170	310

Par conséquent, les sédiments sont un réservoir de phosphore et d'ETM nocifs et donc une source potentielle de polluants et de matières nutritives pouvant être relargués dans l'eau du lac. De plus, si ces sédiments sont dragués, leur état de contamination impose une gestion et une élimination adéquates.

3.7.2 Potentiel de relargage du phosphore par les sédiments

Préalablement à l'évaluation des procédés de dragage présentée dans ce rapport, une étude du potentiel de relargage du phosphore par les sédiments a été réalisée par Bourget en 2010. Elle avait deux objectifs : 1) valider que l'épaisseur optimale de sédiments à retirer lors d'une restauration du lac par dragage est de 10 cm et 2) localiser l'emplacement de la plateforme du volet II. Le potentiel de relargage du phosphore a été étudié sur les sédiments récents et les sédiments anciens. En effet, les sédiments récents correspondent aux dix premiers centimètres de la couche superficielle des sédiments. Il s'agit des sédiments accumulés depuis les années 1960 et caractéristiques d'un milieu eutrophe, dans lesquels la teneur en phosphore total est la plus élevée, soit entre 900 et 1533 mg/kg. Sous ces sédiments récents se trouvent les sédiments anciens, dans lesquels la teneur en phosphore total est moindre : entre 400 et 900 mg/kg (Roberge, 2004). Des carottes de sédiments ont été prélevées aux points A, C, F, I et K sur la pointe

nord-est du lac Saint-Augustin (voir figure 16). Cette zone du lac a été choisie comme site d'étude, car le taux de sédimentation y est élevé en raison de la présence d'un tributaire. Le potentiel de relargage du phosphore par les sédiments récents a été évalué sur des carottes entières. Le potentiel de relargage du phosphore par les sédiments anciens a été évalué sur des carottes auxquelles les dix premiers centimètres ont été retirés préalablement aux essais.

Cette étude a consisté en des essais de diffusion du phosphore réalisés en laboratoire (voir le montage à la figure 17). Tout d'abord, de l'eau déionisée (exempte de phosphore et d'autres substances) a été placée au-dessus des sédiments pour permettre la diffusion du phosphore des sédiments vers cette eau surnageante. Puis, le phosphore soluble a été dosé dans cette eau surnageante à intervalles de temps réguliers pour déterminer le potentiel de relargage du phosphore par les sédiments. Les taux de relargage des sédiments récents ont été comparés à ceux des sédiments anciens.



Figure 16 Lieux d'échantillonnage (A, C, F, I et K) pour les essais de diffusion du phosphore

Source : Bourget *et al.*, (2010)



Figure 17 Montage de l'essai de diffusion du phosphore sur une carotte de sédiments

Source : Bourget *et al.*, (2010)

Ces essais de diffusion ont révélé que le taux de relargage par diffusion du phosphore par les sédiments anciens est négligeable par rapport à celui des sédiments récents. La concentration en phosphore soluble est généralement inférieure à 10 µg/L pour les sédiments anciens. La concentration moyenne en phosphore soluble dans l'eau surnageante est égale à 77 µg/L pour les sédiments récents provenant du point I, et à 212 µg/L, pour ceux provenant du point K. Donc, les taux de relargage les plus élevés ont été mesurés pour les sédiments récents provenant des points I et K. Les résultats de ces essais de diffusion sont résumés dans le tableau 5.

Tableau 5 Résultats des essais de diffusion du phosphore sur les carottes de sédiments du lac Saint-Augustin

Source : adapté de Bourget *et al.*, (2010)

Origine de l'échantillon	Sédiments anciens					Sédiments récents				
	A	C	F	I	K	A	C	F	I	K
Concentration moyenne en phosphore soluble dans l'eau surnageante en µg/L	5	3	2	2	3	12	8	4	77	212

Ainsi, les sédiments récents sont à l'origine du relargage du phosphore par diffusion dans la colonne d'eau par les sédiments. Par conséquent, l'enlèvement des dix premiers centimètres de sédiments semble suffisant pour contrôler les apports en phosphore dans

le cas d'une restauration du lac par dragage. D'autre part, comme le potentiel de relargage du phosphore est plus élevé pour les sédiments récents des sites I et K, il apparaît donc préférable d'évaluer des techniques de gestion des sédiments à cet endroit du lac, comme il s'agit des zones les plus contaminées.

Les sédiments au fond du lac sont une source de phosphore du lac Saint-Augustin (Galvez-Cloutier *et al.*, 2003). Bourget et collaborateur (2010), en démontrant que les sédiments récents contiennent et libèrent du phosphore dans la colonne d'eau, en apporte une preuve supplémentaire. Ceci permettrait d'expliquer la différence entre la concentration en phosphore à la surface et au fond du lac, observée par Bergeron en 2002 et par la Ville de Québec en 2009. Les données recueillies sont présentées au tableau 6. Cette différence est notable plus particulièrement à l'été 2009, lors duquel la concentration en phosphore est deux fois plus élevée au fond du lac qu'à la surface.

Tableau 6 Observations historiques de la concentration en phosphore au lac Saint-Augustin

Source	Période	[P _{tot}] moyenne en µg/L	
		Surface	Fond
Bergeron <i>et al.</i> , (2002)	Été 2000	70	70
	Printemps 2001	40	60
	Été 2001	70	70
Ville de Québec (2009)	Été 2009	140	300

4 Méthodologie

Les sédiments étant la source principale de phosphore contaminant les eaux du lac Saint-Augustin, le dragage de ceux-ci a été étudié. Deux types de dragage ont été expérimentés dans le cadre de cette maîtrise : le dragage mécanique et le dragage hydraulique, au moyen d'essais *in situ* réalisés grâce à une plateforme flottante. En vue de la gestion *ex situ* des sédiments dragués, des méthodes de séparation de phases solide-liquide ont été également expérimentées : la décantation, la coagulation suivie d'une filtration et séparation par force centrifuge. Ces techniques permettraient de réduire le volume de sédiments dragués à traiter hors du site de dragage.

Dans ce chapitre est présentée la méthodologie employée pour la réalisation des différents essais énoncés ci-dessus. Il décrit le matériel utilisé et les étapes du plan expérimental qui sont :

- Essais *in situ* :
 - Installation de la plateforme et des enclos dans lesquels les expérimentations sont réalisées ;
 - Protocole opératoire du dragage mécanique et du dragage hydraulique
 - Échantillonnage de l'eau des enclos, servant au suivi de paramètres physico-chimiques avant, pendant et après l'application des traitements ;
 - Démobilisation de la plateforme.
- Essais de séparation de phases solide-liquide :
 - Protocole opératoire de la décantation, de la coagulation-filtration et de la séparation par force centrifuge ;
 - Échantillonnage des phases solide et liquide.
- Procédure des mesures *in situ* et des méthodes analytiques effectuées sur les prélèvements.

4.1 Essais en enclos sur plateforme flottante

Les essais en plateforme ont eu lieu au lac Saint-Augustin, lors de l'été 2011 et sont décrits ci-après.

4.1.1 Description de la plateforme flottante et des enclos

La plateforme flottante utilisée lors des essais comporte cinq modules rectangulaires de mêmes dimensions, 3,65 m de longueur par 2,13 m de largeur, en bois non traité et assemblés en forme de croix (voir figures 18 et 19). L'ensemble, de 11 m de longueur par 9,5 m de largeur, flotte au moyen de flotteurs cylindriques en PVC rigide remplis d'air. Il s'agit de la même plateforme utilisée lors des essais du volet I du projet pilote de démonstration technologique pour la restauration des lacs eutrophes. Sa structure cruciforme permet d'accueillir quatre enclos de 4 m² de surface, isolant ainsi quatre colonnes d'eau du reste du lac.

Les quatre enclos utilisés ont été fabriqués par la firme Curry Industries Ltd. De forme octogonale, ils ont une surface de 4 m² et d'arête de 91 cm et une hauteur totale de 3,80 m. La toile est faite d'un matériau composite : du vinyle transparent renforcé par un maillage de fibres en polyester. La toile comporte quatre ceintures permettant d'accueillir des supports, composés de tuyaux en PVC rigide (voir figure 20). En partant du haut, le premier support se trouve à 30 cm de la surface du lac tandis le deuxième support se situe au niveau de l'eau. Cette section de l'enclos empêche l'eau du lac de pénétrer dans la colonne d'eau. La section comprise entre le deuxième support et le support inférieur isole une colonne d'eau d'une hauteur de 3,50 m. Dans la ceinture inférieure, une chaîne en acier inoxydable a été ajoutée en plus du support plastique, afin d'augmenter le poids et donc faciliter l'ancrage.

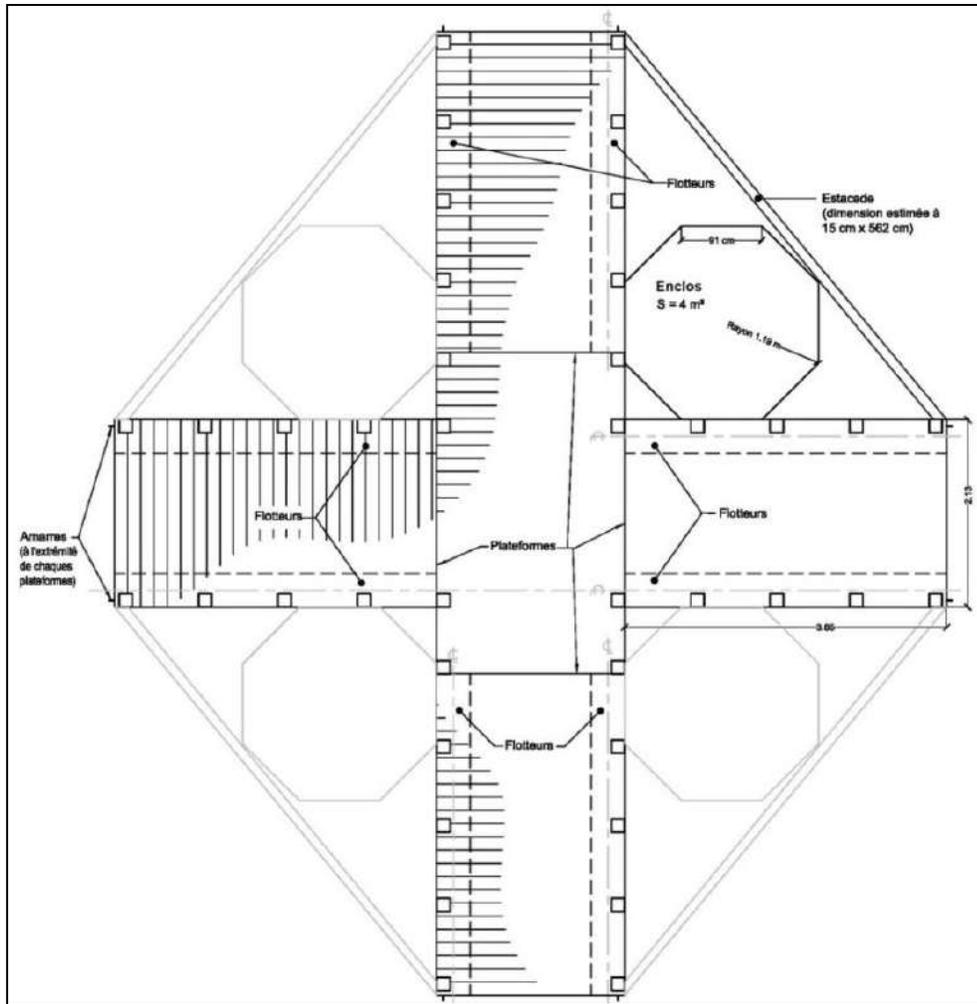


Figure 18 Vue en plan de la plateforme flottante

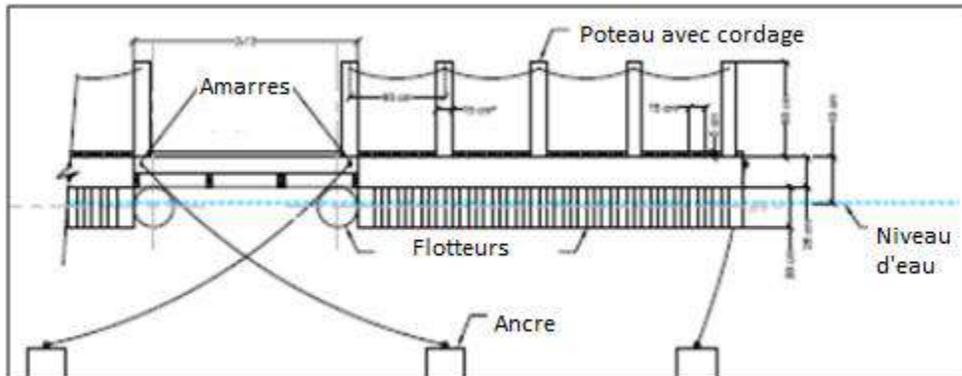


Figure 19 Vue de profil de la plateforme flottante

Des mesures spéciales ont été prises afin de renforcer les enclos. Tout d'abord, au sommet de chaque enclos, des blocs de styromousse ont été fixés sur le support en PVC. Ce dispositif a été mis en place afin d'assurer une meilleure flottaison et éviter des apports en eau par des vagues (voir figure 21). Puis, pour l'enclos destiné au traitement par dragage hydraulique uniquement, une barrière en PVC souple, lestée par du sable, a été rajoutée pour protéger la toile des efforts causés par la succion lors de ce dragage (voir figure 22). Les flotteurs en styromousse et la barrière en PVC ont été fabriqués par la firme Dessau et leurs dimensions sont ajustées à celle des enclos.



Figure 20 Enclos fabriqué par Curry Inc.

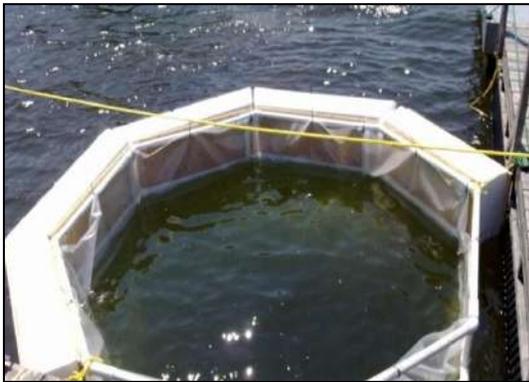


Figure 21 Blocs de styromousse montés sur les supports supérieurs de l'enclos



Figure 22 Barrière en PVC pour la protection de la toile de l'enclos « dragage hydraulique »

4.1.2 Localisation de la plateforme

Suite à l'étude du potentiel de relargage des sédiments du lac Saint-Augustin (section 3.7.2), le site d'essais retenu initialement se trouve au nord du lac, entre les sites I et K (voir figure 23). De plus, cette zone a été choisie car l'épaisseur de sédiments y est élevée ce qui mettrait en évidence l'impact du dragage sur la récupération de la colonne d'eau. En raison d'une forte présence d'herbier et d'algues au niveau des sites I et K, la zone d'essais a été déplacée au sud du site I, soit entre les sites F et G et à quelques mètres du rivage (voir figure 23). La position finale a été choisie de telle sorte que :

- elle soit le plus proche possible des sites I et K présentant un potentiel de relargage du phosphore le plus élevé ;
- il n'y ait pas d'herbier dans les enclos ;
- la profondeur maximale ne dépasse pas la hauteur des enclos ;
- à proximité du rivage pour des raisons pratiques (accès) et de sécurité (évacuation).



Figure 23 Localisation finale de la plateforme

Source : Image Google Earth

Le positionnement et les coordonnées GPS de la plateforme au cours des essais des volets I (2009) et II (le présent projet de recherche, 2011) sont donnés au tableau 7 et à la figure 24.

Tableau 7 Coordonnées GPS des sites d'essais de 2009 et 2011

Site	Coordonnées GPS	
Plateforme volet I (2009)	46°44'44.0" N	71°23'51.6" O
Plateforme volet II (2011)	46°45'18.5" N	71°23'06.7" O
Ferme Pâquet (entreposage de la plateforme)	46°44'58.4" N	71°23'42.6" O



Figure 24 Localisation de la plateforme lors des essais de 2009 et de 2011

Source : Image Google Earth

4.1.3 Montage et installation

Le montage et l'installation de la plateforme ont été réalisés avec l'aide de deux techniciens de Dessau en juillet 2011. À la fin des essais réalisés en 2009, la plateforme avait été entreposée sur le terrain de la ferme de M. Pâquet, à une trentaine de mètres du lac. Les cinq modules avaient été séparés et laissés montés. Ainsi, une fois mis à l'eau, chaque module a été tracté, relié par une corde à un bateau à moteur, jusqu'au site d'essais. Par la suite, les modules ont été réunis au moyen de cordes. Une fois la plateforme assemblée, la hauteur de la colonne d'eau a été vérifiée à l'aide d'un ruban-mètre muni d'un poids, au niveau de l'emplacement de chaque enclos. La position de la plateforme a été ajustée de sorte que la profondeur ne dépasse pas la hauteur des enclos. Puis, l'ancrage de la structure a été effectué avec douze blocs bétons reliés à chaque coin des modules par des cordes. Les blocs béton ont été disposés de façon croisée pour stabiliser la position de la plateforme.



Figure 25 Entreposage de la plateforme à la ferme Paquet en 2009

Source : Bourget *et al.*, (2011)



Figure 26 Transport d'un module de la plateforme jusqu'au site d'essais

Le montage et l'installation des enclos ont été réalisés avec l'aide de deux techniciens de Dessau et de deux plongeurs de Hydro Spection DGT Inc. Les enclos ont été assemblés sur la rive puis acheminés par bateau jusqu'au site d'expérimentation. Lors de l'installation de ceux-ci, le support supérieur a été fixé à la plateforme par des cordes. Le support inférieur et la chaîne en acier ont été enfouis d'au moins quinze centimètres dans le fond par les plongeurs. Pour l'enclos destiné au traitement par dragage hydraulique, la barrière en PVC souple a été installée avant d'enfouir le support inférieur. Cette barrière a été enfouie partiellement dans les sédiments, à l'intérieur de l'enclos, de sorte que le PVC soit plaqué contre la toile de l'enclos. Les plongeurs ont vérifié la bonne mise en place de cet élément tout au long de cette opération. Puis, le support inférieur et la chaîne en acier ont

été enfouis d'environ quinze centimètres dans le fond. Enfin, les plongeurs ont inspecté l'état de chaque enclos. Ces derniers ont veillé à limiter la remise en suspension de sédiments lors des manipulations.



Figure 27 Enclos assemblé sur la rive

4.1.4 Protocole des essais en plateforme

La simulation des dragages hydraulique et mécanique en enclos constitue le cœur des expérimentations de ce travail de recherche. Le protocole des essais en plateforme détaille successivement les procédures suivies lors de la réalisation des deux types de dragage. Ces derniers ont été simulés dans deux enclos distincts. Comme pour la plateforme I de 2009, un enclos a servi de témoin, c'est-à-dire qu'aucun traitement n'y a été effectué. Afin de profiter de l'enclos restant, le traitement à l'alun couplé au recouvrement calcaire, déjà expérimenté par Bourget (2011) a été répété. Néanmoins, comme il sera expliqué plus loin, cet essai a été perturbé, de sorte que son mode opératoire et ses résultats sont présentés à l'annexe A à titre informatif.

Chaque colonne d'eau et son enclos associé ont été identifiés par un code lettré en rapport avec son traitement correspondant. Le traitement à appliquer dans un enclos a été choisi selon la profondeur de l'emplacement de ce dernier, mesurée avant l'installation des enclos. Ces informations sont résumées dans le tableau 8. Dans ce tableau sont également précisées les techniques de séparation des phases solide-liquide testées sur les sédiments dragués. Le protocole des essais de séparation sont présentées plus loin.

Tableau 8 Colonnes d'eau: identification, traitement accueilli et profondeur

Code de la colonne d'eau	Profondeur en m	Traitement appliqué	Séparation solide-liquide sur sédiments dragués
L	3,1	Lac (colonne d'eau libre) aucun traitement	-
T	3,25	Témoin aucun traitement	-
H	3,2	Dragage hydraulique	Coagulation-filtration Séparation par force centrifuge
M	3,2	Dragage mécanique	Décantation

Le dragage hydraulique a été réalisé dans l'enclos H et le dragage mécanique dans l'enclos M. Dans l'enclos T, aucun traitement n'a été effectué : il sert de témoin. La colonne d'eau L est une colonne d'eau libre du lac donc sans enclos. Les colonnes d'eau L et T permettent d'évaluer l'effet créé par la présence d'un enclos. Les essais se sont déroulés de juillet 2011 à octobre 2011. Le calendrier des traitements est donné dans le tableau 10.

Tableau 9 Calendrier des traitements

Traitement	Enclos	Date
Dragage mécanique	M	29 juillet et 3 août
Dragage hydraulique	H	11 août

Le transport de l'équipement, des sédiments dragués et des matériaux de recouvrement a été effectué grâce à un radeau motorisé, supportant une charge maximale de 500 kg.

4.1.4.1 Dragage mécanique

Le traitement par dragage mécanique a été réalisé en deux étapes chacune ayant duré une journée : la première a eu lieu le 29 juillet et la seconde le 3 août. Ce traitement vise à simuler le dragage mécanique par benne preneuse, comme montré à la figure 28.



Figure 28 Dragage mécanique

Source: The Grab Specialist BV (2012)

Ce traitement a consisté en un enlèvement des premiers dix centimètres de sédiments superficiels par des bennes preneuses, sur une surface de 4 m^2 , soit un volume de 400 L. Il a été réalisé au moyen d'une benne Ekman de dimensions 6"x 6" et d'une benne Ponar de dimensions 9"x 9". Ces deux bennes sont des bennes d'échantillonnage de sédiments. Pour réaliser les opérations de dragage, la benne Ekman, montrée à la figure 29, est suspendue à une corde suffisamment longue. Les mâchoires de la benne sont maintenues ouvertes grâce à des câbles attachés à des crochets munis de ressorts (voir figure 30). En faisant tomber un poids le long de la corde, les ressorts sont actionnés de sorte que les crochets libèrent les câbles. Les mâchoires se referment en collectant le volume de la benne en sédiments.



Figure 29 Benne Ekman utilisée pour le dragage mécanique

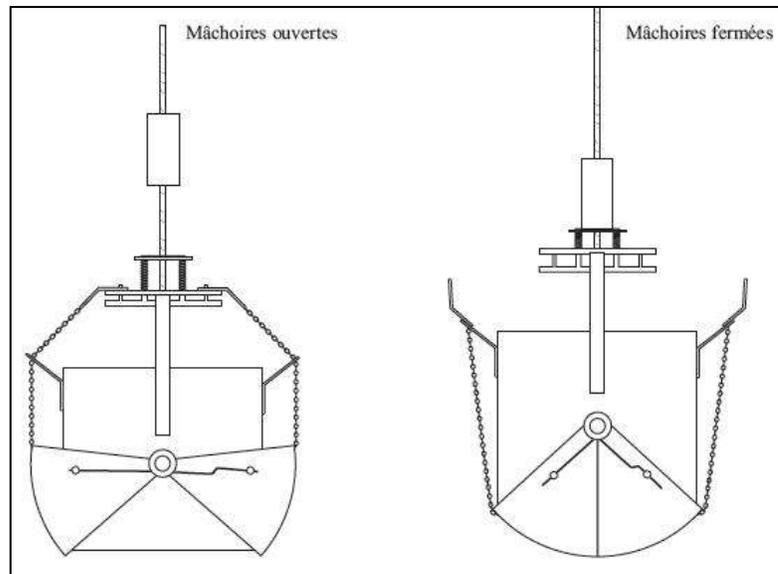


Figure 30 Fonctionnement de la benne Ekman

Source : Grant *et al.*, (2002)

La benne Ponar est également suspendue à une corde. Par un système de crochets, les mâchoires sont maintenues ouvertes (voir figure 31). Lorsque les mâchoires sont dans les sédiments, tirer sur la corde permet de « faire sauter » le crochet et donc de refermer les mâchoires.

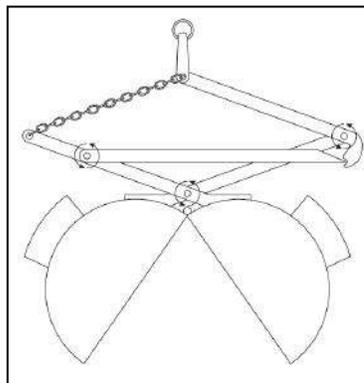


Figure 31 Fonctionnement de la benne Ponar

Source : Grant *et al.*, (2002)

Le mode opératoire suivi pour le dragage mécanique est le suivant :

- ouverture des « mâchoires » de la benne ;

- introduction de la benne dans l'enclos et dépôt dans les sédiments ;
- déclenchement du mécanisme de fermeture et captation de sédiments ;
- retrait de la benne en dehors de l'enclos ;
- déversement des sédiments dans un seau.

Par un quadrillage de l'enclos, toute la surface de celui-ci a pu être draguée. Les seaux remplis de sédiments ont été transporté jusqu'à la ferme Pâquet grâce au radeau motorisé. Puis, ils ont été vidés dans une grande cuve en PVC de 1000 L, placée à une trentaine de mètres de la rive. Au total, le volume de sédiments dragués était d'environ 450 L. Environ 50 L de sédiments dragués ont été prélevés dans cette cuve et placés dans des seaux propres en plastique puis conservés à 4°C au laboratoire d'environnement de l'Université Laval pour pouvoir évaluer des méthodes de séparation des phases solide-liquide (voir paragraphe 4.2 Essais de séparation des phases solide-liquide). Lors de ce traitement, beaucoup de sédiments ont été mis en suspension, notamment lors de la remontée des bennes, car celles-ci ne sont pas parfaitement étanches une fois fermées. La couleur est alors devenue noirâtre, comme montré à la figure 33.



Figure 32 Déversement des sédiments dragués dans un seau



Figure 33 Enclos M deux jours après le dragage mécanique

4.1.4.2 Dragage hydraulique

Le traitement par dragage hydraulique a été réalisé avec l'aide d'un technicien de la firme Terratube, le 11 août 2011, en une demi-journée. Ce traitement vise à simuler le dragage hydraulique par une drague suceuse, comme montré à la figure 34.

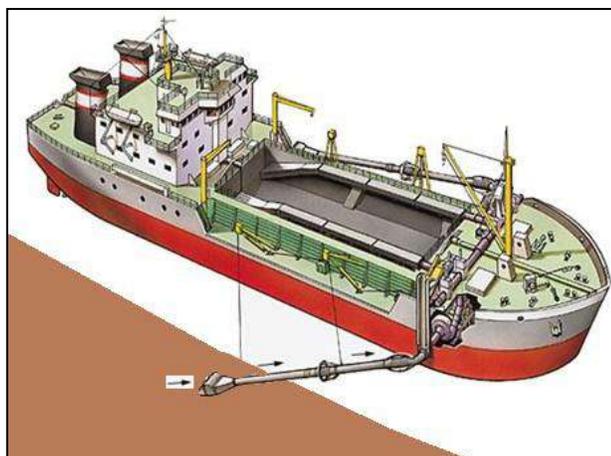


Figure 34 Dragage hydraulique par drague suceuse

Source : adaptée de Larousse (2009)

Le dragage hydraulique a consisté en un enlèvement d'au moins dix centimètres de sédiments superficiels par succion, sur une surface de 4 m^2 , soit un volume minimal de 400 L.

Compte-tenu de la taille de l'enclos et du volume de sédiments à retirer, ce dragage a été réalisé au moyen d'une motopompe auto-amorçante, destinée au pompage d'eaux chargées en particules solides. Il s'agit d'une Tsurumi 2" modèle EPT3-50HAT. Les tuyaux d'aspiration et de refoulement sont en caoutchouc industriel et d'un diamètre de 2". Pour une profondeur de 3,2 m (celle de l'enclos H), le débit est d'environ 175 gal/min. Afin de faciliter la manipulation du tuyau d'aspiration, un manche en bois a été collé avec du ruban adhésif au tuyau. Le ruban adhésif a été appliqué de telle sorte que le tuyau soit gradué en pieds. Ceci a permis au technicien de connaître l'épaisseur de sédiments dragués et donc de retirer au moins 10 cm de sédiments.

Le technicien a balayé toute la surface des sédiments, du centre de la colonne d'eau vers l'enclos. Lorsqu'il s'est approché de la toile et de sa barrière de protection, le tuyau d'aspiration a été placé à la verticale grâce au manche en bois, pour éviter de créer trop d'efforts sur l'enclos. Lors de l'aspiration des sédiments, beaucoup d'eau a également été aspirée pour assurer le bon fonctionnement de la pompe. Par conséquent, pour conserver le même volume d'eau dans l'enclos, de l'eau du lac a été injecté au moyen de la pompe Flygt, le niveau du lac servant de référence.

Les sédiments sous forme de boue très liquide ont été rejetés dans une cuve de 1000 L placée sur le radeau motorisé. Puis, grâce à la motopompe, ils ont été transvidés dans une autre cuve de 1000 L placée sur la rive de la ferme Pâquet. Ensuite, de cette cuve, ils ont été à nouveau transvidés dans une cuve de 1000 L placée sur la ferme Pâquet, à une trentaine de mètres du rivage. Le volume total de boue obtenu après ce dragage hydraulique est d'environ 950 L. Environ 50 L de sédiments ont été prélevés dans cette cuve et placés dans des seaux propres en plastique, puis, conservés à 4°C au laboratoire d'environnement de l'Université Laval pour pouvoir évaluer des méthodes de séparation des phases solide-liquide (voir paragraphe 4.2 Essais de séparation des phases solide-liquide).

Lors du dragage hydraulique, l'épaisseur de sédiments dragués a été évaluée à environ 25 cm. Finalement, la profondeur de la colonne d'eau a été mesurée au moyen d'un ruban-mètre muni d'un poids. Cela a permis de déduire qu'une épaisseur de sédiments d'environ 10 à 15 cm a été draguée. La différence entre les deux mesures peut s'expliquer par le fait que le tuyau d'aspiration s'enfonce sous son poids dans les sédiments.



Figure 35 Dragage hydraulique à l'aide d'une motopompe et de son tuyau d'aspiration



Figure 36 Sédiments refoulés dans une cuve par la motopompe

4.1.4.3 Prélèvements d'eau dans les enclos

Lors de ces essais, des échantillons d'eau ont été prélevés dans les enclos où les dragages hydraulique et mécanique ont été réalisés. Les prélèvements ont été effectués au centre de la colonne au moyen d'une bouteille d'échantillonnage *Van Dorn Beta* de 2,2 L à des profondeurs différentes et dans cet ordre : à la surface de la colonne ; au milieu, plus précisément à 1,5 m de la surface ; au fond de la colonne, plus précisément à 60 cm de la surface des sédiments.



Figure 37 Bouteille de prélèvement en profondeur Van Dorn Beta de 2,2 L

Afin de ne pas prélever les particules flottant à la surface, la bouteille était totalement immergée juste en dessous de la surface, pour le prélèvement en surface. Une fois prélevé, chaque échantillon d'eau a été transféré dans une bouteille Nalgene de 500 mL préalablement lavée et conditionnée avec une portion du même échantillon. Puis la bouteille Nalgene a été placée dans une glacière pour conserver l'échantillon au frais. Le calendrier d'échantillonnage est donné dans le tableau 10. Les étapes des traitements effectués y sont mentionnées. A chaque journée d'échantillonnage, des prélèvements ont également été effectués dans l'enclos témoin et dans la colonne d'eau libre du lac, selon la procédure décrite précédemment.

Tableau 10 Calendrier d'échantillonnage des essais de 2011

Jour d'échantillonnage et traitement effectué	Date
J1	22 Juillet
J2	25
J3	27
J4	29
Dragage mécanique (enclos M)	29
J5	3 Août
Fin dragage mécanique (enclos M)	3
J6	4
J7	5
J8	8
J9	10
Dragage hydraulique (enclos H)	11
J10	17
J11	19
J12	23
J13	26
J14	30
J15	1 Septembre
J16	8
J17	16
J18	22
J19	27

4.1.5 Bris de l'enclos témoin

Suite à des épisodes orageux les 26 juillet et 1^{er} août, des bris de l'enclos témoin ont été constatés le 27 juillet et le 3 août. La toile s'est déchirée au niveau des soudures (voir figure 38) et les coudes de la structure en PVC qui était hors de l'eau se sont désemboîtés. L'enclos a été réparé en installant un tube plastique renforcé et flexible qui a été fixé aux deux extrémités d'une jonction par des colliers de serrage métalliques. Concernant la toile déchirée, dans un premier temps, les deux extrémités ont été rassemblées au moyen de colliers de serrage (*tyrap*). Pour ce faire, chaque bout a été perforé, puis le collier de serrage était mis en place. Ensuite, les deux extrémités ont été réunies sur toute la longueur de la déchirure par du ruban adhésif. Dans un second temps, afin de réduire les efforts de cisaillements sur le ruban adhésif, une pression a été exercée sur celui-ci grâce à des baguettes plates en PVC et des étaux de serrage. Les baguettes

ont été disposées de part et d'autre de la déchirure, sur le ruban adhésif. Puis, elles ont été maintenues solidement ensemble avec les étaux.



Figure 38 Toile déchirée de l'enclos T



Figure 39 Toile de l'enclos T réparée

4.1.6 Démobilisation de la plateforme

Les enclos et la plateforme ont été désinstallés le 28 octobre 2011. Avant le retrait, les plongeurs ont vérifié l'état des enclos : ceux-ci n'avaient présenté aucun endommagement. Les enclos ont dû être découpés pour faciliter leur retrait, ils ne pouvaient donc plus être réutilisés. Puis, les sections de la plateforme ont été ramenées sur la rive et entreposées à la ferme Pâquet, à une trentaine de mètres du rivage. Un périmètre de sécurité a été délimité autour de la plateforme au moyen de réflecteurs.



Figure 40 Transport d'une section de plateforme et des enclos vers la rive



Figure 41 Entreposage de la plateforme à la ferme Pâquet

4.2 Essais de séparation des phases solide-liquide

Les essais de séparation des phases solide-liquide ont eu lieu au département de Génie civil et de Génie des eaux de l'Université Laval, lors de l'automne 2011. Ces essais visaient à évaluer la performance de techniques de traitement des produits de dragage afin d'établir une stratégie de gestion et de réutilisation des sédiments adaptée au cas du lac Saint-Augustin. La séparation des phases solide-liquide permet de concentrer les particules solides, en vue d'une réutilisation ou d'une élimination et de clarifier l'eau contenue dans les produits de dragage, en vue d'un retour au lac ou d'une élimination. Les méthodes testées sont la décantation, la coagulation suivie d'une filtration et la séparation par la force centrifuge (clarification par hydrocyclone).

4.2.1 Décantation

L'essai de décantation a consisté à laisser sédimenter la boue issue du dragage mécanique et à mesurer la teneur en matières en suspension dans l'eau surnageante. Ceci a permis d'estimer le délai de décantation à attendre afin d'obtenir une eau suffisamment clarifiée et potentiellement retournable au lac et d'évaluer la contamination de cette eau surnageante. Le volume de déblais produit par le dragage hydraulique est plus important que celui produit par dragage mécanique, ce qui nécessite des infrastructures plus lourdes. Ainsi la décantation des sédiments issus du dragage hydraulique apparaît moins avantageuse économiquement que celle des sédiments issus du dragage mécanique. Par conséquent, seule la décantation des déblais produits par dragage mécanique a été étudiée.

Cet essai a été réalisé sur la boue issue du dragage mécanique, dans une cuve en PVC. Le volume de boue utilisée est d'environ 350 L. Avant l'essai, les sédiments ont été longuement brassés dans la cuve, afin de les ramener à leur état initial. Puis, l'eau surnageante a été échantillonnée à mi-hauteur et à intervalles réguliers (voir tableau 11). L'échantillon a été placé dans une bouteille Nalgene préalablement lavée et conservé à 4°C au laboratoire d'environnement de l'Université Laval. La teneur en matières en suspension (MES) a été mesurée pour chaque prélèvement. L'essai s'est terminé lorsque la teneur en MES était inférieure à la teneur minimale en MES mesurée dans la colonne d'eau libre du lac lors des essais en plateforme. À la fin de l'essai, les teneurs en phosphore et en métaux ont été déterminées dans le surnageant.

Tableau 11 Calendrier d'échantillonnage lors de l'essai de décantation

	Temps en heures	Temps en jours
Début de l'essai	0	0
	1	0,04
	6	0,25
	24	1
	30	1,25
	48	2
	96	4
	168	7
	216	9
	360	15
	432	18
Fin de l'essai	504	21

4.2.2 Coagulation et filtration par un polymère et filtration

L'essai de coagulation-filtration est divisé en deux étapes : la coagulation-floculation par un polymère, suivie par la filtration du produit de l'étape précédente par un sac de filtration. Cet essai a été réalisé sur les sédiments extraits par dragage hydraulique qui ont été conservés à 4°C au laboratoire d'environnement de l'Université Laval. Comme les sédiments retirés par dragage hydraulique ont *a priori* une teneur en eau plus grande que ceux retirés par dragage mécanique, leur déshydratation représente un cas extrême. C'est pourquoi l'essai de coagulation-filtration n'a été réalisé que sur les déblais produits par dragage hydraulique. L'essai a été effectué suivant les instructions de Chemco Inc., fournisseur des coagulants et de la firme Tencate, fabricant des sacs de filtration.

4.2.2.1 Coagulation-floculation par un polymère

Le choix du polymère a été effectué par M. Jean-Serge Leblanc de la firme Chemco Inc. Pour ce faire, il a testé différents polymères sur un échantillon de sédiments dragués provenant de la zone où la plateforme était placée. Suite à ces tests, il a émis deux principales recommandations :

- l'utilisation d'un polymère cationique, un polyacrylamide, sous forme de poudre et identifié *CMX123* chez Chemco Inc. ;
- le dosage de ce polymère est de 20 à 25 mL d'une solution à 0,4 % de *CMX123* par litre de boue.

Ce coagulant synthétique, fourni par Chemco, est utilisé dans le domaine de l'agroalimentaire. La fiche de données de sécurité (MSDS) est présentée à l'annexe B. Selon les tests effectués par Chemco Inc., une solution à 0,4 % de *CMX123* étant optimale, elle a été préparée comme suit. Quatre grammes de *CMX123* ont été saupoudrés dans un bécher contenant un litre d'eau déionisée. La solution a été brassée grâce à un agitateur magnétique pendant 45 minutes, à vitesse moyenne.

Coagulation-floculation d'un échantillon de volume significatif

Un échantillon de 14 L de sédiments a été transféré dans un seau propre et homogénéisé avec un mélangeur industriel. Une fois la solution à 0,4 % de *CMX123* préparée, celle-ci a été ajoutée par injections successives de 10 mL dans les sédiments. Simultanément aux injections, un brassage a été effectué au moyen du mélangeur industriel, à une vitesse moyenne pour ne pas briser les floccs. Les injections et le brassage ont été effectués jusqu'à obtenir des floccs longs d'environ un centimètre, qui ne cassent pas lorsque le mélange sédiments + polymère est brassé. Au total, 330 mL de solution à 0,4 % de *CMX123* ont été ajoutés aux 14 L de boue. Cela équivaut à un dosage de 94,4 mg de polymère *CMX123* par litre de sédiments.

Une fois la floculation terminée, les floccs ont sédimenté très rapidement, en 4-5 minutes (voir figure 44).



Figure 42 Sédiments issue du dragage hydraulique, après homogénéisation



Figure 43 Brassage du mélange sédiments + polymère avec un mélangeur industriel



Figure 44 Floccs sédimentés après l'étape de coagulation par polymère

4.2.2.2 Filtration

La filtration a été réalisée avec un sac de filtration Geotube GT500, spécialement conçu pour la déshydratation des boues, fabriqué par Tencate Geotube et fourni par Terratube. Les caractéristiques de ce sac sont données à l'annexe C. La principale caractéristique est la taille des pores égale à 0,425 mm. La procédure pour la filtration du mélange sédiments+polymère par le sac Geotube GT500 suit les recommandations de Tencate fournies à l'annexe D. Le montage de filtration est constitué d'un entonnoir, d'un tube de 2" de diamètre, d'un sac de filtration Geotube GT500 et d'un contenant en plastique.



Figure 45 Sac de filtration *Geotube GT500*



Figure 46 Montage de filtration

Une fois le montage prêt, les floccs sédimentés et l'eau surnageante ont été brassés, puis introduits dans l'entonnoir. L'extrémité du tuyau a été décollé du fond du sac afin d'éviter

que le tuyau ne déborde. Lorsque les 14 L de boue conditionnée ont été introduits, le sac s'égouttait et le contenant en plastique se remplissait peu à peu. Quand l'égouttement a cessé, le sac a été placé dans un bac en plastique et l'eau obtenue après filtration a été placée dans un seau fermé hermétiquement et conservé à 4°C. Un échantillon d'eau de deux litres et un échantillon de solides d'environ 100 grammes ont été prélevés pour être analysés.

4.2.3 Hydrocyclone

La séparation des phases solide-liquide par hydrocyclone a été réalisée sur un échantillon de sédiments issus du dragage hydraulique. L'hydrocyclone utilisé est celui du département de Génie des mines et de la métallurgie de l'Université Laval. Il s'agit d'un *Sprout-Bauer 600-N-3*.



Figure 47 Hydrocyclone du département de génie des mines et de métallurgie

Le diamètre de coupure est la limite théorique entre les particules fines se retrouvant à la surverse et les grosses particules se retrouvant à la sousverse. L'objectif de cet essai est d'obtenir une surverse la plus claire possible, donc avec les particules les plus fines possible voire sans particule. Par conséquent, il faut minimiser le diamètre de coupure, puisqu'une particule de diamètre supérieur au diamètre de coupure se retrouve dans la sousverse.

Or sur cet appareil, seule la buse de sousverse a plusieurs modèles de taille différente ; de sorte que seuls le diamètre intérieur de la buse d_u et la distance entre le bas du diaphragme et le haut de la buse de décharge h peuvent varier. Les paramètres géométriques qui ne peuvent être modifiés sont : le diamètre intérieur de la partie cylindrique $d_c = 2,5'' = 6,35$ cm, le diamètre intérieur de l'ouverture de l'alimentation $d_f = 1'' = 2,54$ cm et le diamètre intérieur du diaphragme $d_o = 1'' = 2,54$ cm. D'après l'équation Eq. 1 du diamètre de coupure (voir section 2.4.3 Hydrocyclone), pour le minimiser, il faut maximiser d_u et h . La buse de sousverse finalement retenue fixe les paramètres suivants : $d_u = 6.85$ mm et $h = 59,26$ cm.

L'essai a été réalisé sur 20 L de sédiments issus du dragage hydraulique. Tout d'abord, cet échantillon a subi une filtration humide avec un tamis dont le diamètre de maille est de 5 mm. Cette filtration a été nécessaire pour ne pas obstruer la buse de sousverse et bloquer tout le système. De cette filtration, seules quelques coquilles d'escargot et quelques gros cailloux ont été retirés des échantillons. Puis, l'échantillon a été homogénéisé.

Le mode opératoire suivi lors de l'utilisation de l'hydrocyclone est le suivant :

- transfert de l'échantillon dans la cuve en fer ;
- mis en route de l'hydrocyclone ;
- réglage du débit d'entrée pour obtenir un cône à la sousverse, ayant, à l'œil, un angle entre 20 et 30 degrés ;
- attente de 30 secondes puis échantillonnage à la surverse et à la sousverse dans une bouteille *Nalgene* d'un litre ;
- lecture de la pression d'alimentation respectivement de la vitesse d'alimentation grâce à un manomètre, respectivement un vélocimètre ;
- arrêt de l'hydrocyclone.

Les valeurs de la vitesse et de la pression de d'alimentation mesurées une fois que le cône à la sousverse a un angle entre 20 et 30 degrés sont données dans le tableau 12. À partir de la vitesse d'alimentation, le débit a été calculé, sachant que le diamètre du tuyau d'alimentation est de 2,54 cm.

Tableau 12 Paramètres de l'alimentation de l'hydrocyclone

Pression	158 kPa (23 PSI)
Vitesse	2,2 m/s
Débit	1,1 L/s

4.3 Analyses

Dans ce paragraphe sont présentées les analyses effectuées sur les échantillons prélevés. Les analyses ont été effectuées soit directement dans les colonnes d'eau ; soit au laboratoire d'environnement de l'Université Laval soit par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Le tableau 13 détaille le lieu où les différentes analyses ont été effectuées.

Tableau 13 Résumé des analyses

Origine	Type	Lieu d'analyse	Analyse
Colonne d'eau	Eau naturelle	Plateforme	Transparence
			Température
			pH
			Potentiel d'oxydoréduction
			Conductivité électrique
		Laboratoire d'environnement de l'Université Laval	Phosphore soluble
			Matières en suspension
			Calcium et Sodium solubles
			Métaux solubles (Cu, Cr, Pb, Fe, Cd, Ni, Zn)
		CEAEQ	Chlorure
			Phosphore total à l'état de trace
Boues issues des 2 dragages	Phase liquide après séparation	Laboratoire d'environnement de l'Université Laval	pH
			Conductivité électrique
			Matières en suspension
			Calcium et Sodium solubles
			Métaux solubles (Cu, Cr, Pb, Fe, Cd, Ni, Zn)
	CEAEQ	Chlorure	
		Phosphore total à l'état de trace	
	Phase solide après séparation	Laboratoire d'environnement de l'Université Laval	Siccité

4.3.1 Mesures in situ

La transparence de la colonne d'eau a été mesurée avec un disque Secchi. La température, le pH, le potentiel d'oxydoréduction, l'oxygène dissous et la conductivité électrique ont été mesurés au moyen de la sonde YSI 6600v2. Avant chaque utilisation sur la plateforme, cette sonde multimètre est calibrée au laboratoire pour le pH, le potentiel d'oxydoréduction, l'oxygène dissous et la conductivité électrique. Grâce à la sonde de niveau intégrée, les paramètres ont pu être mesurés à 10 cm sous la surface, à 1,5 m de la surface et à 60 cm du fond de l'enclos.

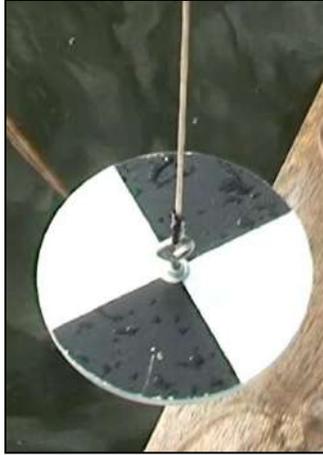


Figure 48 Disque Secchi



Figure 49 Sonde YSI 6600v2

Au moyen de la sonde YSI, la conductivité électrique a été mesurée dans chaque colonne au cours des essais. La conductivité électrique d'une solution est la mesure de la capacité d'un électrolyte à conduire l'électricité, il s'agit donc d'une mesure indirecte de la teneur en ions. Or cette mesure dépend de la température de l'électrolyte analysé, variant d'environ 3 % par degré Celsius (YSI Inc., 2009) pour la sonde utilisée. Afin de pouvoir discuter des variations réelles de la teneur en ions de l'eau, il faut s'affranchir de cette dépendance à la température. Pour ce faire, ce sont les valeurs de la conductivité spécifique qui sont analysées. Cette conductivité spécifique est calculée à partir de la mesure de la conductivité électrique et de la température, à l'aide de l'équation suivante qui ajuste la conductivité à la température de 25 °C (Endoh *et al.*, 2008) :

$$K_{25} = K_T \exp\{0.5 * -3,58 \times 10^{-4} * (25^2 - T^2) + 3,04 \times 10^{-2} * (25 - T)\} \quad (\text{Eq. 2})$$

où :

- K_{25} est la conductivité spécifique à 25°C en $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- K_T est la conductivité électrique à la température de mesure en $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- T est la température de l'eau lors de la mesure de la conductivité électrique en °C.

Cette équation ayant été utilisée dans les essais du volet I du projet pilote de démonstration technologique pour la restauration des lacs eutrophes (Bourget *et al.*, 2011), la comparaison des données présentées dans ce mémoire avec celles obtenues lors des essais précédents en est rendue que plus pertinente.

4.3.2 Analyse au laboratoire d'environnement de l'Université Laval

4.3.2.1 Conditionnement et conservation des échantillons

Suivant leur nature et le type d'analyse, les échantillons ont été conditionnés et conservés d'une façon particulière. Les différents conditionnements et le mode de conservation sont donnés dans le tableau 15.

Tableau 14 Conditionnement et conservation suivant la nature de l'échantillon et le type d'analyse

Phase	Analyse	Conditionnement	Conservation
Liquide	Phosphore soluble	Filtration sur membrane Millipore 0,45 µm le jour d'échantillonnage	4°C
	Matières en suspension	Aucun	4°C
	Métaux solubles	- Filtration sur membrane Millipore 0,45 µm le jour d'échantillonnage - Acidification à l'acide nitrique (ph<2)	4°C
	Chlorure	Filtration sur membrane Millipore 0,45 µm le jour d'échantillonnage	4°C
Boue	Matières en suspension	Aucun	4°C
	Métaux solubles	Digestion et filtration sur membrane Millipore 0,45 µm	4°C
	Siccité	aucun	4°C

4.3.2.2 Phosphore soluble

Le dosage du phosphore soluble a été réalisé par colorimétrie en suivant la méthode « 4500-P-E Ascorbic Acid Method » de « Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater » (APHA, 2005). Le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium réagissent, dans des conditions moyennement acides, avec les ions orthophosphates pour former de l'acide phosphomolybdique. Cet acide est réduit par l'acide ascorbique en bleu de molybdène, dont l'absorbance à 880 nm est proportionnelle à la concentration en phosphore soluble. L'absorbance de chaque échantillon a été mesurée au moyen d'un spectrophotomètre Hach 5000 à une longueur

d'onde de 880 nm et de cellules en verre de cinq centimètres de longueur. La limite de détection de cette méthode est de 10 µg/L.

4.3.2.3 *Matières en suspension*

L'analyse des matières en suspension est basée sur la méthode « 2540-D Total Suspended Solids Dried at 103–105°C » de « Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater » (APHA, 2005). Le filtre utilisé était un Whatman 934-AH ayant des pores de diamètre égal à 1,5 µm.

Les filtres ont été placés dans une nacelle d'aluminium et conditionnés en étant placés dans une étuve à 105°C pendant au moins deux heures. Ils ont alors refroidi dans un dessiccateur pendant au moins quatre heures, puis pesés avec leur nacelle à l'aide d'une balance analytique (sensibilité de 0,01 mg). 250 mL d'échantillon de chaque profondeur ont été mélangés pour former un échantillon de 750 mL. Ceci a permis de réduire le volume d'eau prélevé dans une colonne et de diviser par trois le nombre de filtrations. Après filtration de l'échantillon homogénéisé, les filtres sont ensuite séchés dans une étuve à 105°C pendant au moins six heures. Puis, ils ont refroidi dans un dessiccateur pendant au moins cinq heures et finalement été pesés. Pour chaque série d'échantillons analysés, un filtre témoin suit les mêmes étapes que les filtres utilisés pour les échantillons; et de l'eau déminéralisée est utilisée pour le filtre témoin. Ce dernier a servi à déterminer la masse de fibres du filtre emportées par le filtrat.

À partir de la masse du filtre sec, la masse du filtre sec après filtration et la masse de fibres emportées, la concentration des solides en suspension dans l'échantillon, exprimée en mg/L est calculée.

4.3.2.4 *Métaux solubles*

Le dosage des métaux solubles dans les échantillons d'eau a été effectué avec un spectromètre d'absorption atomique par flamme Varian AA240FS. La méthodologie employée est adaptée de la méthode « 3111 Metals by flame atomic absorption spectrometry » de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le zinc ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique. Le sodium et le calcium ont été dosés par spectrométrie d'émission de flamme.

4.3.3 Analyses réalisées par le CEAEQ

4.3.3.1 *Phosphore total*

Le dosage du phosphore total dans les échantillons solides s'est fait suivant la méthode MA. 205 – Met/P 1,0 du CEAEQ. Le phosphore sous toutes ses formes devient de l'orthophosphate suite à une digestion en milieu acide. Puis l'ion orthophosphate est transformé, en présence de molybdate et d'antimoine, en un complexe phosphomolybdate. Ce dernier est réduit par l'acide ascorbique en bleu de molybdène, dont l'absorbance à 880 nm est proportionnelle à la concentration en phosphore.

Le dosage du phosphore total dans les échantillons liquides s'est fait suivant la méthode MA. 303-P 5.2 du CEAEQ. Celle-ci consiste en la transformation à chaud et sous pression de toutes les formes de phosphore (inorganique et organique) en orthophosphate (PO_4^{3-}). Cette réaction se fait en présence de persulfate de potassium et d'acide sulfurique. Puis, en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium l'ion orthophosphate devient de l'acide phosphomolybdique. Ce dernier est réduit par le chlore stanneux en bleu de molybdène, dont l'absorbance à 880 nm est proportionnelle à la concentration en phosphore.

4.3.3.2 *Métaux totaux*

Le dosage des métaux totaux Cu, Cr, Pb, Fe, Cd, Ni et Zn s'est fait suivant la méthode MA. 203-Mét. 3.2 du CEAEQ. Les échantillons subissent une digestion à l'acide puis sont dosés à l'aide d'un spectromètre à émission au plasma induit par radiofréquence, ou ICP-OES.

5 Résultats et discussion

Dans ce chapitre sont présentés et discutés les résultats issus des différentes analyses effectuées au cours des expérimentations. Tout d'abord, les résultats des essais en plateforme sont présentés, puis ceux des essais de séparation des phases solide-liquide.

Afin de souligner les tendances qui ont été observées sur les différents paramètres suivis, les résultats sont majoritairement présentés sous forme de graphiques. Les résultats numériques dans leur ensemble pour les différents paramètres de suivi sont présentés à l'annexe E. Les graphiques montrent l'évolution des paramètres de suivi en fonction du temps. L'axe du temps affiché est la date (jour/mois). De plus, un quadrillage vertical pour le temps est affiché, avec un intervalle de temps de sept jours.

Comme indiqué dans le chapitre précédent, la campagne d'échantillonnage a eu lieu entre le 22 juillet et le 27 septembre 2011, soit une durée de 67 jours. Ainsi, les résultats sont présentés sur cette période. Pour mettre en évidence leurs possibles effets, chaque traitement effectué dans les enclos est rappelé sur chaque graphique. Le dragage mécanique a été réalisé pendant deux journées, le 29 juillet et le 3 août. Pour une meilleure lisibilité, celui-ci est représenté par une barre verticale en pointillés située au 29 juillet. Quant au dragage hydraulique qui a duré une demi-journée, il est indiqué par une barre verticale en trait plein située au 11 août 2011. En raison de mauvaises conditions climatiques, il n'a pas été possible d'effectuer des mesures *in situ* et un échantillonnage le jour suivant le dragage hydraulique et éventuellement d'identifier des impacts à très court terme. Les résultats pour la colonne d'eau libre du lac et pour l'enclos témoin sont également présentés afin de mettre en valeur les possibles effets des dragages mécanique et hydraulique.

Quand elles sont disponibles, les données mesurées aux trois profondeurs sont représentées. La courbe intitulée « surface » correspond aux mesures sur des échantillons provenant de la surface de la colonne d'eau, celle intitulée « milieu » aux mesures sur des échantillons prélevés à 1,5 m de la surface, et enfin celle intitulée « fond » aux mesures sur des échantillons prélevés à 60 cm de la surface des sédiments au fond.

Plusieurs paramètres sont comparés aux critères de qualité en vigueur au Québec. Ils sont issus des « Critères de qualité de l'eau de surface » du MDDEFP (MDDEP, 2009).

Les critères de qualité utilisés sont ceux pour la protection de la vie aquatique (effet aigu et/ou effet chronique), lorsqu'ils sont disponibles. Sinon les critères pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) sont donnés à titre de référence même si ceux-ci concernent les eaux de surface utilisés pour la production d'eau potable, ce qui n'est pas le cas actuellement du lac Saint-Augustin.

Par ailleurs, il est indispensable de mentionner deux éléments qui auraient pu influencer les résultats des essais en plateforme. Premièrement, les conditions climatiques lors des essais du volet II ont été singulières, l'été 2011 ayant été particulièrement pluvieux. De juillet à septembre 2011, les précipitations ont atteint 409 mm, alors que la moyenne des précipitations de 2006 à 2010 sur cette même période est égale à 355 mm, d'après les données météorologiques d'Environnement Canada mesurées à l'aéroport Jean Lesage, (Québec QC) situé à 4 km du lac Saint-Augustin. Notamment, la tempête tropicale Irène a traversé la ville de Québec le 28 août 2011, générant 52 mm de pluies en une nuit. Deuxièmement, un marais épurateur construit adapté et un lit filtrant ont été mis en fonction au printemps 2011 en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40. Ces deux systèmes interceptent une partie des eaux de ruissellement autoroutier afin de réduire les apports au lac Saint-Augustin en sels de déglacage (chlorure, sodium et calcium). Par conséquent, la présence de ces installations modifie la qualité et la quantité des apports en eaux de ruissellement autoroutier.

5.1 Résultats des essais en plateforme

5.1.1 Paramètres physico-chimiques

La mesure de la transparence avec le disque Secchi et les mesures de la température, du pH, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous prises avec la sonde YSI directement dans chaque colonne d'eau sont présentées ci-après.

5.1.1.1 Transparence par disque Secchi

L'évolution de la transparence mesurée à l'aide d'un disque Secchi est présentée aux figures 50 à 53. Sur ces graphiques figure aussi le critère de qualité donné par le MDDEFP pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (en tirets orangés

horizontaux), qui stipule que l'eau doit être suffisamment transparente pour que le disque Secchi soit visible à au moins 1,2 m de profondeur (MDDEP, 2009).

Comme attendu, la mise en suspension des sédiments due au dragage mécanique, réalisé dans l'enclos M, a causé une dégradation de la qualité d'eau (voir figure 53). Alors que la transparence dans l'enclos M était supérieure à 1,5 m avant le dragage mécanique, elle chute après le dragage mécanique sous le critère de qualité du MDDEFP égal à 1,2 m, jusqu'à atteindre 0,5 m. Cette dégradation de la qualité de l'eau a duré entre une et deux semaines après la fin du dragage mécanique. Puis, les particules mises en suspension ayant sédimenté, la transparence a augmenté pour revenir à des valeurs supérieures à celles du lac et du témoin ainsi qu'au critère de qualité.

Concernant le dragage hydraulique (dragage par succion) réalisé dans l'enclos H, la mise en suspension a été moindre comparativement au dragage mécanique, puisqu'elle n'a pas causé de réduction de la transparence six jours après l'opération de dragage. Après le dragage hydraulique, la transparence dans l'enclos H est restée supérieure à celle mesurée dans les autres colonnes d'eau.

Comme indiqué précédemment, la tempête Irène a perturbé les expérimentations le 28 août. Après cet événement, la transparence a chuté dans les enclos où les deux traitements ont été appliqués, en raison de l'apport par le vent de débris et de particules. À partir de septembre, les transparences dans chaque colonne d'eau sont semblables et se situent sous le critère de qualité.

La mesure de la transparence par disque Secchi donne un aperçu qualitatif de l'impact des traitements, puisque celle-ci est influencée par les conditions météorologiques (ensoleillement différent d'un jour sur l'autre), la position de l'opérateur par rapport au soleil (effet d'ombrage) et l'opérateur lui-même. Il faut donc principalement retenir une perte de la transparence causée par la mise en suspension des sédiments lors du dragage mécanique et ayant duré entre une et deux semaines.

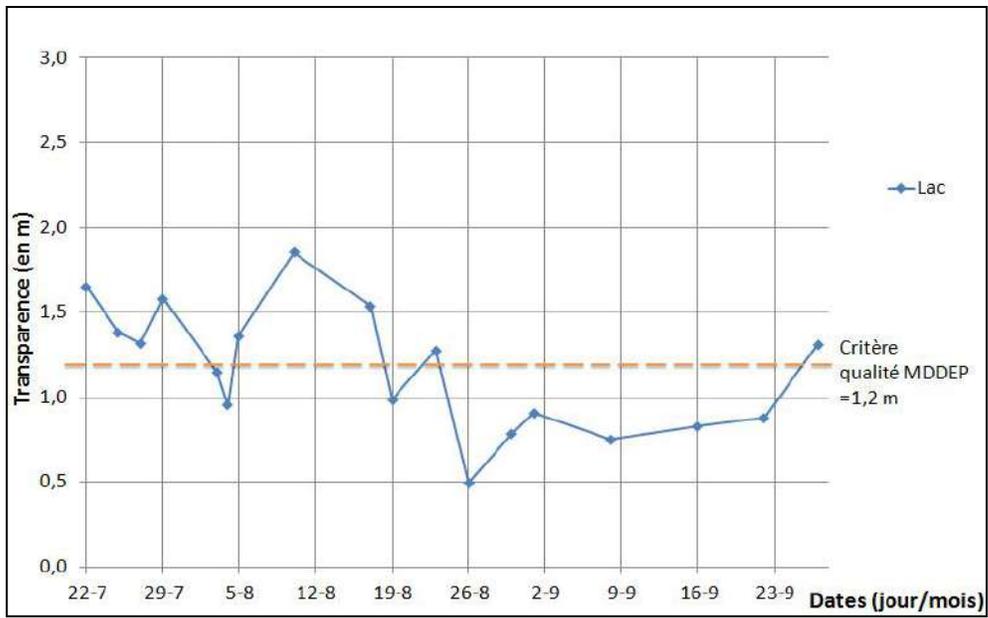


Figure 50 Évolution de la transparence par disque Secchi dans le lac

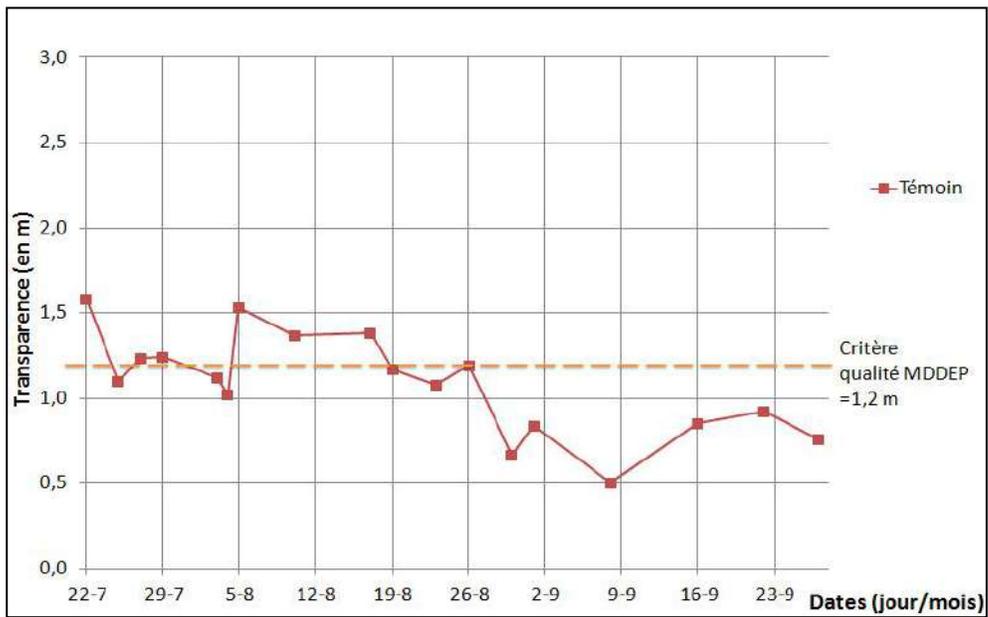


Figure 51 Évolution de la transparence par disque Secchi dans l'enclos témoin

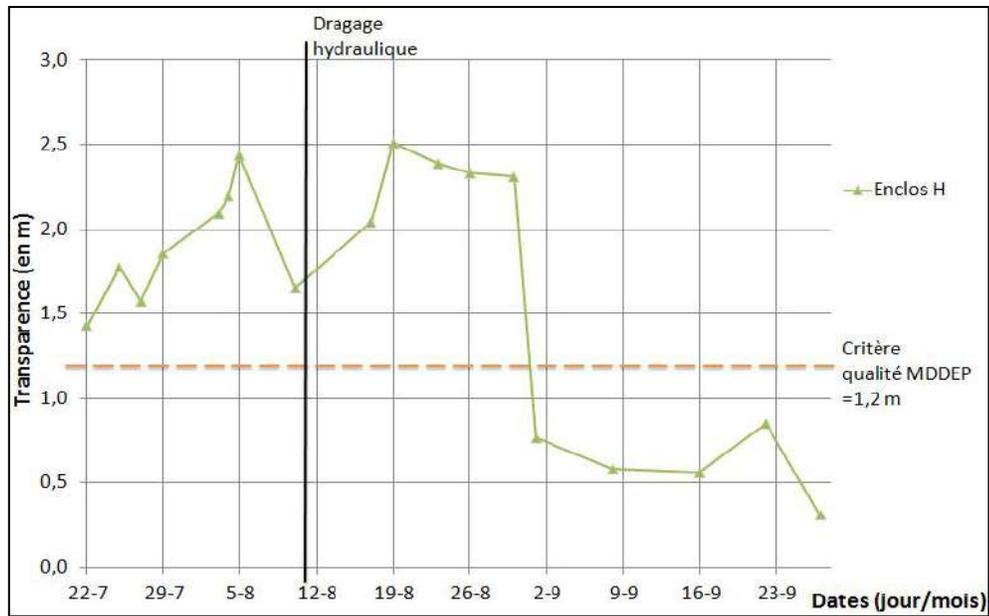


Figure 52 Évolution de la transparence par disque Secchi dans l'enclos H

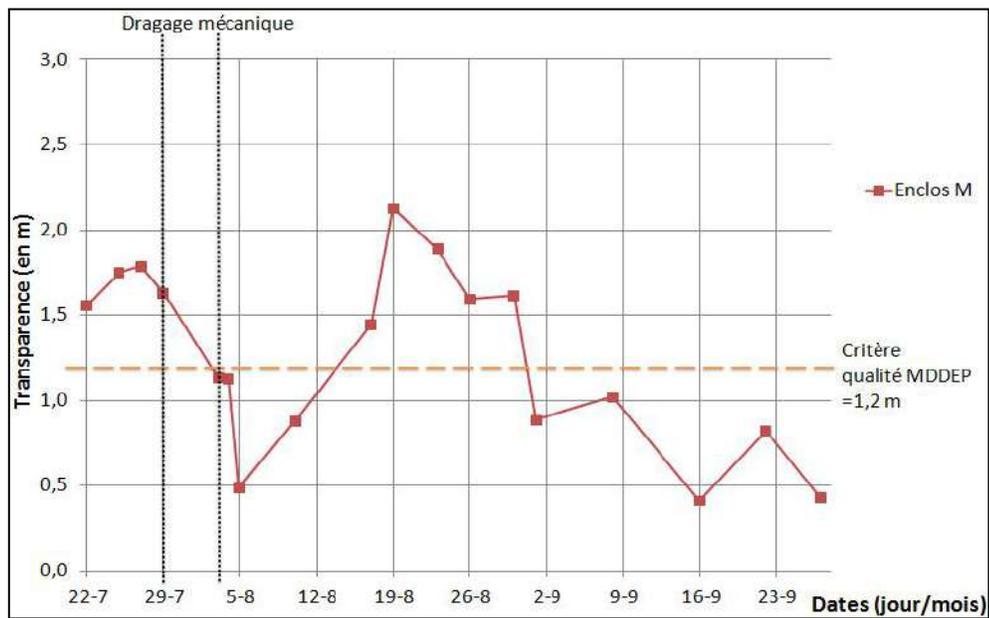


Figure 53 Évolution de la transparence par disque Secchi dans l'enclos M

5.1.1.2 Température

Pour illustrer les variations de la température dans chaque enclos, l'évolution de la moyenne des températures au milieu et au fond de chaque colonne, calculée pour chaque

journee de mesure, est presentee a la figure 54. La temperature en surface n'est pas presentee ici, car elle est sujette a des variations importantes, puisque la surface est directement exposee a l'ensoleillement. Les temperatures moyennes suivent l'evolution saisonniere : elles diminuent progressivement de fin juillet jusqu'a mi-septembre puis se stabilisent autour de 17 °C, et ce dans toutes les colonnes d'eau. Au cours des essais, la temperature moyenne de l'eau est sensiblement la meme dans chaque colonne d'eau.

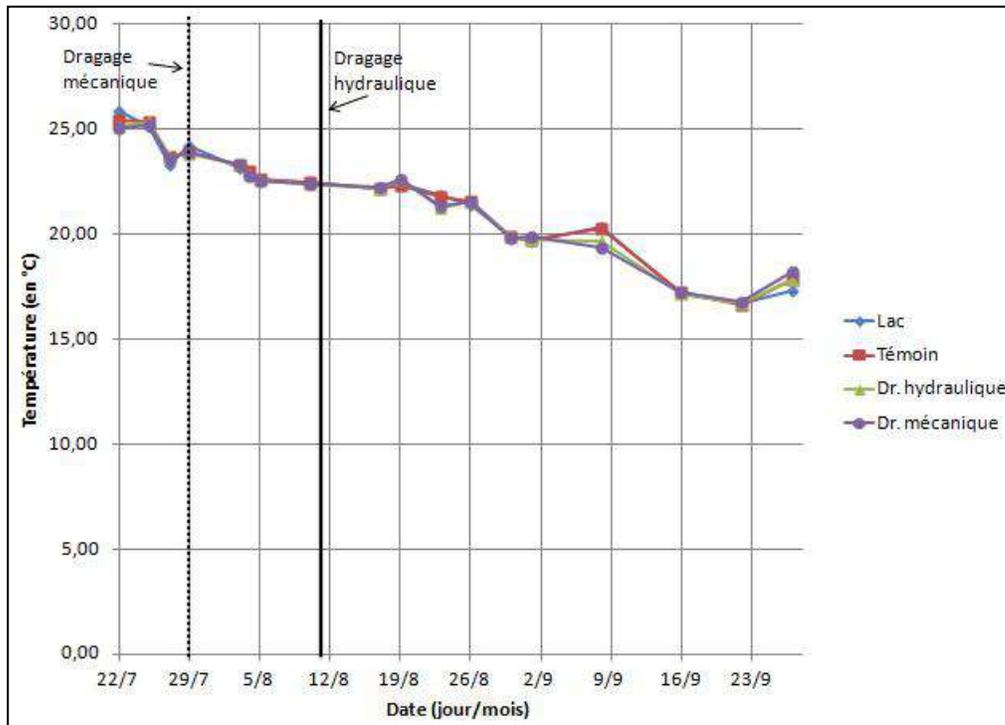


Figure 54 Evolution de la temperature moyenne dans chaque colonne d'eau

La reduction de la transparence a ete tres prononcee dans l'enclos M ou a ete realise le dragage mecanique, comparativement aux autres enclos, a cause de la remise en suspension des sediments. Il est donc interessant de savoir si cela a modifie les conditions de temperature dans la colonne d'eau aux differentes profondeurs. La turbidite de l'eau pourrait en effet s'opposer a la penetration de la lumiere. La difference de temperature entre l'eau du lac et celle dans l'enclos M pour chaque profondeur est presentee a la figure 54. Lors des deux semaines qui ont suivi le dragage mecanique, les temperatures de l'eau du lac et de celle dans l'enclos M sont sensiblement les memes a chaque profondeur, les ecartes etant inferieurs a 0,5 °C. Ainsi, la reduction de la transparence causee par la mise en suspension des sediments n'a pas influence les

conditions de température. Par conséquent, la température au fond de l'enclos M est conditionnée par celle du lac, la mise en suspension et la présence de la toile de vinyle n'ayant aucun impact significatif.

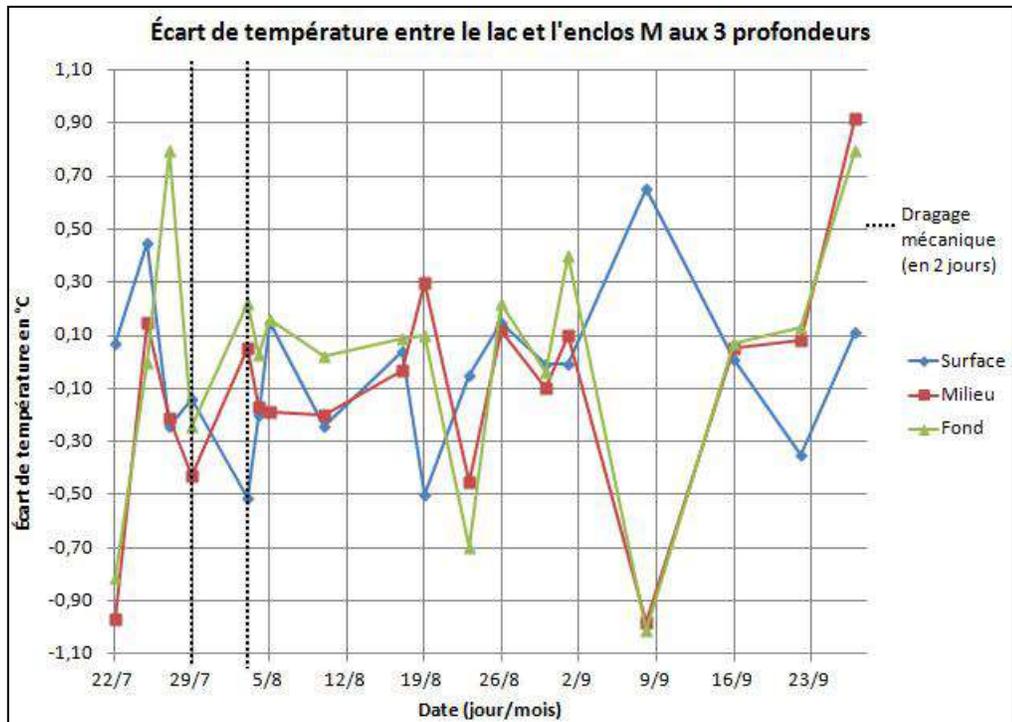


Figure 55 Évolution de l'écart de température entre le lac et l'enclos M

D'autre part, la mesure de la température à différentes profondeurs permet d'évaluer le degré de stratification du lac et dans chaque enclos. La stratification thermique d'un lac est la superposition de masses d'eau ayant des températures différentes et donc des densités différentes, de sorte qu'elles ne se mélangent pas en dehors des périodes de brassage causées par une modification du régime thermique du lac ou bien par des vents suffisamment forts. En été, l'eau superficielle se réchauffe plus vite en raison de la luminosité, tandis que l'eau plus profonde demeure froide puisqu'elle est moins exposée à la lumière.

La moyenne des écarts de température entre la surface et le milieu est semblable pour toutes les colonnes d'eau, soit comprise entre 0,45 et 0,6 °C (voir tableau 15). Entre le milieu et le fond, la différence, également semblable pour tous les enclos, est légèrement inférieure, se situant entre 0,19 et 0,31 °C. L'influence de la luminosité et de la température atmosphérique sur la température de l'eau est donc moindre à partir du milieu

de la colonne d'eau. En moyenne la température varie peu avec la profondeur, puisqu'une stratification thermique s'effectue lorsqu'il y a plus de 1°C de différence par mètre de profondeur (Wetzel, 1983), ce qui n'a pas été observé pendant les essais. Une telle homogénéité a aussi été observée en été en 2000 et 2001 et impliquerait l'absence de stratification estivale (Bergeron *et al.*, 2002). Néanmoins, Bouchard-Valentine (2004) a observé l'alternance de périodes courtes de stratification et de mélange au lac Saint-Augustin en été. Un tel constat a également été établi au moyen de mesures de la température plus fréquentes (toutes les 15 minutes). De plus, ce dernier a observé pendant la nuit une isothermie de la colonne d'eau qui en favorise l'homogénéisation. Il souligne également la rapidité à laquelle la transition entre une stratification et un mélange s'effectue. En effet, la dynamique du lac est influencée par les conditions météorologiques qui fluctuent en quelques heures, de sorte que la réponse du plan d'eau s'effectue aussi en quelques heures.

Tableau 15 Écarts de température la surface et le milieu et entre le milieu et le fond

Colonne d'eau	Moyenne de la différence de température entre la surface et le milieu (n=18) en °C	Moyenne de la différence de température entre le milieu et le fond (n=18) en °C
L	0,53	0,31
T	0,46	0,25
H	0,45	0,23
M	0,60	0,19

5.1.1.3 pH

Les figures 56 à 59 présentent l'évolution du pH dans chaque colonne d'eau au cours des essais. Sur ces graphiques, le critère de qualité donné par le MDDEFP pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) est représenté en tirets orangés horizontaux. Pour être de qualité acceptable, le pH doit être compris entre 6,5 et 9. Tout au long des essais, le pH dans chaque colonne d'eau et à chaque profondeur a toujours respecté le critère de qualité établi le MDDEFP.

À partir du début des essais, le pH a une tendance à la diminution dans toutes les colonnes d'eau lors de la première semaine. Puis il augmente dans le témoin et dans la colonne libre du lac à partir le 5 août. Il s'accroît plus tardivement dans les enclos H (dragage hydraulique) et M (dragage mécanique), soit trois semaines plus tard, après avoir atteint un minimum de 7,5 dans le premier et 7,3 dans le second. Dans la colonne d'eau libre du lac, le pH à chaque profondeur est en moyenne légèrement supérieur à celui dans les autres enclos, la différence étant un peu plus marquée avec les enclos des dragages (voir tableau 16).

Tableau 16 Valeurs moyennes du pH dans chaque colonne d'eau

Colonne d'eau	pH moyen en unité pH (n=18)		
	Surface	Milieu	Fond
L	8,1 ± 0,2	8,1 ± 0,2	8,0 ± 0,2
T	8,1 ± 0,2	8,0 ± 0,2	7,9 ± 0,2
H	8,0 ± 0,3	7,8 ± 0,2	7,8 ± 0,2
M	8,0 ± 0,4	7,8 ± 0,3	7,7 ± 0,3

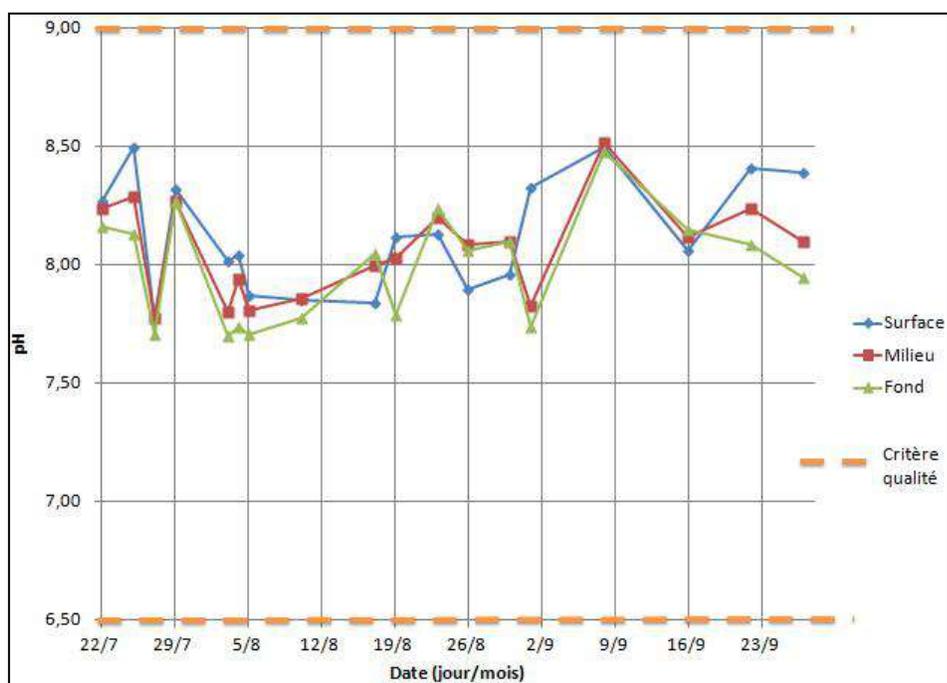


Figure 56 Évolution du pH dans le lac

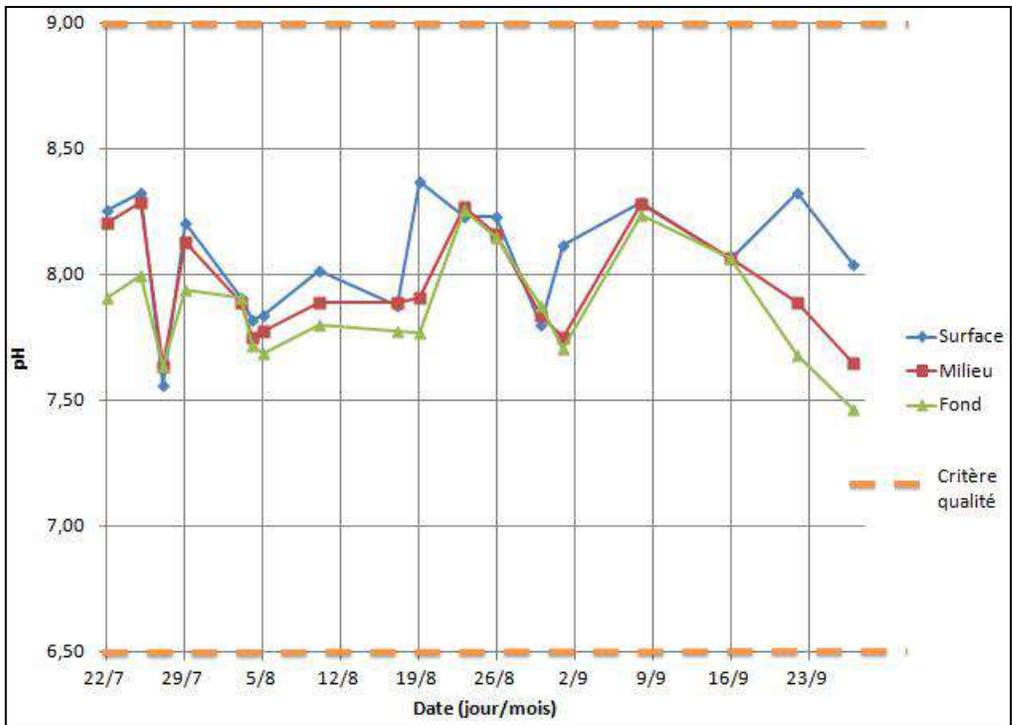


Figure 57 Évolution du pH dans l'enclos témoin

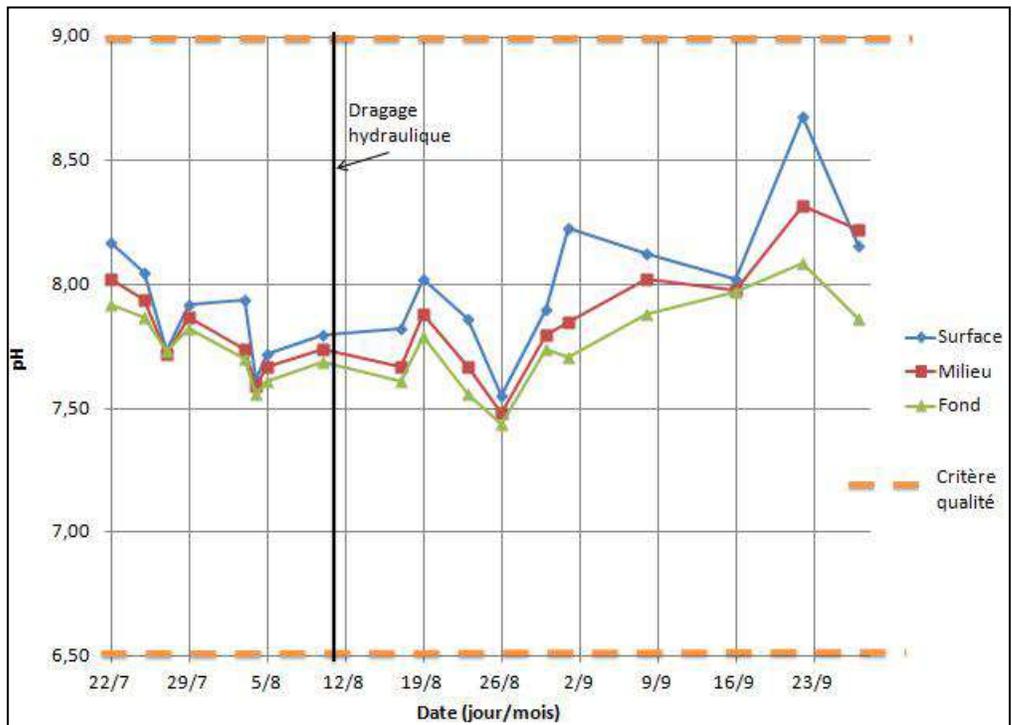


Figure 58 Évolution du pH dans l'enclos H

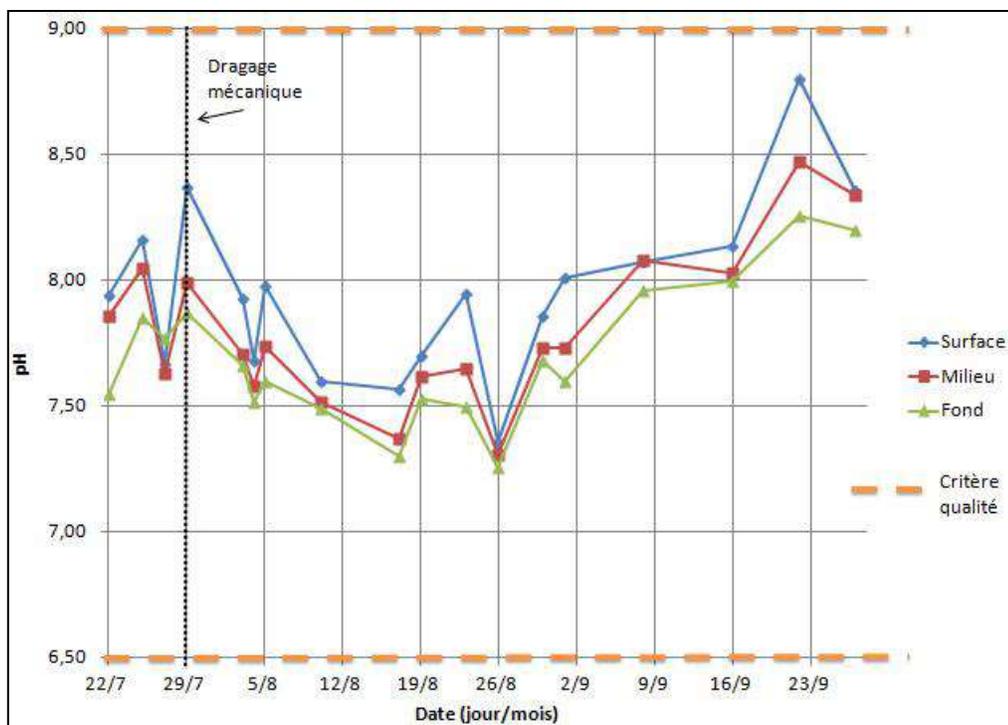


Figure 59 Évolution du pH dans l'enclos M

De plus, le pH a tendance à diminuer avec la profondeur dans tous les enclos, en raison d'une dynamique biologique différente suivant la profondeur : au fond, il y a davantage de respiration qui produit du dioxyde de carbone acidifiant le milieu. Néanmoins, comme pour la température, les graphiques montrent que la différence de pH entre la surface et le fond n'est pas constante. Ceci pourrait être dû à la succession de périodes de mélange et de stratification, observé par Bouchard-Valentine (2004).

5.1.1.4 Oxygène dissous

Les figures 60 à 63 présentent l'évolution de la teneur en oxygène dissous dans chaque colonne d'eau et aux trois profondeurs, au cours des essais.

Les « Critères de qualité de l'eau de surface » (MDDEP, 2009) fixent des seuils minimaux pour la teneur en oxygène dissous, pour la protection de la vie aquatique (effet chronique). Ces seuils dépendent de la température de l'eau et de la nature du biote considéré ; ils sont présentés dans le tableau 17. Le seuil retenu pour discuter les résultats est le plus contraignant, celui pour le biote d'eau froide pour une eau à 20°C soit 5 mg/L. Ce critère de qualité figure en tirets orangés horizontaux sur les graphiques.

Tableau 17 Seuils minimums de la teneur en oxygène dissous

Source : MDDEP (2009)

Température en °C	Teneur en oxygène dissous en mg/L	
	Biote d'eau froide	Biote d'eau chaude
0	8	7
5	7	6
10	6	5
15	6	5
20	5	4
25	5	4

Dans toutes les colonnes d'eau, la teneur en oxygène dissous est plus élevée en surface et plus faible au fond des enclos, logiquement puisque l'eau en surface est directement en contact avec l'atmosphère, source d'oxygène. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de plusieurs facteurs comme les pressions atmosphérique et hydrostatique, la turbulence, la température, la salinité, les courants et les processus biologiques (Wetzel, 1983). Ceci pourrait expliquer les fluctuations brusques que présente la teneur en oxygène dissous.

Dans la colonne d'eau libre du lac, la teneur en oxygène dissous diminue du début des essais jusqu'au 3 août, puis augmente et se maintient au-dessus du critère de qualité du MDDEP, soit 5mg/L. Au début du mois d'août, la teneur en oxygène dissous au fond se trouve sous les 5 mg/L du critère de qualité pendant près d'une semaine lors de laquelle elle atteint un minimum au fond de 1,2 mg/L. Dans l'enclos témoin, la teneur en oxygène dissous diminue jusqu'au 5 août puis augmente et se maintient au-dessus du critère de qualité du MDDEP. De même qu'au fond du lac, la teneur en oxygène dissous au fond du témoin se trouve sous le critère de qualité, au début du mois d'août avec un minimum de 4,26 mg/L, le 5 août.

Dans l'enclos H où a été réalisé le dragage hydraulique, la teneur en oxygène dissous diminue du début des essais jusqu'au 4 août, atteignant un minimum de 3,3 mg/L. Puis, suite au dragage hydraulique, elle augmente et se maintient au-dessus du critère de qualité jusqu'à la fin septembre. Le dragage hydraulique a donc permis d'améliorer les conditions d'oxygénation dans l'enclos H. Quant à l'enclos M où a été réalisé le dragage mécanique, la teneur en oxygène dissous diminue jusqu'au 5 août, atteignant 1,96 mg/L, puis augmente jusqu' à la fin des essais. Néanmoins, elle reste sous le critère de qualité

plus longtemps que dans les autres colonnes d'eau. En effet, la teneur en oxygène dissous dans le lac, le témoin et l'enclos H est supérieure à 5 mg/L dès la mi-août, tandis que dans l'enclos M, elle ne se maintient au-dessus de ce critère qu'à partir de début septembre. Mais malgré ce « retard de deux semaines », la teneur en oxygène dissous a augmenté jusqu'à des valeurs semblables à celles dans les autres colonnes d'eau.

Une tendance générale se dégage pour les quatre colonnes d'eau : la teneur en oxygène dissous diminue du début des essais jusque vers les 4 et 5 août, soit environ deux semaines après que les températures les plus élevées aient été relevées.

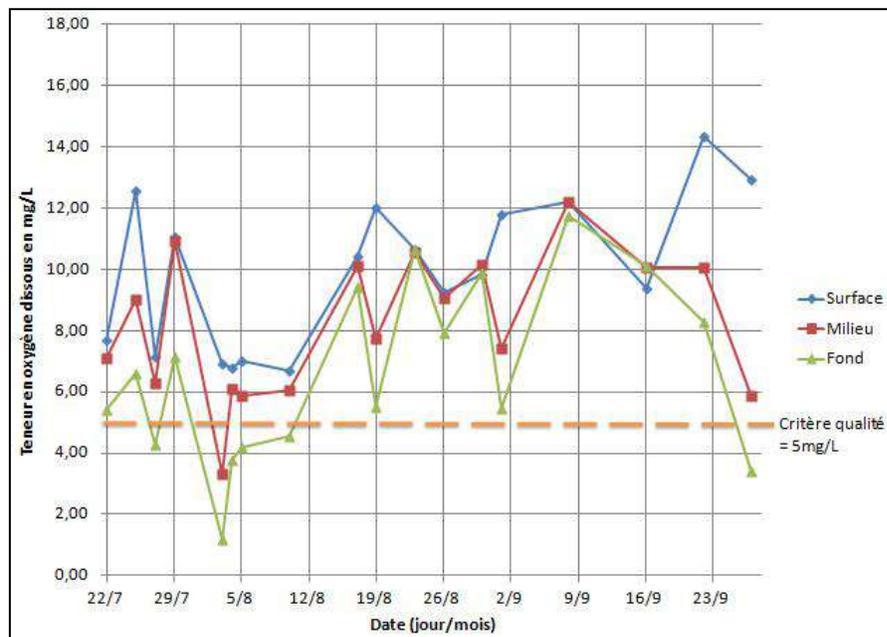


Figure 60 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans le lac

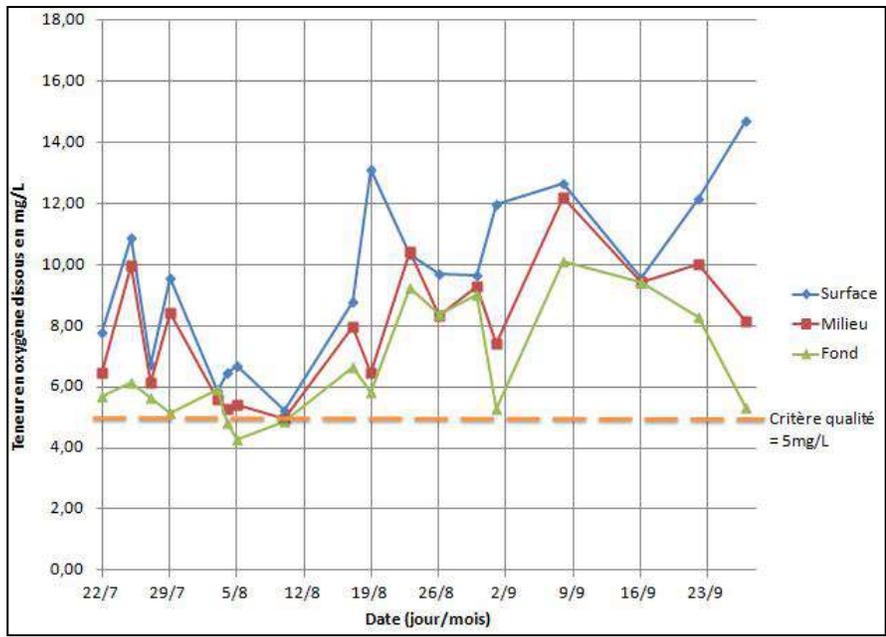


Figure 61 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos témoin

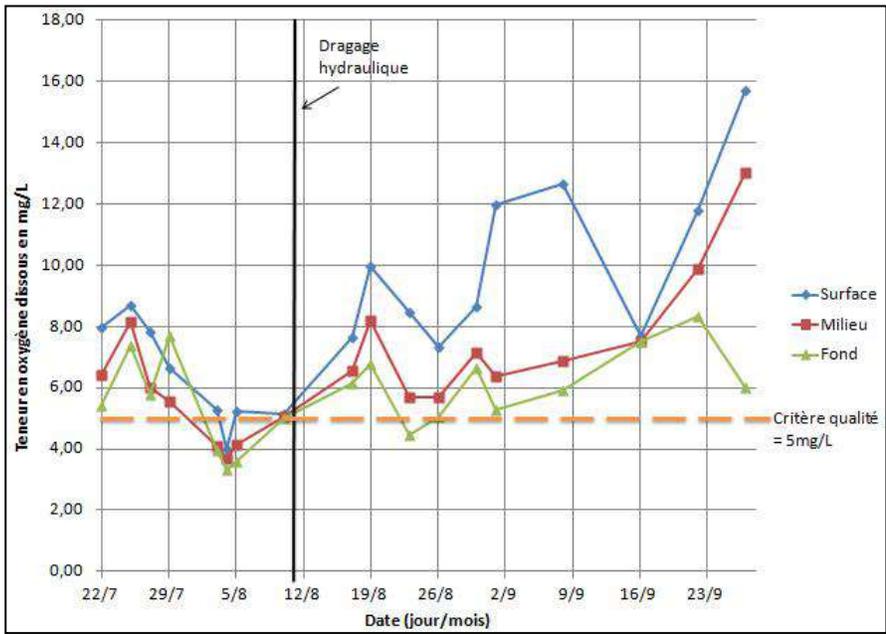


Figure 62 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos H

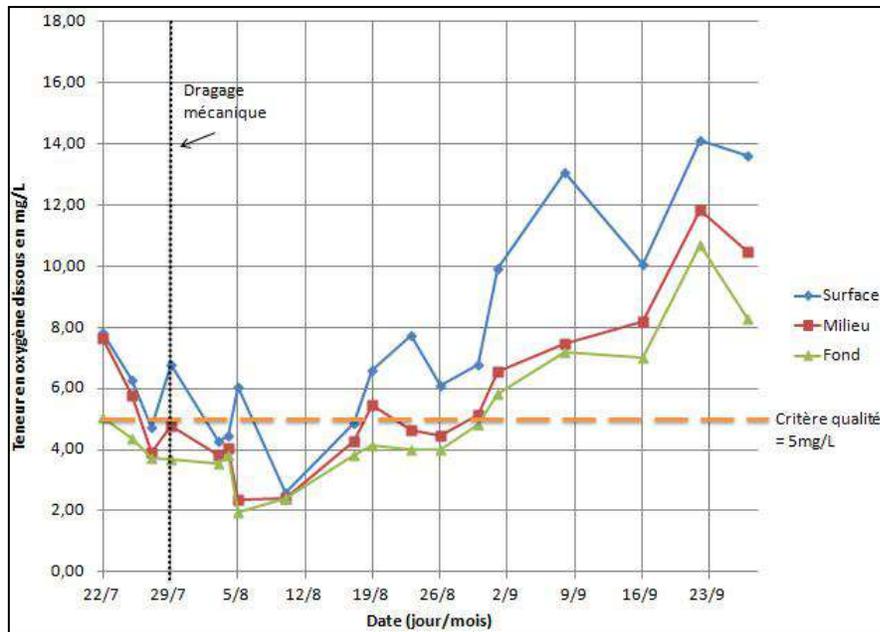


Figure 63 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos M

5.1.1.5 Potentiel d'oxydoréduction

Les figures 64 à 67 présentent l'évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond de chaque colonne d'eau. Les données recueillies à la surface et au milieu des enclos sont données à la section 1.2 Mesures *in situ* de l'annexe E. Dans tous les enclos et à proximité des sédiments, ce paramètre est inférieur à 100 mV au début des essais, et augmente progressivement jusqu'à atteindre des valeurs comprises généralement entre 200 et 250 mV. Ainsi le fond des enclos est un milieu devenu plus oxydant au cours des essais, ce qui correspond à l'augmentation de la teneur en oxygène dissous dans tous les enclos à la fin des essais.

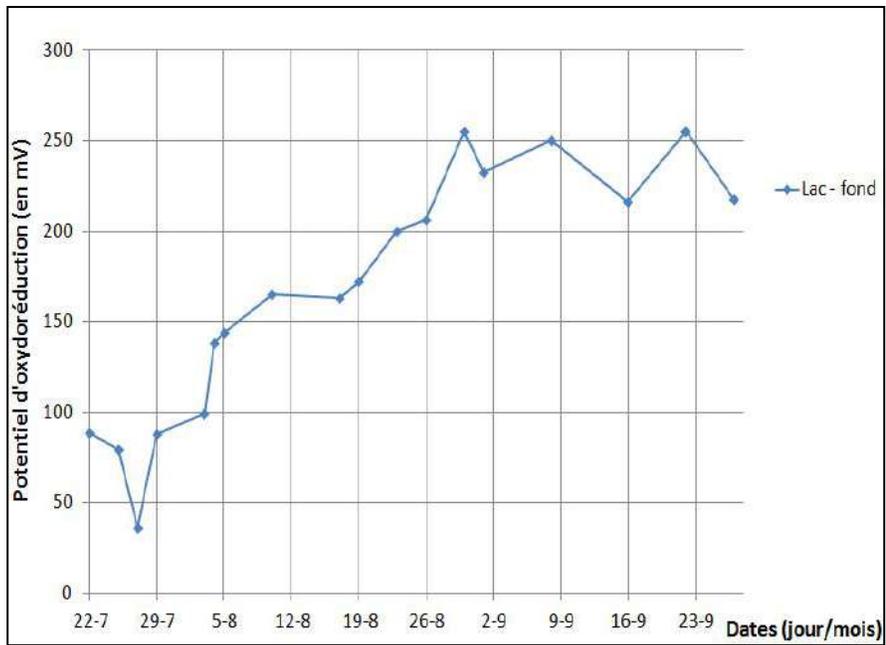


Figure 64 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond du lac

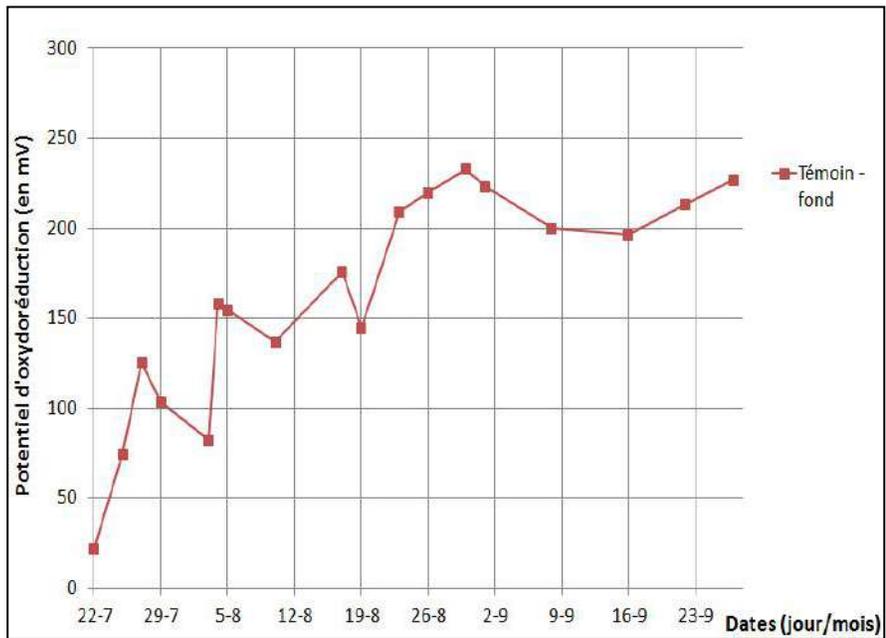


Figure 65 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond du témoin

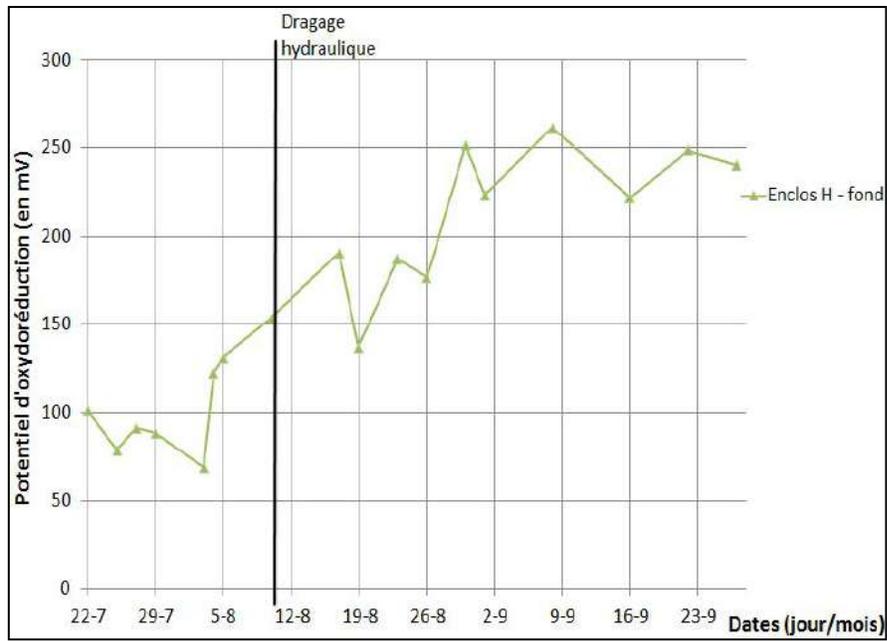


Figure 66 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond de l'enclos H

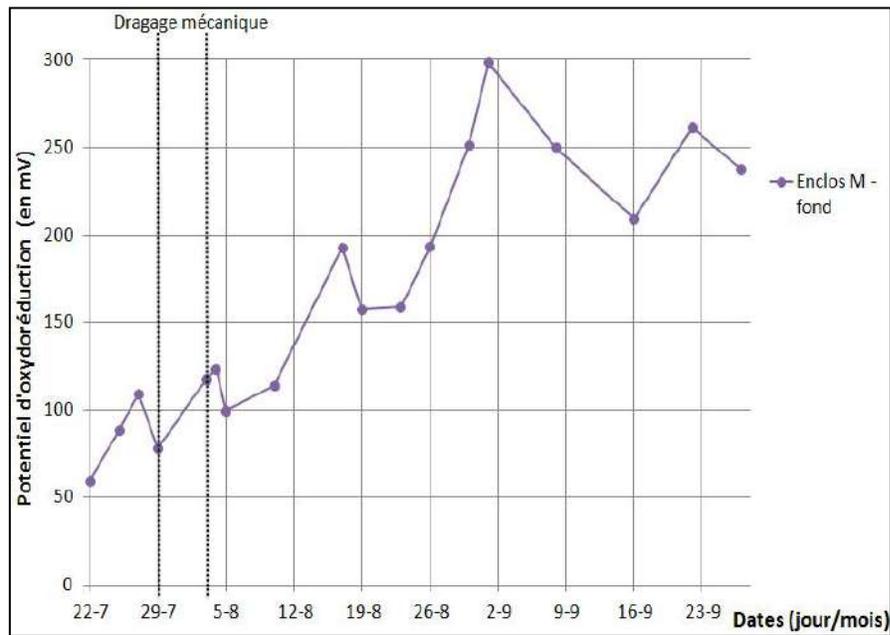


Figure 67 Évolution du potentiel d'oxydoréduction au fond de l'enclos M

5.1.1.7 Conductivité

Les figures 68 à 71 présentent l'évolution de la conductivité spécifique à 25 °C pour chaque colonne d'eau et à chaque profondeur lors des essais. Pour toutes les colonnes d'eau, les variations sont relativement les mêmes : la conductivité spécifique est stable, autour de 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$, jusqu'à la fin août puis diminue jusqu'à la fin septembre. Lors des essais, la conductivité spécifique moyenne dans chaque colonne d'eau se trouve entre 640 et 644 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un écart peu significatif. Ainsi, la présence d'un enclos et les deux types de dragage n'ont pas perturbé ce paramètre, comparativement au lac. De plus, les variations observées ne peuvent être attribuées qu'à des phénomènes saisonniers. Ces mesures sont inférieures à celles réalisées par Bergeron (2002). En effet, en 2000 la conductivité électrique valait 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et atteignait 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2001. Tandis qu'en 2009, la conductivité spécifique était de 705 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans le lac et était comprise entre 723 et 727 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les quatre enclos. Cette diminution pourrait s'expliquer par : 1) un effet de dilution causé par de plus fortes précipitations à l'été 2011, 2) la mise en fonction d'un marais épurateur construit adapté en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40. En effet, ce marais vise à réduire les apports au lac Saint-Augustin en sels de déglacage (chlorure, sodium et calcium) qui augmentent la conductivité.

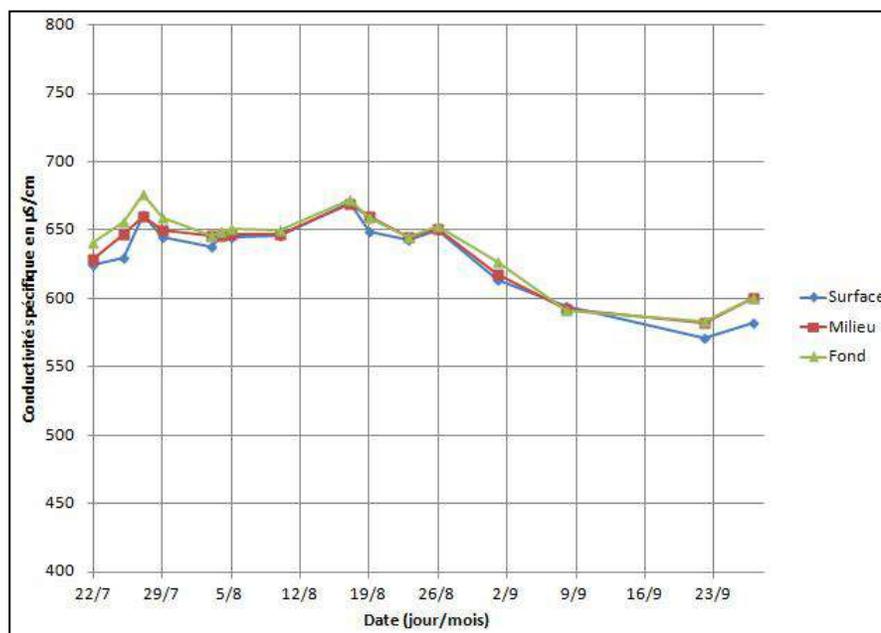


Figure 68 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans le lac

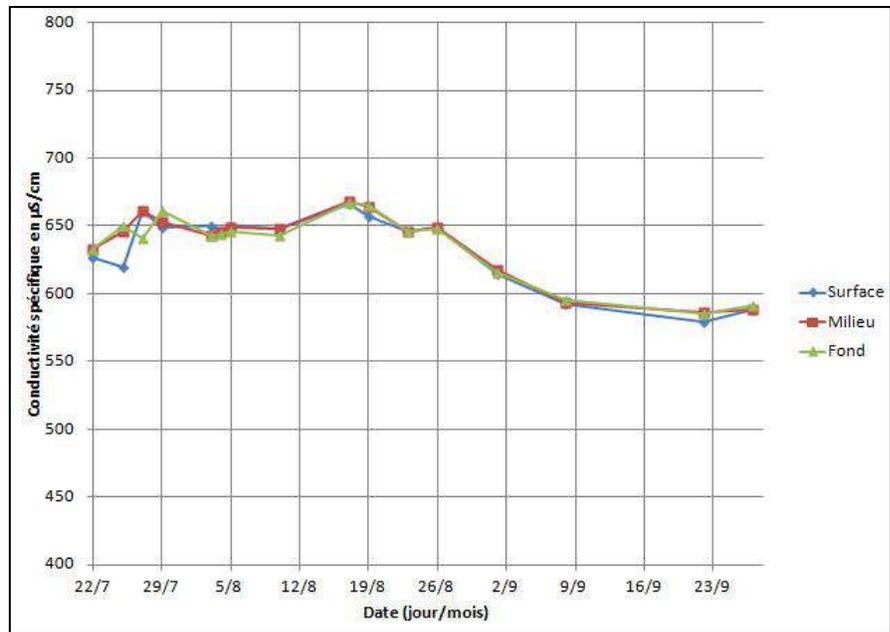


Figure 69 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos témoin

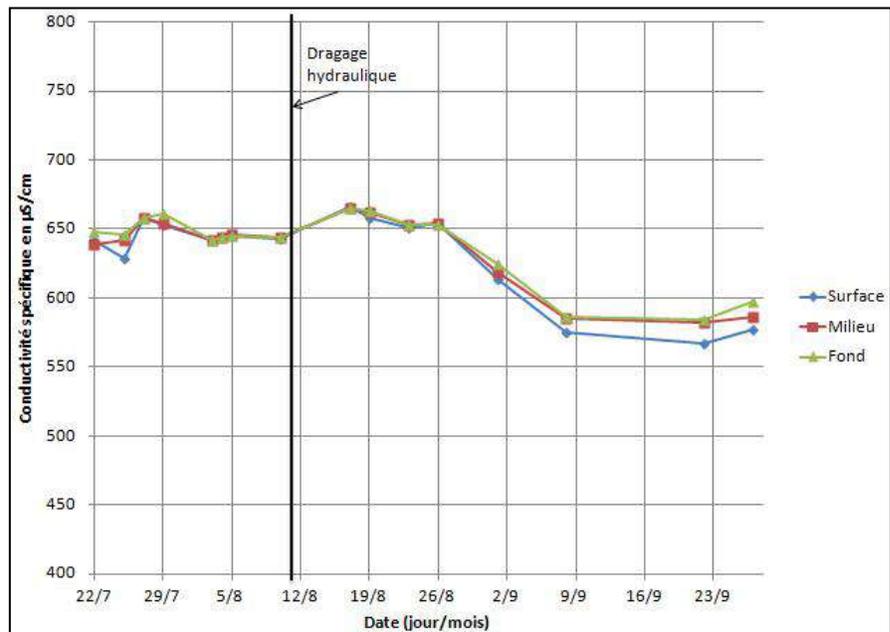


Figure 70 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos H

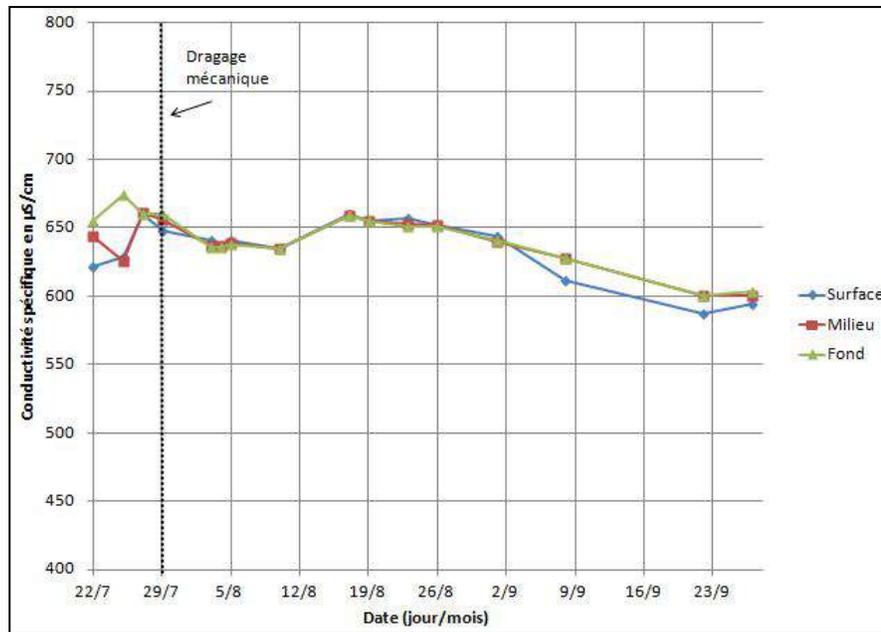


Figure 71 Évolution de la conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos M

5.1.2 Phosphore soluble

Les figures 72 à 75 donnent l'évolution de la concentration en phosphore soluble dans chaque colonne d'eau et à chaque profondeur.

Les concentrations en phosphore soluble dans le lac sont plus faibles lors des essais de 2011 que les années antérieures. En 2011, la concentration moyenne est de 10 µg/L tandis qu'en 2009 elle est de 15 µg/L à la même époque de l'année (Bourget *et al.*, 2009). Ceci pourrait être dû à : 1) un effet de dilution causé par de plus fortes précipitations à l'été 2011 ; 2) la mise en fonction d'un marais épurateur construit adapté en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40 ; 3) un contrôle accru des sources externes de phosphore. De plus, dans toutes les colonnes d'eau, la concentration en phosphore soluble est généralement plus élevée au fond qu'à la surface, comme l'avait observé Bergeron en 2002, la Ville de Québec en 2009 et Bourget en 2009.

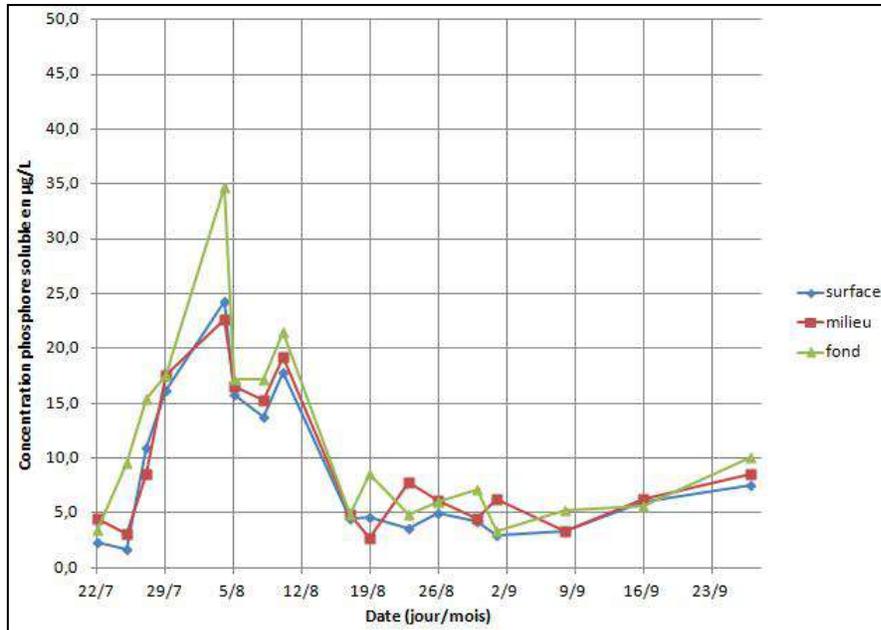


Figure 72 Évolution de la concentration en phosphore dans le lac

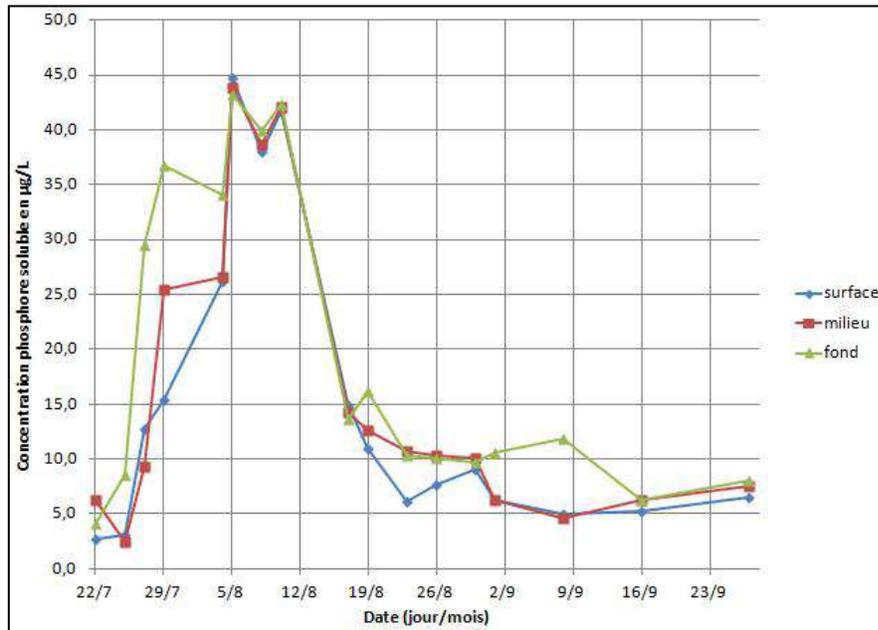


Figure 73 Évolution de la concentration en phosphore dans l'enclos témoin

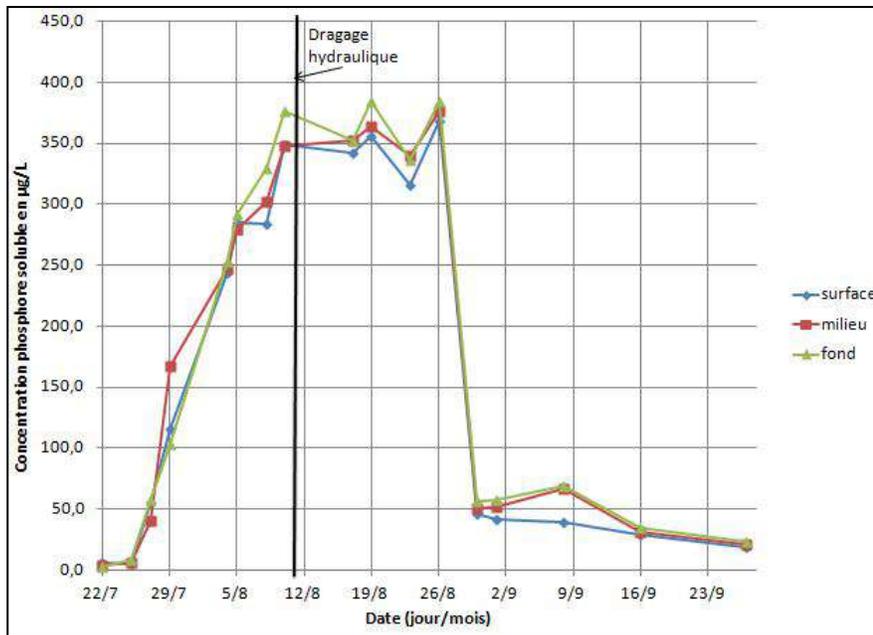


Figure 74 Évolution de la concentration en phosphore dans l'enclos H

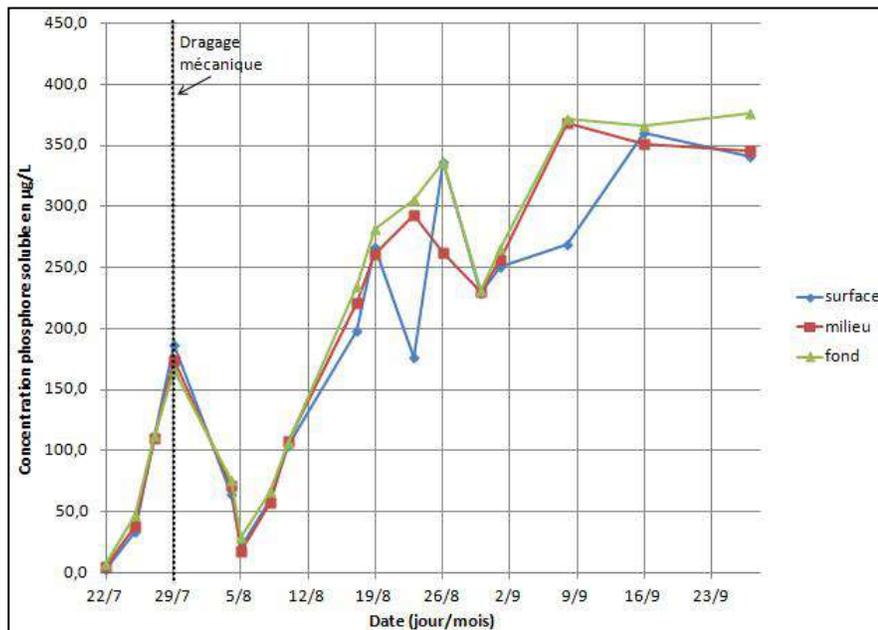


Figure 75 Évolution de la concentration en phosphore dans l'enclos M

Dans toutes les colonnes d'eau, la concentration en phosphore soluble a augmenté à partir de la fin du mois de juillet. Dans le lac et dans l'enclos témoin, une augmentation de la concentration en phosphore soluble est observable au début du mois d'août, avec des

maximums vers les 4 et 5 août. La concentration en phosphore soluble au fond du lac et dans l'enclos témoin atteint respectivement 35 µg/L, et 43 µg/L. Puis, la concentration en phosphore soluble diminue pour se maintenir à des valeurs inférieures à 10 µg/L, la limite de détection de la méthode employée.

Concernant les traitements appliqués, des effets différents ont pu être observés après les dragages hydraulique et mécanique des sédiments du fond du lac. Dans l'enclos H, avant le dragage hydraulique, la teneur en phosphore s'accroît jusqu'à atteindre 358 µg/L. L'augmentation moyenne est de 22 µg/L par jour du début de l'augmentation jusqu'au dragage, i.e. pendant 16 jours. Suite au pompage des sédiments le 11 août, cet accroissement est considérablement atténué, pour une augmentation moyenne de 1 µg/L par jour pendant 16 jours. La concentration en phosphore peut être considérée comme ayant été stabilisée. Ensuite, celle-ci chute considérablement aux trois profondeurs, passant de 376 µg/L à 50 µg/L, et enfin elle diminue progressivement jusqu'à la fin des essais. Dans l'enclos M, avant le dragage mécanique, la concentration augmente jusqu'à 175 µg/L. Après le dragage mécanique qui a commencé le 29 août, celle-ci chute dans un premier temps pour atteindre un minimum de 23 µg/L, deux jours après la fin du dragage. Puis elle augmente jusqu'à atteindre un palier aux alentours de 360 µg/L, vers début septembre, soit un mois après le dragage.

Ces résultats montrent donc qu'à court terme (deux mois) le dragage hydraulique semble permettre de et donc contrer les apports internes de nutriments, contrairement au dragage mécanique. En effet, le dragage hydraulique a entraîné une réduction de la teneur en phosphore soluble deux semaines après sa réalisation contrairement au dragage mécanique qui a causé le maintien de cette concentration à des valeurs élevées en fin d'essais. Néanmoins, les deux types de dragage enlèvent de façon permanente le phosphore contenu dans les sédiments qui ont été retirés.

5.1.3 Phosphore total

À titre de contrôle, des échantillons d'eau du lac prélevés le 5 août et le 20 septembre ont été envoyés au CEAEQ pour le dosage du phosphore total. Les résultats sont présentés dans le tableau 18. Les analyses ont révélé une concentration moyenne en phosphore total de 44,8 µg/L dans la colonne d'eau libre du lac le 5 août et de 71,5 µg/L le 20 septembre. Ces mesures sont supérieures au seuil d'eutrophisation, égal à 30 µg/L. La concentration en phosphore total en août est inférieure aux observations historiques,

puisque la concentration moyenne en phosphore total dans le lac était égale à 70 µg/L lors des étés 2001 et 2002 (Bergeron *et al.*, 2002) et à 220 µg/L lors de l'été 2009 (Ville de Québec, 2009).

Par ailleurs, ces résultats permettent de valider les tendances de la concentration en phosphore observées après le dragage mécanique et le dragage hydraulique, à savoir une diminution de la concentration en phosphore après le dragage hydraulique et une augmentation de celle-ci après le dragage mécanique.

Tableau 18 Concentration en phosphore total dans chaque colonne d'eau (CEAEQ)

Colonne d'eau	Concentration en phosphore total en µg/L					
	05/08/2011			20/09/2011		
	Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
Lac	32,3	-	57,3	63,9	81,2	69,4
Témoin	68,7	149	115	67,7	95,8	86,8
Enclos H	308	343	347	142	155	105
Enclos M	151	132	113	534	496	442

5.1.4 Matières en suspension

Les figures 76 à 79 présentent l'évolution de la teneur en matières en suspension (MES) dans chacune des colonnes d'eau. En tirets horizontaux orangés figure le seuil maximal de matières en suspension égal à 25 mg/L choisi par le MDDEFP pour qualifier une eau d'eau limpide. Lorsque la teneur en MES dépasse 25 mg/L, l'eau est turbide (MDDEP, 2009).

Ce critère de qualité n'a été dépassé qu'une seule fois : dans l'enclos M, un jour après le dragage mécanique qui y a été effectué. La teneur en MES dans l'enclos M confirme que le dragage mécanique a remis en suspension des sédiments, ce qui a provoqué la chute de la transparence relevée au paragraphe 5.1.1.1. Les valeurs mesurées un jour après dans l'enclos M révèlent que l'opération de dragage a multiplié par dix la teneur en matières en suspension en l'espace d'un jour, qui passe de 4,7 à 46,8 mg/L. Par ailleurs,

les teneurs en MES avant et après chacune des deux étapes de dragage mécanique (le 29 juillet et le 3 août) permettent d'évaluer un retour à l'état initial au bout de cinq à six jours.

Concernant le dragage hydraulique, aucune mise en suspension des sédiments n'a été détectée en raison d'une absence de données le lendemain du traitement (à cause de risques d'orages qui rendaient impossible l'accès à la plateforme d'essais). Néanmoins, dans le cas où cet événement aurait eu lieu, le retour à l'état initial se serait fait en moins de six jours.

Sur la figure 79, il apparaît que le dragage mécanique a causé une perturbation. Suite à la mise en suspension des sédiments lors du dragage mécanique, les critères de qualité ne sont pas respectés dans l'enclos M. Sinon les écarts ont toujours été inférieurs aux seuils sauf à une date pour l'enclos H. Cette date correspond au lendemain de la tempête Irène, lors de laquelle la teneur en MES a augmenté dans les enclos H et M. Ainsi ces deux enclos auraient été plus exposés aux vents.

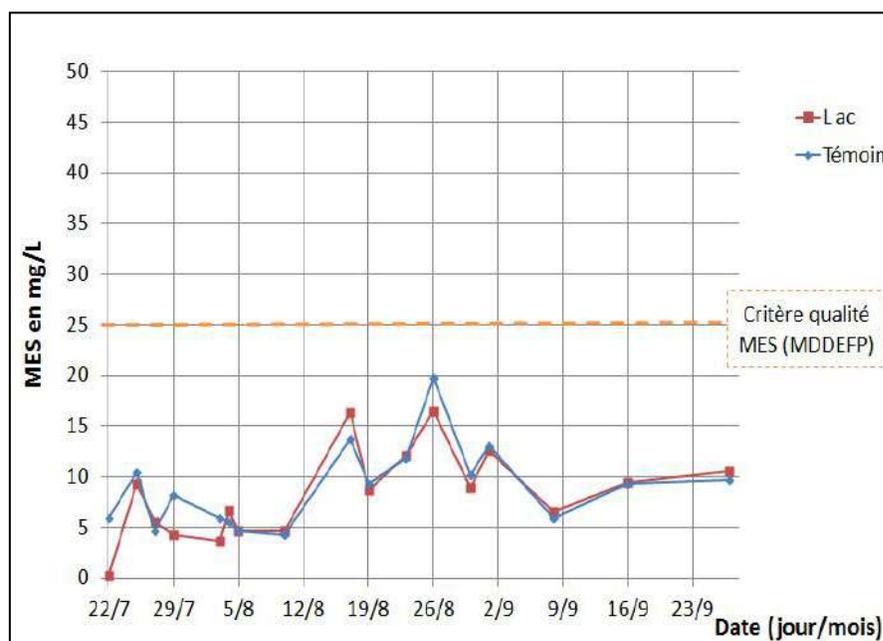


Figure 76 Évolution de la teneur en MES dans le lac et le témoin

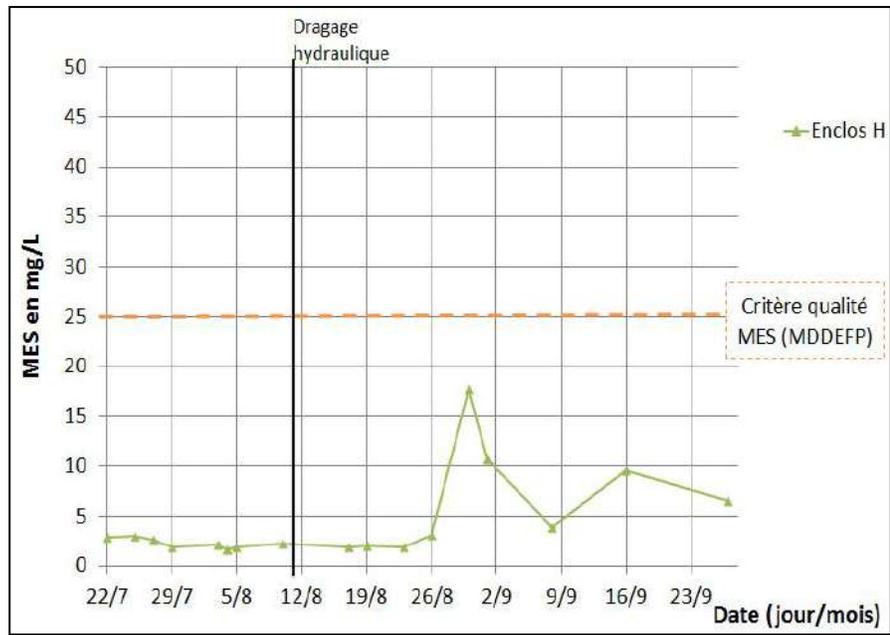


Figure 77 Évolution de la teneur en MES dans l'enclos H

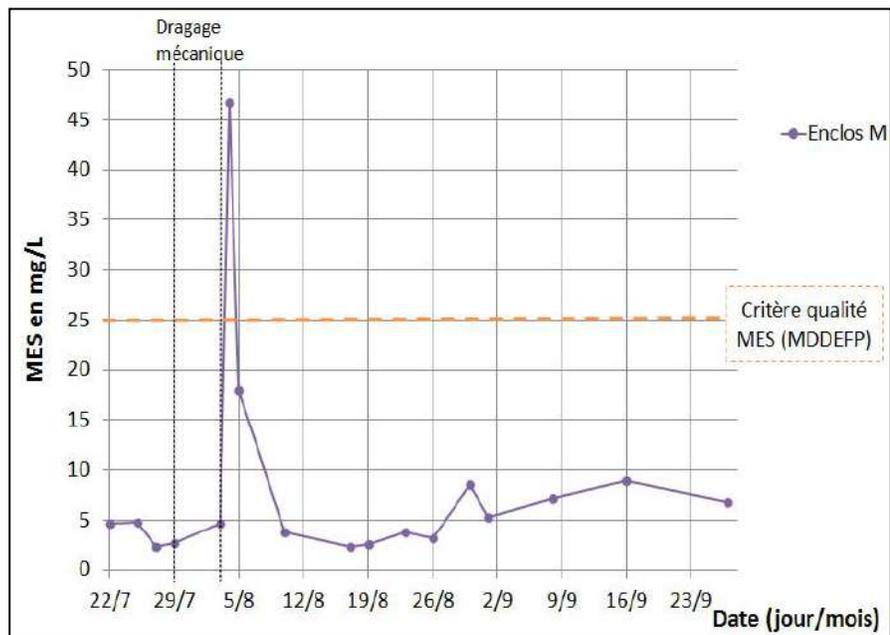


Figure 78 Évolution de la teneur en MES dans l'enclos M

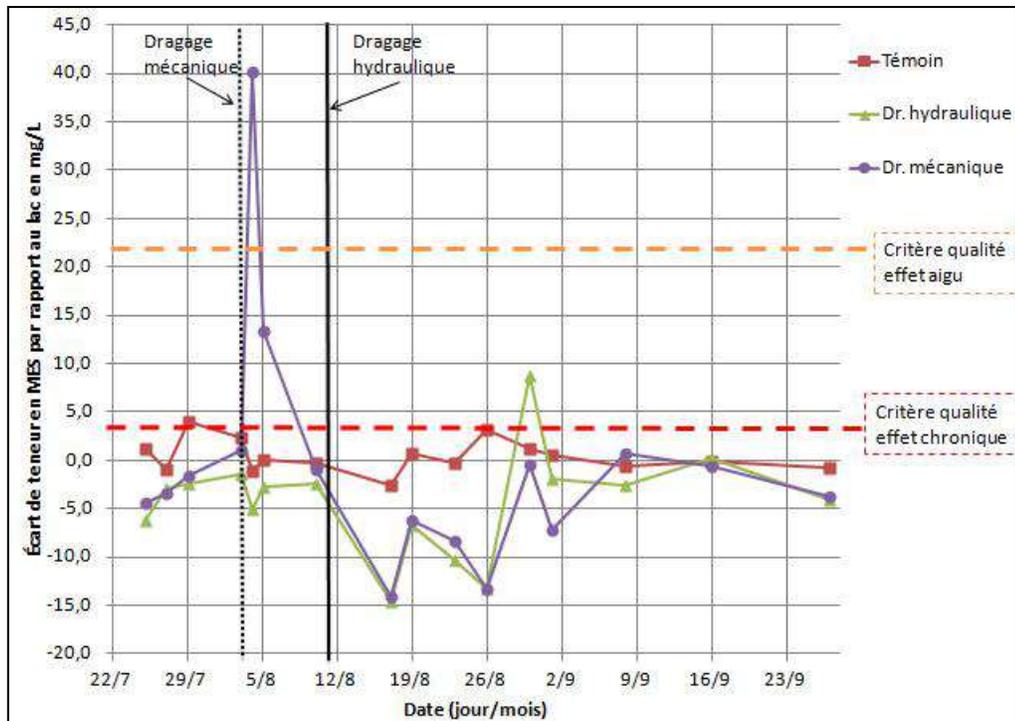


Figure 79 Évolution des écarts de teneur en MES dans chaque enclos par rapport au lac

5.1.5 Calcium et sodium solubles (sels dissous)

Les concentrations en calcium et en sodium solubles ont été mesurées à partir des échantillons d'eau de chaque enclos prélevés lors des essais. Les figures 80 et 81 présentent l'évolution de la moyenne des concentrations aux trois profondeurs en calcium et en sodium solubles dans chaque colonne d'eau. Les tendances pour ces deux substances dans chaque enclos sont relativement similaires, les écarts de concentration sont dans l'ensemble peu significatifs. Ainsi la présence de l'enclos et les opérations de dragage n'ont pas affecté particulièrement les teneurs en calcium et en sodium.

Concernant le calcium, le MDDEFP n'a pas établi de critère particulier. Néanmoins les résultats peuvent être comparés à ceux trouvés par Bergeron en 2000 et 2001, et Bourget en 2009 dans le lac. En 2000 et 2001, les concentrations en calcium étaient comprises entre 37 et 45 mg/L (Bergeron *et al.*, 2002). En 2009, elles étaient comprises entre 45 à 50 mg/L (Bourget *et al.*, 2011). Les concentrations mesurées en 2011, comprises entre 30 et 50 mg/L sont légèrement inférieures aux résultats précédents.

Pour le sodium, le seuil maximal pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) est fixé à 200 mg/L. Les résultats des analyses sont largement inférieurs à ce critère : la valeur maximale mesurée étant 3 fois plus faible. À titre de comparaison, en 2000 et 2001, les concentrations en sodium étaient comprises entre 79 et 89 mg/L (Bergeron *et al.*, 2002) et en 2011, elles avoisinaient 70 mg/L (Bourget *et al.*, 2011). Les concentrations mesurées en 2011 sont inférieures aux valeurs précédentes, puisqu'elles sont comprises entre 47 et 65 mg/L.

Finalement, les concentrations en sodium et en calcium solubles sont en-deçà des mesures de Bourget en 2009. Cette diminution concorde avec la diminution observée pour la conductivité spécifique. Ainsi cette diminution pourrait s'expliquer par : 1) un effet de dilution causé par de plus fortes précipitations à l'été 2011, 2) la mise en fonction d'un marais épurateur construit adapté en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40. En effet, ce dernier vise à réduire les apports au lac Saint-Augustin en sels de déglacage (chlorure, sodium et calcium).

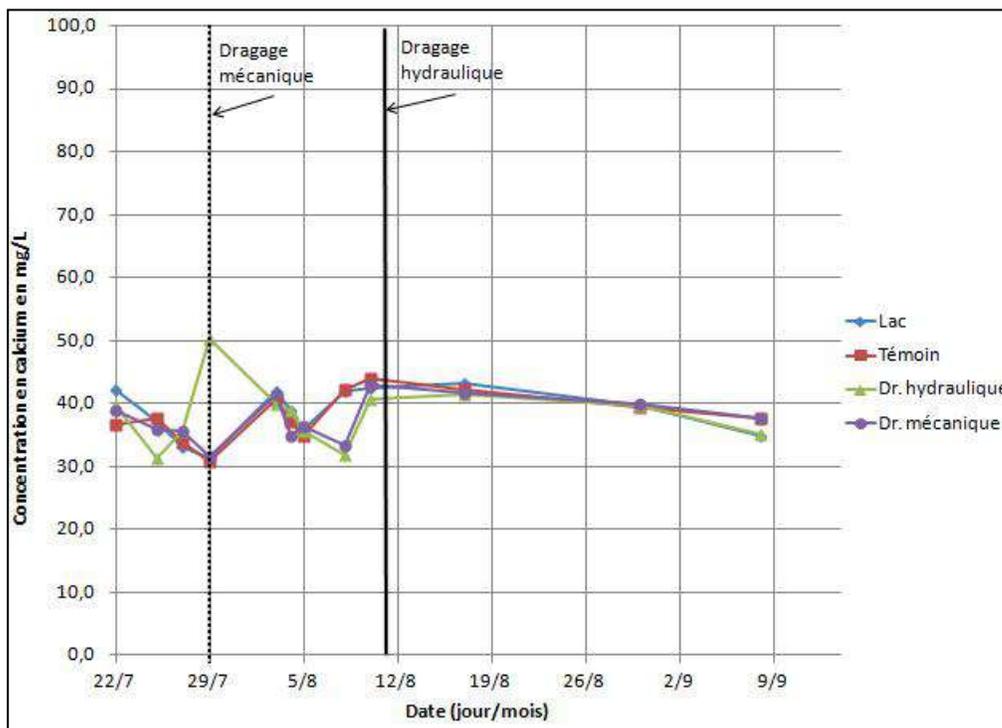


Figure 80 Évolution de la concentration moyenne en calcium soluble dans chaque colonne d'eau

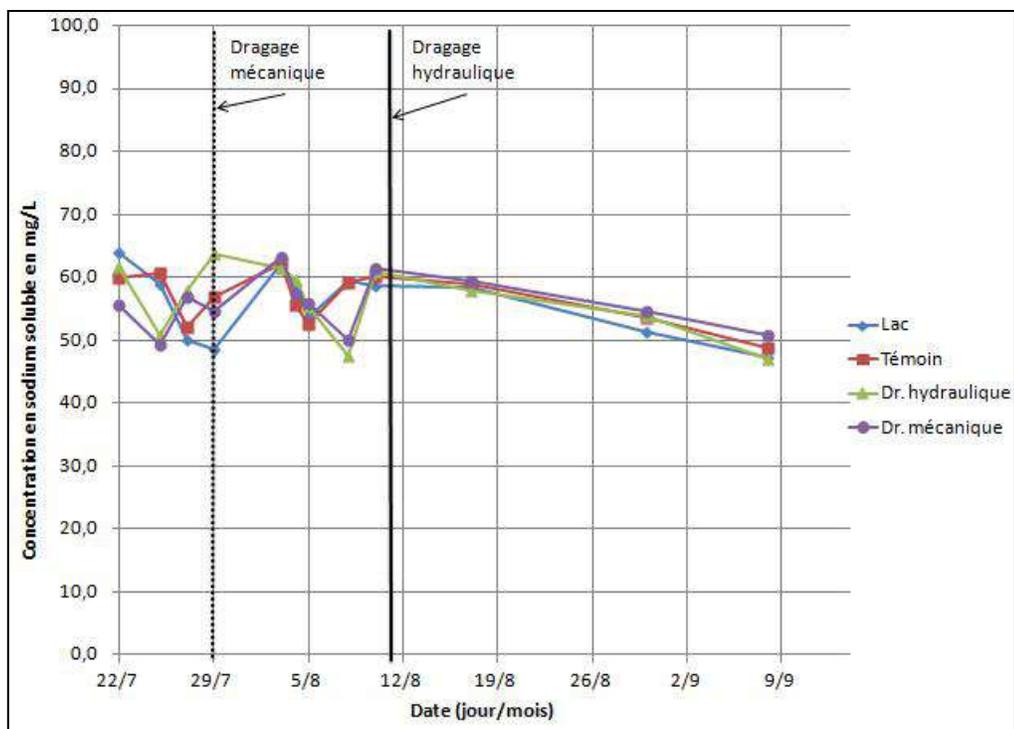


Figure 81 Évolution de la concentration moyenne en sodium soluble dans chaque colonne d'eau

5.1.6 Métaux solubles

Le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le zinc ont été dosés par spectrométrie d'absorption. Les mesures obtenues sont toutes sous la limite de détection de la méthode utilisée pour chacun de ces métaux et indiquent donc des concentrations à des niveaux traces voire nulles.

À titre de contrôle, des prélèvements provenant du milieu de chaque colonne d'eau de deux journées d'échantillonnage, le 5 août et le 20 septembre, ont été envoyés au CEAEQ pour le dosage des métaux totaux. Les résultats sont résumés dans le tableau 19. Lorsque les mesures sont sous la limite de détection (LD), elles sont indiquées comme suit «<LD »». Les seuils maximums de concentrations pour les métaux analysés établis par le MDDEP pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) sont donnés.

Excepté le fer, les concentrations en métaux totaux n'ont pas dépassé les critères de qualité. La concentration en fer total dans l'enclos M est égale à 0,85 mg/L le 5 août, soit 2 jours après le dragage mécanique, et est plus élevée que dans les autres enclos. Ce

dépassement semble être t dû à la mise en suspension des sédiments qui contiennent du fer (Brin, 2007).

Tableau 19 Concentration en métaux totaux au milieu de chaque colonne d'eau

Date d'échantillonnage	Métal	Concentration en mg/L				Critère de qualité (MDDEP, 2009)
		Lac	Témoïn	Enclos H	Enclos M	
05/08/2011	Cd	0,0008	0,0011	0,0014	0,0014	0,005
	Cr	<LD	<LD	<LD	<LD	0,05
	Cu	<LD	0,002	0,004	<LD	1
	Fe	0,18	0,14	0,078	0,85	0,3
	Ni	<LD	<LD	<LD	<LD	0,07
	Pb	<LD	<LD	<LD	<LD	0,01
	Zn	0,007	0,007	0,12	0,009	5
20/09/2011	Cd	<LD	<LD	<LD	<LD	0,005
	Cr	0,02	0,003	0,006	0,003	0,05
	Cu	0,001	0,004	0,004	0,003	1
	Fe	0,23	0,2	0,21	0,23	0,3
	Ni	0,009	<LD	0,003	0,001	0,07
	Pb	<LD	<LD	0,005	<LD	0,01
	Zn	0,005	0,004	0,005	0,005	5

5.1.7 Relargage de phosphore par les sédiments

Au début des essais et dans toutes les colonnes d'eau, la concentration en phosphore soluble a augmenté, atteignant un pic vers les 4-5 août. Elle a eu lieu en même temps qu'une diminution de la teneur en oxygène dissous et du pH, observable dans tous les enclos également. Par exemple au fond du lac, à la même période, la concentration en phosphore soluble augmente d'environ 5 à 35 µg/L, alors que la teneur en oxygène dissous diminue jusqu'à 1,2 mg/L et le pH diminue jusqu'à 7,7. Ces variations ont été précédées par une augmentation de la température, la température maximale au fond du lac atteignant 25 °C lors de la première journée d'échantillonnage, le 22 juillet. L'augmentation de la température du lac a été causée par une période de chaleur entre les 20 et 23 juillet, avec une température maximale de 31 °C relevée le 22 juillet (données Environnement Canada).

5.1.7.1 Libération du phosphore lié à la matière organique

L'élévation de la température stimule l'activité bactérienne au fond du lac (Boström *et al.*, 1988 ; Jensen et Andersen, 1992 ; Sondergaard *et al.*, 1999). La hausse de l'activité bactérienne, en particulier celle des bactéries aérobies, cause une augmentation de la consommation de l'oxygène dissous et de la libération de dioxyde de carbone. Lorsqu'il se dissout dans une eau ayant un pH égal à celui du lac, ce gaz se transforme en bicarbonate et libère des protons H^+ , acidifiant alors le milieu. Compte-tenu des variations de la teneur en oxygène dissous et du pH observées, l'activité bactérienne a donc augmenté au fond du lac, au début des essais.

D'autre part, ces micro-organismes dégradent la matière organique, notamment celle contenue dans les sédiments. Ce processus de décomposition entraîne la minéralisation des molécules organiques, qui s'accompagne de la solubilisation de phosphore par hydrolyse enzymatique (Boström *et al.*, 1988). Au lac Saint-Augustin, les sédiments ont une teneur moyenne en matière organique élevée – 11 % - (Galvez-Cloutier *et al.*, 2003) et 16 % du phosphore contenu dans les sédiments est lié à la matière organique (Brin, 2007). Ainsi, au début des essais, la hausse de l'activité bactérienne, conséquence d'une élévation de la température, a favorisé la solubilisation du phosphore dans l'eau interstitielle des sédiments. Une fois dissout, le nutriment a été transporté des sédiments vers la colonne d'eau, comme le montre l'augmentation de la teneur en phosphore soluble dans chaque enclos à la même période. Suite aux essais du volet I du projet pilote de restauration, Bourget (2011) avait également conclu que le phosphore lié à la matière organique dans les sédiments était devenu soluble et avait été transporté vers la colonne d'eau.

5.1.7.2 Désorption du phosphore lié au fer

Par ailleurs, 17 % du phosphore contenu dans les sédiments est adsorbé aux oxydes/hydroxydes de fer (III) (Brin, 2007) et est considéré comme potentiellement mobile (Boström *et al.*, 1988 ; Rydin, 2000). Cette fraction est sensible aux variations du potentiel d'oxydoréduction, qui diminue en raison de la consommation accrue d'oxygène quand l'activité bactérienne augmente. Au fond de chaque enclos, lors de la diminution de la teneur en oxygène dissous, le potentiel d'oxydoréduction est très souvent inférieur à 100 mV, du début des essais au 3 août. C'est également le cas dans le fond de la colonne d'eau libre, où un minimum de 37 mV est atteint le 27 juillet.

Or, le phosphore lié au fer devient soluble quand le potentiel d'oxydoréduction près des sédiments diminue (Penn *et al.*, 2000 ; Sondergaard, 2003). Dans des conditions réductrices, le fer ferrique (Fe (III)) est réduit et devient du fer ferreux (Fe (II)) avec lequel le phosphore n'a pas d'affinité d'adsorption : le nutriment devient alors soluble. Les faibles valeurs du potentiel d'oxydoréduction et de la teneur en oxygène, mesurées à 60 cm du fond au début des essais, suggèrent des conditions réductrices à l'interface sédiments-colonne d'eau et donc la désorption du phosphore. D'ailleurs, un tel phénomène joue un rôle significatif dans les lacs eutrophes bien mélangés et ayant des sédiments riches en matière organique (Sondergaard, 2003). C'est le cas du lac Saint-Augustin où s'alternent des périodes de mélange et de stratification (Bouchard Valentine, 2004). La solubilisation du phosphore lié au fer dans l'eau interstitielle des sédiments a donc pu contribuer de manière non négligeable à la libération de nutriments par les sédiments.

5.1.7.3 Transport du phosphore vers la colonne d'eau

Plusieurs mécanismes peuvent être à l'origine du transport du phosphore de l'eau interstitielle des sédiments vers la colonne d'eau, comme montré à la figure 3 (Ryding et Rast, 1994). La bioturbation, en favorisant les échanges entre ces deux compartiments, contribue au transfert du nutriment dans le lac. Lors des essais du volet I ayant lieu au sud du lac, Bourget (2011) a notamment remarqué l'abondance d'escargots, qui accentuent fortement ce phénomène, en réponse à un stress environnemental. Néanmoins, au site d'essais de 2011, une telle profusion n'a pas été observée, ce qui a été confirmé par le peu d'escargots retrouvés dans les sédiments dragués. Cette différence de peuplement expliquerait les concentrations en phosphore moindres dans les enclos en 2011 comparativement à celles de 2009. D'autre part, la concentration de phosphore ayant augmenté dans l'enclos témoin, la remise en suspension causée par le passage de bateaux à moteur ou par des courants ne peut expliquer le transport du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Enfin, le gradient de concentration entre l'eau interstitielle et la colonne d'eau initialement pauvre en phosphore cause la diffusion de ce dernier. D'ailleurs, les essais de diffusion avec les sédiments récents de cette partie du lac ont révélé que les concentrations de phosphore relargué pouvaient être très élevées (Bourget *et al.*, 2010). Ainsi, le transport du phosphore soluble des sédiments vers la colonne d'eau s'est fait par diffusion et par bioturbation. De plus, l'homogénéité thermique observée par intermittence au lac permet aux eaux superficielles et celles plus profondes

de se mélanger (Bouchard-Valentine, 2004), de sorte que le transport du phosphore du fond vers la surface de la colonne d'eau est facilité.

Compte-tenu de l'évolution des paramètres physico-chimiques, l'augmentation de la teneur en phosphore soluble dans tous les enclos et dans le lac, au début des essais *in situ*, peut s'expliquer par la solubilisation du phosphore lié à la matière organique et au fer dans l'eau interstitielle des sédiments puis à son transport vers la colonne d'eau par les processus de diffusion et de bioturbation. Un tel phénomène a déjà été mis en évidence par Bourget (2011). Cet épisode de relargage de phosphore qui a lieu à l'été, lorsque la température de l'eau du lac est la plus élevée, est un évènement récurrent. En effet, des concentrations de phosphore plus élevées en été comparativement à celles au printemps ont été également relevées en 2002 par Bergeron. Ces observations confirment que la charge interne en phosphore que sont les sédiments est actuellement la principale cause de l'enrichissement en nutriments du lac Saint-Augustin, favorisant notamment l'efflorescence d'algues bleu-vert. Ceci justifie également la nécessité de mesures visant à contrôler les apports de phosphore par ces sédiments.

5.1.8 Effet enclos

Des enclos permettant d'isoler une colonne d'eau –de la surface jusqu'aux sédiments- du reste du lac ont été utilisés afin de tester les techniques de dragage au lac Saint-Augustin. L'emploi d'un tel matériel présente des avantages comme celui de réduire les coûts de réalisation en utilisant qu'une petite portion du lac ou comme celui d'effectuer des essais sur le terrain tout en limitant des sources de perturbation (passage de bateaux, pollution accidentelle). Néanmoins les résultats ont montré que la présence de l'enclos a influencé les expérimentations.

La présence de l'enclos a notamment influencé l'évolution de la teneur en phosphore. La concentration moyenne en phosphore soluble dans le témoin, où aucun traitement n'a été effectué, est 60 % plus grande que dans le lac au pic observé vers les 4 et 5 août. L'augmentation de la concentration en phosphore soluble se trouve donc accentuée dans l'enclos témoin. Elle est aussi amplifiée dans les enclos H et M, atteignant des concentrations plus élevées que dans le témoin. Avant le dragage hydraulique, la concentration maximale dans l'enclos H est 740 % plus grande que celle dans le témoin lors du pic observé le 4-5 août. Avant le dragage mécanique le 29 juillet, la concentration maximale dans l'enclos M est 320 % plus grande que celle dans le témoin. La différence

entre les enclos H et M et l'enclos témoin s'expliquerait par les bris de l'enclos témoin le 27 juillet et le 3 août. La toile s'étant déchirée, des flux d'eau entre la colonne d'eau témoin et le lac ont pu s'opérer, provoquant la dilution du phosphore. Finalement, l'enclos a amplifié l'épisode de relargage de phosphore en créant un effet de concentration, toutefois les tendances sont semblables dans le lac et le témoin.

D'autre part, l'enclos, en confinant les sédiments mis en suspension par le dragage mécanique dans un espace restreint, a influencé leur décantation. La sédimentation des particules solides auraient pu être ralentie ou être spatialement hétérogène à cause des courants et du vent (Environnement Canada, 1994).

5.1.9 Performance du dragage hydraulique et du dragage mécanique

Compte tenu de la problématique d'eutrophisation du lac, l'objectif principal des essais *in situ* est d'évaluer différentes techniques permettant de neutraliser la source interne en phosphore que sont les sédiments du fond du lac. Outre l'épisode de relargage, la manipulation des sédiments est donc l'événement majeur de ces essais qui a donné lieu à des réponses différentes suivant le type de dragage effectué : hydraulique ou mécanique. La performance de chacune de ces techniques est discutée dans les paragraphes suivants.

5.1.9.1 Performance du dragage hydraulique

Dans l'enclos H, la concentration en phosphore soluble s'accroît avant le dragage hydraulique puis se stabilise après la réalisation du traitement, l'augmentation moyenne passant de 22 à 1 µg/L par jour. Compte-tenu de la présence de l'enclos, le bilan du phosphore soluble dans la colonne d'eau est le suivant. Les principaux gains sont le relargage par les sédiments, la solubilisation du phosphore particulaire organique lors de processus biologiques et la dissolution ou la désorption du phosphore inorganique particulaire ; les principales pertes sont la consommation par la biomasse, la précipitation ou l'adsorption avec des composés inorganiques ou organiques (Wetzel, 2001). Comme montré précédemment au paragraphe 5.1.7, c'est le relargage de phosphore par les sédiments qui a causé le gain de phosphore dans la colonne d'eau. Étant donné que le changement majeur entre l'augmentation prononcée et la stabilisation de la teneur en phosphore soluble est le retrait des sédiments par dragage hydraulique, il en résulte que l'application de ce traitement a effectivement réduit le relargage de nutriments par les sédiments. La légère augmentation observée après le dragage hydraulique pourrait être

due à des résidus i.e. des sédiments présents après dragage, qui sont des sédiments non dragués (laissés intacts) ou bien des sédiments mis en suspension qui ont sédimenté (National Research Council Committee on Sediment Dredging at Superfund Megasites, 2007).

Étant donné que les sédiments ont libéré du phosphore avant le dragage hydraulique, l'efficacité de ce procédé ne peut être déterminée quantitativement à partir de ces essais. Toutefois, la stabilisation de la teneur en phosphore soluble confirme que, comme montré par Bourget (2010) lors d'essais de diffusion du phosphore, l'enlèvement des sédiments superficiels -soit les dix premiers centimètres- par pompage est pertinent et suffisant pour inactiver la source interne de phosphore dans le cadre de ces essais *in situ*.

D'autre part, dans le cas où la teneur en phosphore dans la colonne d'eau est supérieure au seuil d'eutrophisation, la restauration du lac par dragage hydraulique peut être améliorée en ajoutant une étape d'immobilisation du phosphore de la colonne d'eau préalablement au dragage. Pour rappel, juste avant la réalisation du dragage hydraulique, la concentration en phosphore soluble atteignait 358 µg/L. Cette étape d'immobilisation du phosphore présent dans la colonne d'eau consisterait en l'application d'un coagulant comme l'alun qui ferait sédimenter le phosphore au fond de la colonne d'eau. Théoriquement, la combinaison des deux techniques permettrait de retirer le phosphore contenu dans la colonne d'eau et dans les sédiments récents. Par conséquent, ceci pourrait accélérer la restauration du lac puisque davantage de phosphore est retiré de celui-ci. Le couplage d'un procédé de gestion des sédiments contaminés à un procédé de coagulation dans la colonne d'eau a été déjà étudié au lac Saint-Augustin (Bourget *et al.*, 2011 ; Galvez-Cloutier *et al.*, 2012). Dans cette étude, il s'agit d'une coagulation à l'alun suivie du recouvrement des floes sédimentés et des sédiments par de la pierre calcaire. La combinaison des deux techniques s'est montrée plus efficace en réduisant la teneur en phosphore soluble de 90 % que le recouvrement seul qui a réduit la teneur en phosphore soluble de 76 %. De plus, comme l'alun, de par sa composition (sulfate d'aluminium) entraîne un ajout d'aluminium dans la colonne d'eau (20 mg d'alun par litre d'eau du lac), un suivi de ce métal a été effectué lors des travaux précédemment cités. Après 19 jours, la teneur en aluminium total était inférieure au critère de qualité du MDDEFP (0,1 mg/L) (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2009). Par ailleurs, des essais de toxicité en laboratoire ont été réalisés pour évaluer l'impact du traitement par coagulation à l'alun et recouvrement actif sur le biote aquatique.

Ces essais ont montré que cette technique n'avait pas d'effet néfaste sur la survie et la reproduction des daphnies (*D. magna*) et des amphipodes (Galvez-Cloutier *et al.*, 2012) et qu'elle engendrait des conditions favorables à la croissance et la recolonisation du zooplancton dans le lac Saint-Augustin. Des travaux supplémentaires sont donc nécessaires afin d'évaluer le gain de performance obtenu en couplant un traitement par coagulation et le dragage hydraulique et de s'assurer qu'il n'y a pas d'effet néfaste sur le biote aquatique.

5.1.9.2 Performance du dragage mécanique

Un phénomène a marqué l'expérimentation du dragage mécanique : la mise en suspension des sédiments qui a entraîné une réponse singulière de la colonne d'eau comparativement aux autres enclos et au lac.

Après le début du dragage mécanique, donc lorsque la teneur en matières en suspension (MES) augmente dans l'enclos M, la concentration en phosphore soluble diminue. Puis cette dernière augmente une fois que la teneur en MES revient aux valeurs d'avant dragage. La diminution de la concentration en phosphore se fait donc quand des sédiments sont en suspension dans la colonne d'eau. Cette simultanéité suggère une interaction entre les particules et le nutriment. Outre la consommation par la biomasse, les principaux mécanismes d'immobilisation du phosphore sont la précipitation ou l'adsorption avec de la matière organique et des composés inorganiques comme le fer, les carbonates ou des argiles (Boström *et al.*, 1988 ; Sondergaard *et al.*, 2001). Or, les sédiments du lac Saint-Augustin contiennent les substances citées précédemment (Brin, 2007). Par conséquent, la mise en suspension des sédiments a causé la précipitation ou l'adsorption du phosphore avec le fer, les carbonates, des argiles et la matière organique, entraînant la diminution de la concentration de ce nutriment dans la colonne d'eau.

Une fois que les sédiments mis en suspension ont sédimenté, la concentration en phosphore soluble augmente dans l'enclos « dragage mécanique », soit deux semaines après la réalisation du traitement. Cette tendance indique donc que le relargage de nutriments par les sédiments reprend malgré le retrait des sédiments par benne preneuse. De même que pour le dragage hydraulique, l'augmentation observée après dragage mécanique peut être due à des résidus i.e des sédiments présents après dragage, qui sont des sédiments superficiels non dragués (laissés intacts) ou bien des sédiments mis en suspension qui ont sédimenté. Les sédiments mis en suspension sont des

sédiments fins qui passent à travers les mâchoires de la benne lors de sa remontée dans la colonne d'eau ou lors de sa sortie hors de l'eau (Environnement Canada, 1994). Dans les sédiments du lac Saint-Augustin, Brin (2007) a notamment observé la cohésion autour des particules fines (argile < 2µm) de la matière organique à laquelle 16 % de la teneur totale de phosphore est relié. Quant aux sédiments superficiels non dragués, leur présence est due à une mauvaise réalisation du dragage. Toute la surface n'a pas été traitée uniformément malgré un quadrillage de l'enclos, ou bien une épaisseur insuffisante a été draguée. Ainsi les résidus du dragage mécanique semblent être la principale cause de l'échec du dragage mécanique à atténuer le relargage de phosphore par les sédiments. Néanmoins, le dragage mécanique a permis de retirer définitivement 121,5 kg de sédiments ayant une teneur en phosphore de 850 mg/kg, soit 103 g de phosphore qui ne contribueront plus à l'enrichissement des eaux du lac.

5.2 Résultats des essais de séparation solide-liquide

Afin de faciliter la gestion des sédiments extraits après dragage, il est nécessaire de concentrer les particules solides et de clarifier l'eau contenue dans ces sédiments, en vue d'un retour au lac. Les essais de séparation de phase solide-liquide permettent d'évaluer la performance de méthodes de traitement des sédiments dragués.

Le tableau 20 rappelle les types de techniques de séparation des phases solide-liquide évaluées ainsi que la nature des échantillons. Les résultats des essais de décantation, de coagulation-filtration et de séparation par hydrocyclone sont présentés successivement dans cette partie.

Tableau 20 Type de méthodes de séparation

Séparation solide-liquide sur les sédiments dragués	Origine des sédiments
Décantation	Sédiments dragués mécaniquement
Coagulation-filtration	Sédiments dragués hydrauliquement
Hydrocyclone	Sédiments dragués hydrauliquement

5.2.1 Décantation

Lors de cet essai de décantation sur les sédiments dragués mécaniquement, la teneur en matières en suspension a été mesurée dans le liquide surnageant, les résultats sont présentés à la figure 82.

En vue d'un retour au lac, il est intéressant de comparer la teneur en MES du surnageant vers la fin de l'essai à la teneur moyenne en MES mesurée dans le lac lors des essais en plateforme. Cette dernière est égale à 8,8 mg/L. Pour rappel, le critère pour la « protection de la vie aquatique (effet chronique) » dans le cas d'une eau limpide autorise une augmentation maximale de 5 mg/L par rapport au lac. Ainsi, le liquide surnageant peut être retourné au lac une fois sa teneur en MES inférieure à 13,8 mg/L. Or, 15 jours après le début de l'essai de décantation, la teneur en MES est égale à 11,8 mg/L. Par conséquent, il faudrait attendre au moins 15 jours à partir du début de la décantation pour avoir un liquide surnageant de qualité acceptable en termes de MES, i.e. qui peut être retourné au lac.

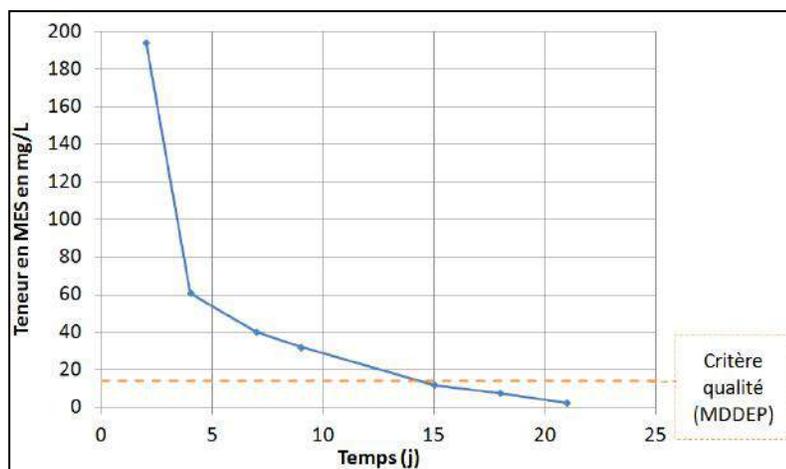


Figure 82 Évolution de la teneur en MES dans le liquide surnageant lors de l'essai de décantation sur les sédiments dragués mécaniquement

Par ailleurs, le phosphore soluble et les métaux lourds retrouvés dans les sédiments du lac Saint-Augustin ont été analysés dans ce liquide surnageant après quinze jours d'essai. La concentration de phosphore mesurée est inférieure à la limite de détection de la méthode utilisée, soit 10 µg/L donc la concentration en phosphore soluble est très faible. Celles des métaux lourds à risques présents au lac Saint-Augustin sont également sous

les limites de détection, ce qui indique qu'ils ne sont présents qu'à l'état de traces comme les eaux du lac.

Ainsi, compte-tenu des résultats d'analyse du surnageant, la phase liquide après quinze jours de décantation est de qualité suffisante pour être retournée au lac, concernant les paramètres évalués.

De plus, la siccité de la phase solide a été mesurée, elle est égale à 30 %. Ainsi, la phase solide obtenue après sédimentation est une boue solide (siccité comprise entre 25 et 85 %). À titre de comparaison, avant l'essai de séparation, la siccité d'un échantillon de sédiments dragués mécaniquement a été mesurée à 29 %. La qualité des sédiments en termes de phosphore et de métaux lourds est présentée au tableau 21. L'origine de cette phase solide implique qu'elle est considérée comme un sol et que son post-traitement doit respecter la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés et du Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (MDDEP, 2011). Les teneurs en métaux lourds dans la phase solide après décantation ne dépassent pas le niveau B pour les sols. Par conséquent, cette phase solide peut être réutilisée ou valorisée comme matériau de recouvrement pour les lieux d'enfouissement sanitaire ou matériau de remblai.

Tableau 21 Qualité de la phase solide après décantation

Source : * MDDEP (2011)

Contaminant	Concentration après décantation en mg/kg	Seuils de niveau B pour sols contaminés en mg/kg *
Phosphore	850	-
Cadmium	3	20
Plomb	151	1000
Zinc	352	1500
Cuivre	52	500
Nickel	58	500
Chrome	52	800

5.2.2 Coagulation-filtration

L'essai de coagulation-filtration a été réalisé sur un échantillon de sédiments dragués hydrauliquement. Les principales caractéristiques des phases liquide et solide obtenues après l'essai sont présentées dans ce paragraphe. Après la coagulation avec le polymère *CMX 123* fourni par Chemco et la filtration, la phase liquide obtenue était limpide avec très peu de matières en suspension visibles à l'œil nu.



Figure 83 Phase liquide après coagulation avec polymère et filtration

Une fois que la coagulation par polymère et la filtration ont été effectuées, plusieurs analyses ont été réalisées sur la phase liquide. Les résultats de ces analyses sont comparés aux mesures effectuées sur l'eau du lac au cours des essais en plateforme.

Tout d'abord, la phase liquide obtenue a un pH égal à 7,03 et une conductivité spécifique égale à 618 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le pH de la phase liquide est inférieur au pH moyen observé dans le lac, égal à 8,06. Néanmoins cette valeur est comprise dans la gamme de pH – entre 6,5 et 9- fixée dans les « Critères de qualité de l'eau de surface » pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) (MDDEP, 2009). Quant à la conductivité spécifique, elle est proche de la moyenne observée dans le lac, soit 641 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La teneur en MES de la phase liquide après essai est égale à 2,4 mg/L. Ainsi, la teneur en MES de la phase liquide après séparation est nettement inférieure à la valeur moyenne dans le lac, égale à 8,8 mg/L. Par conséquent, au regard de ce paramètre, la phase liquide après coagulation par un polymère et filtration peut être retournée au lac. La concentration de phosphore soluble dans la phase liquide après séparation a été

mesurée. Elle se trouve sous la limite de détection de la méthode utilisée, soit 10 µg/L. Pour confirmation et du fait de l'ajout d'un produit chimique dans le processus de séparation, un échantillon a été envoyé au CEAEQ pour l'analyse du phosphore total et des métaux lourds. La teneur en phosphore total est de 8,9 µg/L et celles en métaux est inférieures aux critères qualité du MDDEFP. Ainsi, compte-tenu des résultats d'analyse, la phase liquide après coagulation-filtration est de qualité suffisante pour être retournée au lac, concernant les paramètres évalués.

Quant à la phase solide obtenue après séparation, sa siccité est égale à 35 %. À titre de comparaison, avant l'essai de séparation, la siccité d'un échantillon de sédiments dragués hydrauliquement a été mesurée à 13 %. De même que pour la phase solide après décantation, la qualité des sédiments en termes de phosphore et de métaux lourds a été évaluée, elle est présentée au tableau 22. Les teneurs en métaux lourds dans la phase solide après coagulation-filtration ne dépassent pas le niveau B pour les sols. Par conséquent, cette phase solide peut être réutilisée ou valorisée comme matériau de recouvrement pour les lieux d'enfouissement sanitaire ou matériau de remblai.

Tableau 22 Qualité de la phase solide après coagulation-filtration

Source : * MDDEP (2011)

Contaminant	Concentration après décantation en mg/kg	Seuils de niveau B pour sols contaminés en mg/kg *
Phosphore	810	-
Cadmium	2,7	20
Plomb	89	1000
Zinc	221	1500
Cuivre	57	500
Nickel	71	500
Chrome	57,5	800

5.2.3 Hydrocyclone

Après la séparation par hydrocyclone d'un échantillon de sédiments issus du dragage hydraulique, la surverse et la sousverse ont été échantillonnées. La surverse est censée être plus limpide que la sousverse, cette dernière étant théoriquement la plus chargée en particules. La surverse et la sousverse obtenues sont très turbides comme il est possible de le constater sur les figures 84 et 85. La séparation par hydrocyclone n'ayant pas été probante, les autres analyses sur la surverse et la sousverse n'ont pas été réalisées. Ainsi, après optimisation des conditions d'opération de l'appareil, le diamètre de coupure n'est pas suffisamment petit pour clarifier efficacement la surverse. D'après Brin (2007), les sédiments du lac Saint-Augustin contiennent 44,7 % de sable fin (diamètre compris entre 75 et 400 μm) et 40,6 % de silt (diamètre compris entre 2 et 75 μm). Afin de déterminer plus précisément l'efficacité de la séparation par hydrocyclone, des travaux supplémentaires avec un hydrocyclone ayant un diamètre de coupure de 5 μm (limite inférieure des hydrocyclones d'après Gosselin *et al.*, 1997) sont nécessaires.



Figure 84 Surverse après hydrocyclonage des sédiments dragués hydrauliquement



Figure 85 Sousverse après hydrocyclonage des sédiments dragués hydrauliquement

Néanmoins, il existe d'autres méthodes de séparation de phases solide-liquide utilisant la force centrifuge. Afin d'évaluer la force centrifuge qu'il est nécessaire d'appliquer pour séparer efficacement les deux phases, des essais avec 200 mL de sédiments dragués ont été effectués au moyen d'une centrifugeuse située au laboratoire d'environnement du département de génie civil et des eaux de l'Université. Une force de 500 g suffit à séparer efficacement les deux phases ; en effet la turbidité de la phase liquide ainsi obtenue est de

9 NTU et se situe dans la plage de turbidité mesurée au lac Saint-Augustin soit entre 2 et 23 NTU (Bergeron, 2002).

6 Conclusion

Ce mémoire a présenté la problématique, les objectifs, la méthodologie et les résultats du projet de recherche, réalisé dans le cadre du volet II du projet pilote de démonstration technologique pour la restauration de lacs eutrophes. Ce travail de recherche a consisté en l'évaluation de la performance des procédés de dragages mécanique et hydraulique des sédiments et des méthodes de séparation solide-liquide pour les sédiments dragués que sont la décantation, la coagulation-filtration et la clarification par hydrocyclone. Les essais in situ de dragage ont été effectués au moyen d'une plateforme flottante munis d'enclos.

Au regard des résultats et de la discussion présentés dans ce rapport, des conclusions peuvent être tirées des essais en plateforme et des essais de séparation de phase solide-liquide.

- Les concentrations en phosphore soluble, en calcium et en sodium ainsi que la conductivité spécifique dans les eaux du lac sont plus faibles lors des essais de 2011 que lors des essais du volet I réalisés par Bourget en 2009. Ceci pourrait être dû à : 1) un effet de dilution causé par de plus fortes précipitations à l'été 2011, 2) la mise en fonction d'un marais épurateur construit adapté en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40.
- Dans le lac, une augmentation significative de la concentration en phosphore soluble est observable vers le 4-5 août. Au fond du lac notamment, la concentration en phosphore soluble a atteint 35 µg/L. Cette augmentation est attribuée à un épisode cyclique (ayant lieu chaque été) de relargage de phosphore contenu dans les sédiments. Ce relargage est causé par une hausse de l'activité bactérienne dans les sédiments à la suite de températures élevées, qui entraîne la libération de phosphore lié à la matière organique par dégradation de la matière organique et l'apparition de conditions réductrices favorables à la solubilisation du phosphore lié au fer. Cette augmentation a également été observée dans les enclos témoin, H et M à la même date et a été accentuée dans ceux-ci à cause de l'effet enclos.
- Le dragage mécanique a mis en suspension des sédiments, ce qui a provoqué la chute de la transparence et une hausse de la teneur en matières en suspension.

Un jour après cette opération de dragage, la teneur en MES était dix fois plus grande qu'avant le dragage. Cette mise en suspension a notamment causé l'adsorption du phosphore présent dans la colonne d'eau entraînant une diminution temporaire de la concentration du nutriment.

- Suite à la mise en suspension causée par le dragage mécanique, l'eau de l'enclos M retrouve sa qualité initiale entre 5 et 7 jours en termes de MES et entre une et deux semaines en termes de transparence. Pour le dragage hydraulique, la mise en suspension a été moindre comparativement au dragage mécanique.
- Le dragage mécanique a causé une augmentation de la concentration en phosphore soluble, qui a ensuite atteint un pallier, aux alentours de 360 µg/L, ayant duré un mois. Les résidus du dragage mécanique ont favorisé la solubilisation du phosphore fixé sur les particules fines laissées dans l'enclos. Néanmoins, le phosphore présent dans les sédiments dragués a été enlevé de façon permanente.
- Ces essais montrent donc qu'à court terme (deux mois) le dragage hydraulique est plus efficace que le dragage mécanique pour contrer l'augmentation de la concentration en phosphore soluble. En effet, le dragage hydraulique a permis de stopper l'augmentation prononcée de la teneur en phosphore soluble. En raison du relargage de phosphore par les sédiments avant même la réalisation du dragage, il n'a pas été possible d'évaluer quantitativement la performance de cette technique. Toutefois, la stabilisation de la teneur en phosphore soluble indique que l'enlèvement des sédiments superficiels -soit les dix premiers centimètres- par pompage semble pertinent et suffisant pour retirer la source interne de phosphore dans le cadre de ces essais in situ. Tout comme pour le dragage mécanique, le phosphore présent dans les sédiments dragués hydrauliquement a été retiré de façon permanente.
- D'après les résultats de l'essai de décantation sur les sédiments dragués mécaniquement, il faudrait attendre environ 15 jours à partir du début de la sédimentation pour avoir un liquide surnageant de qualité acceptable en termes de MES en vue d'un retour au lac. Ce surnageant a une concentration en phosphore soluble inférieure à 10 µg/L. Par ailleurs, la qualité de la phase solide en termes de teneur en métaux lourds permet sa réutilisation comme matériel de remblai ou de

recouvrement puisqu'elle n'est pas considérée comme correspondant à un sol contaminé au regard de la réglementation en vigueur au Québec.

- Suite à l'essai de coagulation avec le polymère *CMX 123* de Chemco et filtration sur les sédiments dragués hydrauliquement, la phase liquide obtenue est de qualité acceptable en termes de MES en vue d'un retour au lac, cette phase liquide étant plus limpide que les eaux du lac. Cette phase liquide a des concentrations en phosphore soluble et total inférieures à 10 µg/L. De même que pour la phase solide après décantation, celle obtenue après coagulation-filtration est réutilisable comme matériel de remblai ou de recouvrement puisqu'elle n'est pas considérée comme un sol contaminé au regard de la réglementation en vigueur au Québec.
- L'essai de séparation par hydrocyclone n'a pas été probant, faute d'un matériel à disposition inadéquat, de sorte que la performance de cette technique de séparation ne peut être évaluée.

En raison d'une libération de phosphore par les sédiments ayant eu lieu avant l'application des traitements et d'un bris de l'enclos témoin, la performance, en terme de réduction de la teneur en phosphore, des dragages hydraulique et mécanique comparativement au témoin n'a pas pu être déterminé quantitativement. Toutefois, le dragage hydraulique semble un bien meilleur choix par rapport au dragage mécanique au vu de sa capacité à stabiliser la concentration en phosphore ce qui en favorise la diminution par la suite. Ainsi l'enlèvement d'une épaisseur de 10-15 cm de sédiments par dragage hydraulique a permis, à court terme, de réduire les apports de phosphore par les sédiments à la colonne d'eau. Le temps de renouvellement du lac Saint-Augustin étant compris entre 0,44 et 0,71 an, le dragage hydraulique de ces 10-15 premiers centimètres de sédiments devrait permettre de réduire la concentration en phosphore dans le lac et donc limiter son eutrophisation. À plus long terme, il permettrait de ramener le lac Saint-Augustin au stade de lac mésotrophe.

Par ailleurs, le dragage mécanique par benne preneuse n'est pas recommandé dans le cas d'un contrôle des apports de phosphore par les sédiments, puisque la mise en suspension des sédiments, qu'il cause, entraîne une augmentation de la concentration en phosphore dans l'eau. Néanmoins, les essais en plateforme ayant duré deux mois, seule sa performance à court terme a pu être évaluée. Le dragage des dix premiers centimètres

de sédiments élimine une grande partie de la source des apports en phosphore du lac. Ainsi, à plus long terme, le dragage mécanique pourrait possiblement réduire le phosphore dans le lac mais possède des inconvénients à court terme.

Concernant les méthodes de séparation de phase solide-liquide, la coagulation par polymère couplée à une filtration semble la technique la plus performante. En un temps plus court que la décantation, la phase liquide obtenue est plus limpide que l'eau du lac et présente une concentration en phosphore totale inférieure à 10 µg/L. De plus, cette technique de coagulation par polymère et filtration permet de concentrer davantage les solides comparativement à la décantation. Elle fait passer la siccité des sédiments dragués hydrauliquement de 13 à 35 % ; alors que la décantation fait passer la siccité des sédiments dragués mécaniquement de 29 à 30 %.

Les essais *in situ* réalisés dans le cadre de ce projet de recherche ont permis de tester les techniques une fois et sur une durée de deux mois dans les conditions de ce lac. Les conclusions de ce mémoire sont à considérer avec précaution. L'hétérogénéité spatiale de la qualité des sédiments est à considérer lors de l'interprétation des résultats. En effet, bien qu'adjacents, deux enclos peuvent avoir des fonds un peu différents et cette variabilité est accentuée par la présence de l'enclos (effet de concentration). Les essais n'ont pu être répétés en raison des importantes ressources logistiques nécessaires à la réalisation de telles expérimentations *in situ*. Avant toute application d'une de ces techniques sur tout le lac, il apparaît donc souhaitable de réaliser des essais sur des zones isolées du lac de plus grande taille et sur une durée de 2 à 3 ans. L'évaluation de l'efficacité à plus long terme des techniques reste donc à faire et devra tenir compte des contraintes saisonnières (gel du lac à l'hiver) ainsi que matérielles. Ces expérimentations, sous réserves des autorisations nécessaires, documenteraient davantage l'estimation de l'efficacité des technologies retenues. De tels essais permettront de vérifier *in situ* et à plus long terme si, après le dragage des sédiments récents, les sédiments anciens alimentés par l'eau souterraine contenant du phosphore risquent de libérer du phosphore dans les conditions du lac.

Par ailleurs, compte-tenu de la présence de phosphore dans l'eau du lac, la combinaison d'un traitement de coagulation, qui ferait sédimenter le phosphore, et du dragage hydraulique serait une solution de restauration qui retirerait davantage de phosphore à

court terme L'évaluation *in situ* de ce couplage des procédés serait donc à envisager dans les travaux futurs, afin de déterminer s'il permet une restauration plus rapide du lac.

Bibliographie

Agence de l'eau Artois-Picardie. 2002. Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués. Inventaire détaillé technique et financier des méthodes de curage, de traitement et des usages possibles. Document réalisé dans le cadre d'un projet européen LIFE en partenariat avec des organismes publics français, néerlandais et belges. <http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/gestionsediments.pdf>

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) et Water Pollution Control Federation. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st edition. New York: American Public Health Association.

Bengtsson, L., Fleischer, S., Lindmark, G. et Ripl, W., 1975. Lake Trummen restoration project. I. Water and sediment chemistry. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19: 1080-1087.

Bergeron, M., Corbeil, C., et Arsenault, S. 2002. Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec:70 p. et 6 annexes.

Boström, B., Andersen, J. M., Fleischer, S., et Jansson M. 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170: 229-244

Bouchard, S. 2001. Traitement du minerai : flottation, méthodes physiques. Sainte-Foy, Québec : Griffon d'argile, 373p.

Bouchard Valentine, M. 2004. Mémoire : « Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification ». Département de biologie. Université Laval. 140 p.

Bourget, A., Galvez-Cloutier, R., et Leroueil, S. 2010. Projet Pilote pour la restauration du lac Saint-Augustin. Volet II - E2 : Résultats des essais de diffusion du phosphore. Rapport technique présenté à la Ville de Québec.

Bourget, A., Galvez-Cloutier, R. et Leroueil, S. 2011. Projet Pilote pour la restauration du lac Saint-Augustin. Volet 1 : Projet pilote d'évaluation des procédés de traitement par coagulation et recouvrement actif en enclos sur plateforme flottante. Département de génie civil et de génie des eaux. Université Laval, Québec.

Brin, M.-È. 2007. Mémoire: « Étude de la biodisponibilité des contaminants (éléments traces métalliques et phosphore) contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin ». Département de génie civil. Université Laval: Québec. 184 p.

Centre Saint-Laurent. 1992. Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent. Document préparé en collaboration avec Travaux Publics Canada et le ministère de l'Environnement du Québec. N° de catalogue En40-438/1992F. 81p.

Cooke, G.D., E.B. Welch, S.A. Peterson and P. R. Newroth. 1993. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Second Edition. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 548 pp.

Cronberg, G., 1982. Changes in the phytoplankton of Lake Trummen induced by restoration. *Hydrobiologia*, 86: 185-193.

Endoh, S., Ikuko Tsujii, I., Kawashima, M. et Okumura, Y. 2008. A new method for temperature compensation of electrical conductivity using temperature-fold dependency of fresh water. *Limnology*, 9(2): 159-161.

Environnement Canada. 1994. Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments. Document préparé par Les Consultants Jacques Bérubé inc. pour la Section du développement technologique. Direction de la protection de l'environnement, régions du Québec et de l'Ontario. N° de catalogue En 153-39/1994F. 109 p.

Environnement Canada. Archives nationales d'information et de données climatologiques. [En ligne]; Adresse URL: http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/canada_f.html (Page consultée le 16 janvier 2012)

Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 p.

Environmental Protection Agency (EPA). 2000. Wastewater Technologie Fact Sheet, Chemical Precipitation. EPA 832-F-00-018, September 2000, 8 p.

EXXEP. 2003. Plan directeur 2003-2005 du lac Saint-Augustin. Document préparé pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin par EXXEP Environnement. 32 p.

Galvez-Cloutier, R., Ize, S. et Arsenault, S. 2002. La contamination des lacs : manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur Environnement*, 35 (6) : 18-38.

Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S., Dominguez, G., Brin M.-È. et Arsenault S. 2003. Quality Evaluation of Eutrophic Sediments at St-Augustin Lake, Quebec, Canada. *ASTM Special Technical Publication*. 1442:35-52.

Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S. et Pérez-Arzola, J.-C. 2006 a. Le lac Saint- Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport d'avancement présenté au Ministère des Transports du Québec. Volet Hydrogéologie. Université Laval. 31 p.

Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S. et Pérez-Arzola, J.-C. 2006 b. Le lac Saint- Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport technique final 03605'3_06 présenté au Ministère des Transports du Québec. 51 p.

Galvez-Cloutier, R. et Sanchez, M. 2007. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada : Monitoring and Recommendations. *Water Quality Research Journal of Canada*, 42(4):252-268.

Gosselin, A., Blackburn, D. et Bergeron, M. 1997. Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques. Présenté à : la section du développement technologique technologies de restauration et de démonstration, Programme de développement technologique, Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada. 133p.

Grant, I.F. et Tingle, C.C.D. (éditeurs). 2002. Méthodes de suivi écologique pour évaluer les effets des pesticides dans les Tropiques. Chatham, R-U: Natural Resources Institute.

Holdren, C., Jones, C. W. and Taggart, J. 2001. Managing Lakes and Reservoirs. N. Am. Lake Manage. Soc. and Terrene Inst., in coop. with Off. Water Assess. Watershed Prot. Div. U.S Environ. Prot. Agency, Madison, WI.

IFREMER. 1999. Dragages et environnement marin. État des connaissances. Coordinateur: Claude Alzieu. 199 p. et 4 annexes.

Jensen, H. S. and Andersen, F. Ø. 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37: 577–589.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E.H.H.R., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, M.A.R., Moss, B., Noges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, I., and Winder, M. 2005. Lake responses to reduced nutrient-loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50 : 1747-1771.

Klapper, H. 2003. Technologies for Lake Restoration. *J. Limnol.*, 62(Suppl.1) : 73-90.

Mattson, M. D., Godfrey, P. J., Barletta R. A. and Aiello, A. 2003. Eutrophication and aquatic plant management in Massachusetts: Final Generic Environmental Report, Department of Environmental Protection and Department of Conservation and Recreation, EOE Commonwealth of Massachusetts. 514 p.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario. Toronto, Ontario. 39 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2009. Critères de qualité de l'eau de surface : Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-57559-7 (PDF). 506 p. et 16 annexes.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2011. Politique de gestion de sols et de réhabilitation de terrains contaminés. [Consulté le 16 juin 2011]; Adresse URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2.htm#2.1.1%20Grille%20de%20crit%C3%A8res%20q%C3%A9n%C3%A9riques

Mortimer, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I. *J. Ecol.*, 29: 280-239.

National Research Council Committee on Sediment Dredging at Superfund Megasites. 2007. *Sediment Dredging at Superfund Megasites: Assessing the Effectiveness* [Consulté le 26 octobre 2011]; The National Academies Press, Adresse URL: http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=11968 > ISBN : 9780309109772

Organisation de Coopération et de Développement économiques. 1982. Eutrophisation des eaux : méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris, 164 p.

Penn, M.R., Auer, M.T., Doerr, S.M., Driscoll, C.T., Brooks, C.M. and Effler, S.W. 2000. Seasonality in phosphorus release rates from the sediments of a hypereutrophic lake under a matrix of pH and redox conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (5) : 1033-41.

Peterson, S. A. 1981. Sediment removal as a lake restoration technique. Prepared for Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division. Prepared by Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development. EPA-600/3-81-013. 61 p.

Phillips, G., Bramwell, A., Pitt, J., Stansfield, J. and Perrow, M. 1999. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 395/396: 61-76.

- Plante, P., Marin, M. et Gélinas, R. 2008. Proposition d'un projet pilote pour la restauration du lac Saint-Augustin, Proposition présentée au MDDEP, 68 p.
- Roberge, K., Pienitz, R. et Arsenault, S. 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec : étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. *Le Naturaliste Canadien*, 126(2): 68-82.
- Rocheffort, M. 2005. Étude hydrogéologique du lac Saint-Augustin. Rapport de stage présenté au Prof. Galvez-Cloutier R., Université Laval, 30 p. et annexes.
- Rydin, E. 2000. Potentially mobile phosphorus in lake Erken sediment. *Wat. Res*, 34(7): 2037-2042
- Ryding, S.O. et Rast, W. 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson. Paris. 194 pages.
- Saint-Augustin-de-Desmaures. 2011. Les résidents disent « OUI » aux travaux du lac Saint-Augustin Nord. Communiqué pour diffusion immédiate. 2 pages (PDF). [Consulté le 26 octobre 2011]; Adresse URL : <http://www.ville.st-augustin.qc.ca/Content/uploads/docs/Reglements/Communiqu%C3%A9%20R%C3%A9f%C3%A9rendum.pdf>
- Simoneau, M., Roy, L. et Ouellet, M. 2004. Info-lacs-Résultats de l'année 2003, Québec, ministère de l'Environnement. Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n°ENV/2004/0374, rapport n°QE/152, 14p.
- Søndergaard, M., Jensen, P. J., and Jeppesen, E. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 408/409: 145-152.
- Søndergaard, M., Jensen, P. J., and Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal*, 1 : 427-442.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. and Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506/509 (1-3) : 135-45.
- Stefan, H.G. and M.J. Hanson. 1980. Predicting dredging depths to minimize internal nutrient recycling in shallow lakes. In: Restoration of Lakes and Inland Waters EPA 440/5-81-010.U.S.E.P.A. Washington DC. pp. 79-85.
- Ville de Québec. 2009. Suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin Été 2009. Préparé par Odette Martineau, Service de l'environnement, Division de la qualité du milieu. 36 p.
- Tchobanoglous, G. and Burton, F. 1991. Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse Metcalf and Eddy Inc. 3rd ed. New York ; Montreal : McGraw-Hill. 1334 p.
- Wetzel, R. G. 1983. Limnology. 2nd ed. Philadelphia : Saunders. 865 p. en pagination multiple.
- Wetzel, R. G. 2001. « 13 - The phosphorus cycle ». In : *Limnology (Third Edition)*. San Diego : Academic Press, p. 239-288.

Annexe A : Essai en plateforme de la coagulation à l'alun couplé au recouvrement de roche calcaire : méthodologie et résultats

Dans cette annexe est présentée la méthodologie employée pour la réalisation de l'essai en plateforme « Traitement à l'alun et recouvrement actif de calcaire » ainsi que les résultats obtenus. L'essai de coagulation à l'alun couplé au recouvrement calcaire est présenté en annexe car l'enclos alun-calcaire (AC) a subi plusieurs bris, suite à des épisodes orageux, de forts vents et courants. L'enclos AC a été l'enclos le plus exposé aux vagues et aux courants, comparativement aux autres enclos. Entre les bris et les réparations, des flux d'eau entre la colonne d'eau témoin et le lac ont pu s'opérer, compromettant ainsi l'efficacité du traitement testé et donc la fiabilité des résultats. Cet essai a eu lieu simultanément aux essais de dragage en plateforme dans le cadre du volet II. De ce fait, la description de la plateforme et des enclos, leur installation et leur démobilitation, la procédure d'échantillonnage ainsi que les différentes méthodes analytiques effectuées sur les prélèvements sont celles décrites dans le chapitre 4 Méthodologie de ce rapport.

Table des matières

TABLE DES MATIERES	122
TABLE DES FIGURES.....	123
TABLE DES TABLEAUX.....	123
1 MÉTHODOLOGIE DU TRAITEMENT À L'ALUN ET RECOUVREMENT ACTIF DE CALCAIRE	124
1.1 TRAITEMENT À L'ALUN	124
1.2 RECOUVREMENT ACTIF DE CALCAIRE	125
2 RÉSULTATS DE L'ESSAI COAGULATION À L'ALUN ET RECOUVREMENT CALCAIRE	126
2.1 PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES.....	127
2.1.1 <i>Transparence</i>	127
2.1.2 <i>Température</i>	128
2.1.3 <i>pH</i>	129
2.1.4 <i>Conductivité</i>	130
2.1.5 <i>Oxygène dissous</i>	131
2.2 PHOSPHORE SOLUBLE	133
2.3 CALCIUM ET SODIUM SOLUBLES (SELS DISSOUS)	134
2.4 MÉTAUX SOLUBLES	136

Table des figures

Figure A-1 Évolution de la transparence dans le lac, le témoin et l'enclos « alun-calcaire »	128
Figure A -2 Évolution de la température dans le lac, le témoin et l'enclos « alun-calcaire »	129
Figure A -3 Évolution du pH dans l'enclos « alun-calcaire »	130
Figure A -4 Évolution de la conductivité spécifique à 25 °C dans l'enclos « alun-calcaire »	131
Figure A -5 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos « alun-calcaire »	132
Figure A-6 Évolution de la concentration en phosphore soluble dans l'enclos « alun-calcaire »	134
Figure A -7 Évolution de la concentration moyenne en calcium soluble dans l'enclos « alun-calcaire », le lac et le témoin	135
Figure A -8 Évolution de la concentration moyenne en sodium soluble dans l'enclos « alun-calcaire », le lac et le témoin	136

Table des tableaux

Tableau A-1 Calendrier des traitements	124
Tableau A-2 Seuils minimums de la teneur en oxygène dissous (MDDEP, 2009)	132
Tableau A-3 Concentration en métaux totaux au milieu de chaque colonne d'eau (CEAEQ)	137

1 Méthodologie du traitement à l'alun et recouvrement actif de calcaire

Dans cette annexe sont détaillées les procédures suivies lors de l'application *in situ* du traitement à l'alun et du recouvrement actif de calcaire.

Le traitement par coagulation à l'alun et recouvrement actif de calcaire a été réalisé dans l'enclos le plus profond AC, suite à la recommandation du rapport du volet I (Bourget *et al.*, 2011). En effet, il semblait plus judicieux d'appliquer les matériaux de recouvrement qui font monter le niveau de l'eau de vingt centimètres dans l'enclos le plus profond. Le protocole de ce traitement est le même que celui réalisé au cours du volet I (voir le rapport du volet I, paragraphe 4.3.1 Méthode opératoire des traitements, Bourget *et al.*, 2011). Les principales informations sont fournies dans cette annexe.

Tableau A-1 Calendrier des traitements

Étape de traitement	Enclos	Date
Traitement à l'alun	AC	22 juillet
Recouvrement de calcaire	AC	25 juillet
Recouvrement de sable	AC	3 août

1.1 Traitement à l'alun

Le traitement à l'alun a été effectué le 22 juillet, en une matinée. Le traitement à l'alun est divisé en deux étapes :

- 2 l'injection et l'agitation rapide simultanée, d'une durée de sept minutes qui permet la coagulation par l'alun ;
- 3 l'agitation lente, d'une durée de deux heures qui favorise la floculation par l'alun.

Pour le traitement à l'alun, la concentration d'alun à atteindre dans la colonne d'eau est de 20 mg/L. L'alun utilisé, fourni par la firme Chemco Inc. comme en 2009, était dosé à 48 %, soit 480 g/L. L'enclos AC ayant une surface de 4 m² et une profondeur de 3,25 m, le volume d'eau à traiter est donc de 13 m³. Ainsi, le volume d'alun à injecter dans l'enclos AC est de 542 mL. Ce volume a été mesuré et placé dans une bouteille en verre brun, au laboratoire d'environnement de l'Université Laval. L'injection de l'alun a été réalisée grâce à une pompe péristaltique, fabriquée par Masterflex et un tube d'injection d'une longueur de 7 m. Les agitations rapide et lente ont été effectuées avec la même pompe submersible Flygt Canada, modèle *Ready 4* du volet I, d'une puissance fixe de 400 W. Ces deux appareils ont été alimentés par une génératrice de 1000 W. La pompe Flygt aspire l'eau par sa partie inférieure, de façon tangentielle et à l'horizontale et l'expulse verticalement par sa partie supérieure. Deux types d'embout ont été placés à la sortie de la pompe submersible pour permettre une sortie horizontale de l'eau et pour obtenir deux vitesses de sortie différentes.

Pour l'étape d'injection et d'agitation rapide, l'extrémité du tube d'injection a été placée au niveau de l'entrée de la pompe Flygt, de sorte que l'alun se mélange dans toute l'eau de l'enclos. Une restriction de diamètre de 2" à 1", en forme de « T », a été placée à la sortie de la pompe submersible pour obtenir une vitesse de sortie plus grande et donc une agitation rapide. Le débit de la pompe péristaltique a été calculé pour que l'alun concentré soit injecté en cinq minutes, soit 110 mL/min. Puis, un litre d'eau servant au rinçage de la bouteille en verre brun et du tube d'injection a été injecté en deux minutes. Pendant l'injection de l'alun concentré et l'eau de rinçage, la pompe submersible était en fonctionnement. Pendant cette agitation rapide, cette pompe était au centre de l'enclos sur le plan horizontal mais était déplacée verticalement pour un brassage dans toute la colonne d'eau.

Pour la phase d'agitation rapide, la restriction en forme de « T » a été remplacée par un embout à quatre sorties sans restriction, pour obtenir une plus faible vitesse de sortie. Pendant cette étape de deux heures, la profondeur de la pompe Flygt a été changée toutes les quinze minutes, afin de réaliser un brassage homogène de toute la colonne d'eau. Après la coagulation-floculation par l'alun, un délai d'au moins 72 heures a été respecté pour permettre la décantation complète des floccs. Suite à cela, le recouvrement actif de calcaire a été effectué.

1.2 Recouvrement actif de calcaire

Ce traitement est divisé en deux étapes :

- dépôt d'une couche de 10 cm de pierre calcaire, sur les floccs d'alun qui ont décanté au fond de l'enclos ;
- dépôt d'une couche de 10 cm de sable par-dessus la couche de calcaire.

Pour la couche de calcaire, la même pierre calcaire que pour les essais du volet I a été utilisée : de la pierre calcaire 1/4" nette, donc lavée, provenant de Carrière Union Ltée. Elle a été acheminée et stockée à la ferme Pâquet par l'équipe de Prof. Rosa Galvez.

Pour la couche de sable, le même sable que pour les essais du volet I a été utilisé : du sable provenant de Sable Marco Inc. À la fin des essais de 2009, 40 sacs de sable de 20 kg chacun ont été laissés à la ferme Pâquet. Ils ont donc été utilisés pour les essais du volet II.

Une couche de recouvrement d'une épaisseur de 10 cm et d'une surface de 4 m² équivaut à 400 L de matériaux. Le calcaire a été transporté par radeau, de la rive à la plateforme, à l'aide de 20 seaux contenant chacun 20 L de pierre. Pour une couche d'une épaisseur de 10 cm et d'une surface de 4 m², la masse de sable nécessaire était de 600 kg (Bourget *et al.*, 2011). Par conséquent, 30 sacs de sable de 20 kg chacun ont été transportés par radeau, de la rive à la plateforme.

Le recouvrement actif de calcaire a été réalisé le 25 juillet en après-midi. Un tuyau verseur en PVC de 6" de diamètre et de 4,5 m de longueur, équipé d'un verseur-entonnoir flexible a été utilisé pour déposer la pierre calcaire au fond de l'enclos. Tout d'abord, l'extrémité inférieure du tuyau a été déposée au fond de l'enclos. Puis, le calcaire contenu dans un seau a été transféré dans l'entonnoir, de sorte qu'il se déposait sur les floccs. En soulevant le tuyau, le calcaire sortait du tuyau pour former un cône. Par un quadrillage de l'enclos,

toute la surface des sédiments a pu être recouverte. Enfin, la couche de calcaire a été uniformisée au moyen du tuyau.

Le dépôt de sable a été effectué 3 août. Dans un premier temps, le même mode opératoire que pour le recouvrement calcaire a été suivi pour le dépôt de sable. Mais, au contact de l'eau, le sable sortait difficilement du tuyau. Les opérateurs ont dû parfois sortir intégralement le tuyau de l'eau pour en faire sortir le sable. Ceci a provoqué la mise en suspension de particules de sables dans la colonne d'eau. Par conséquent, dans un second temps, les sacs de sable ont été directement vidés à la surface de l'eau. Par un quadrillage de l'enclos, toute la surface de la couche de calcaire a pu être recouverte de sable. Enfin, la couche de sable a été uniformisée au moyen du tuyau.

2 Résultats de l'essai coagulation à l'alun et recouvrement calcaire

Dans ce chapitre sont présentés les résultats issus des différentes analyses effectuées suite au traitement à l'alun et recouvrement actif de calcaire, au cours de l'étape 4 du volet II du projet pilote de restauration du lac Saint-Augustin.

Afin de souligner les tendances qui ont été observées sur les différents paramètres suivis, les résultats sont majoritairement présentés sous forme de graphique. Les graphiques montrent l'évolution des paramètres de suivi en fonction du temps. L'axe du temps affiché est la date (jour/mois). De plus, un quadrillage vertical pour le temps est affiché, avec un intervalle de temps de sept jours.

Pour mettre en évidence leurs possibles effets, chaque manipulation effectuée dans l'enclos AC (alun-calcaire) est rappelée sur chaque graphique, par des barres verticales en pointillés. Le traitement à l'alun a eu lieu le 22 juillet, le dépôt de calcaire a eu lieu le 25 juillet et en fin le dépôt de sable a eu lieu le 3 août. Les résultats pour la colonne d'eau libre du lac et pour l'enclos témoin sont également présentés afin de mettre en valeur les possibles effets du traitement à l'alun et recouvrement actif de calcaire. Quand elles sont disponibles, les données mesurées aux trois profondeurs sont représentées. La courbe intitulée « surface » correspond aux mesures sur des échantillons provenant de la surface de la colonne d'eau; celle intitulée « milieu » aux mesures sur des échantillons prélevés à 1,5 m de la surface; enfin celle intitulée « fond » aux mesures sur des échantillons prélevés à 60 cm de la surface des sédiments.

Plusieurs paramètres sont comparés aux critères de qualité en vigueur au Québec. Ils sont issus des « Critères de qualité de l'eau de surface » du MDDEP (2009). Les critères de qualité utilisés sont ceux pour la protection de la vie aquatique (effet aigu et/ou effet chronique), lorsqu'ils sont disponibles. Sinon les critères pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) sont donnés à titre de référence même si ceux-ci concernent les eaux de surface utilisés pour la production d'eau potable, ce qui n'est pas le cas actuellement du lac Saint-Augustin.

Par ailleurs, il est indispensable de mentionner deux éléments qui auraient pu influencer les résultats des essais en plateforme. Premièrement, les conditions climatiques lors des essais du volet II ont été singulières, l'été 2011 ayant été particulièrement pluvieux, ceci pourrait avoir provoqué un effet de dilution. De plus, certains épisodes orageux ont causé

plusieurs bris de l'enclos « alun calcaire » qui a été réparé par la suite. Néanmoins, l'enclos n'assurant plus un isolement complet de la colonne d'eau, ces bris ont causé des échanges d'eau entre le lac et la colonne d'eau. De tels flux ont pu soit créé un effet de dilution, soit apporter des contaminants provenant de l'eau du lac. Deuxièmement, un marais épurateur construit adapté et un lit filtrant ont été mis en fonction au printemps 2011 en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40. Ces deux systèmes visent à réduire les apports au lac Saint-Augustin en sels de déglacage (chlorure, sodium et calcium).

3.1 Paramètres physico-chimiques

La mesure de la transparence avec le disque Secchi et les mesures de la température, du pH, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous prises avec la sonde YSI directement dans chaque colonne d'eau sont présentées ci-après.

3.1.1 Transparence

La figure A-1 présente l'évolution de la transparence dans le lac et les enclos témoins et alun-calcaire (AC), au cours des essais. Sur ce graphique figure aussi le critère de qualité donné par le MDDEFP pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (en tirets orangés horizontaux), qui stipule que l'eau doit être suffisamment transparente pour que le disque Secchi soit visible à au moins 1,2 m de profondeur (MDDEP, 2009).

Du début des essais jusqu'au dépôt de sable, la transparence dans l'enclos AC est semblable à celle du lac, étant supérieure à 1,2 m, le critère de qualité du MMDEP. Suite au dépôt de sable, la transparence a chuté jusqu'à 0,5 m, puis elle s'est rétablie à des niveaux semblables à ceux du lac et du témoin.

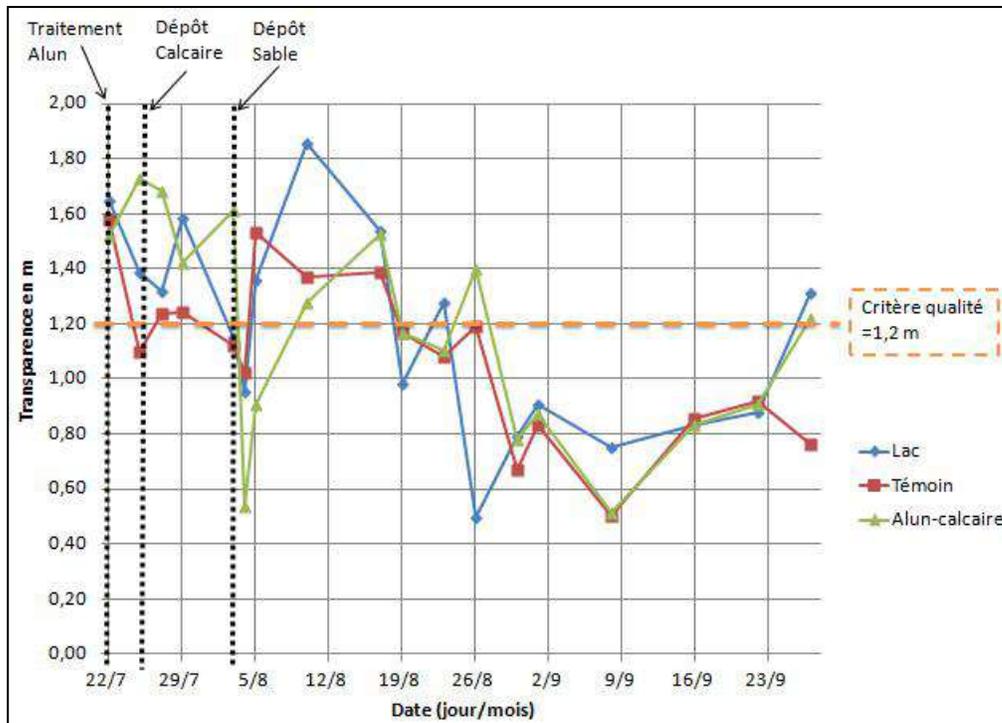


Figure A-1 Évolution de la transparence dans le lac, le témoin et l'enclos « alun-calcaire »

2.1.2 Température

Pour illustrer les variations de la température dans chaque enclos, la moyenne des températures au milieu et au fond de chaque colonne a été calculée pour chaque journée de mesure. L'évolution de cette moyenne pour l'enclos alun-calcaire, le témoin et le lac au cours des essais est présentée à la figure A-2. La température en surface n'est pas présentée, car elle est sujette à des variations brutales, puisque la surface est directement exposée à l'ensoleillement. Les températures moyennes suivent l'évolution saisonnière : elles diminuent progressivement de fin juillet jusqu'à mi-septembre puis se stabilisent autour de 17 °C, et ce dans toutes les colonnes d'eau. Au cours des essais, la température moyenne de l'eau est sensiblement la même dans chaque colonne d'eau.

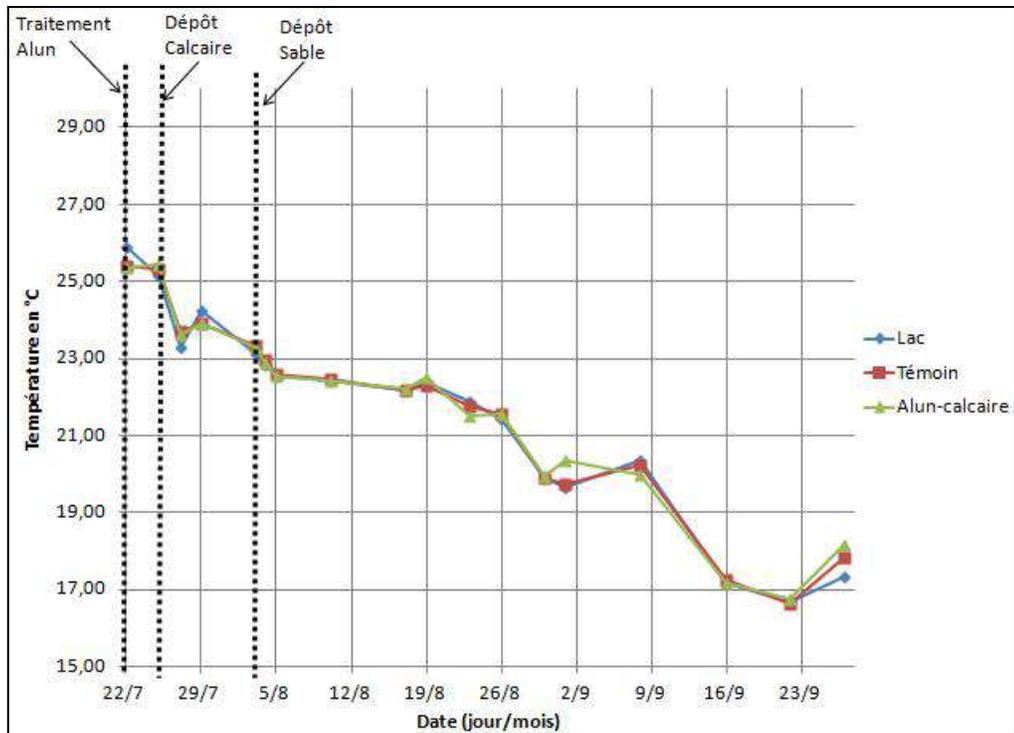


Figure A -2 Évolution de la température dans le lac, le témoin et l'enclos « alun-calcaire »

3.1.3 pH

La figure A-3 présente l'évolution du pH dans l'enclos alun-calcaire (AC). Sur ce graphique, le critère de qualité donné par le MDDEFP pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) est représenté en tirets orangés horizontaux. Pour être de qualité acceptable, le pH doit être compris entre 6,5 et 9.

Tout au long des essais, le pH dans l'enclos AC, à chaque profondeur, a toujours respecté le critère de qualité établi par le MDDEP. Suite au traitement à l'alun ayant un effet acidifiant, le pH a diminué en moyenne de 0,6 unité dans l'enclos alun-calcaire, passant d'un pH moyen dans la colonne de 8,1 à 7,5. Après cette diminution, le pH se stabilise autour de 7,6 jusqu'à la mi-août puis augmente et se maintient à des niveaux de pH compris entre 8 et 8,5, semblables à ceux observés dans le lac.

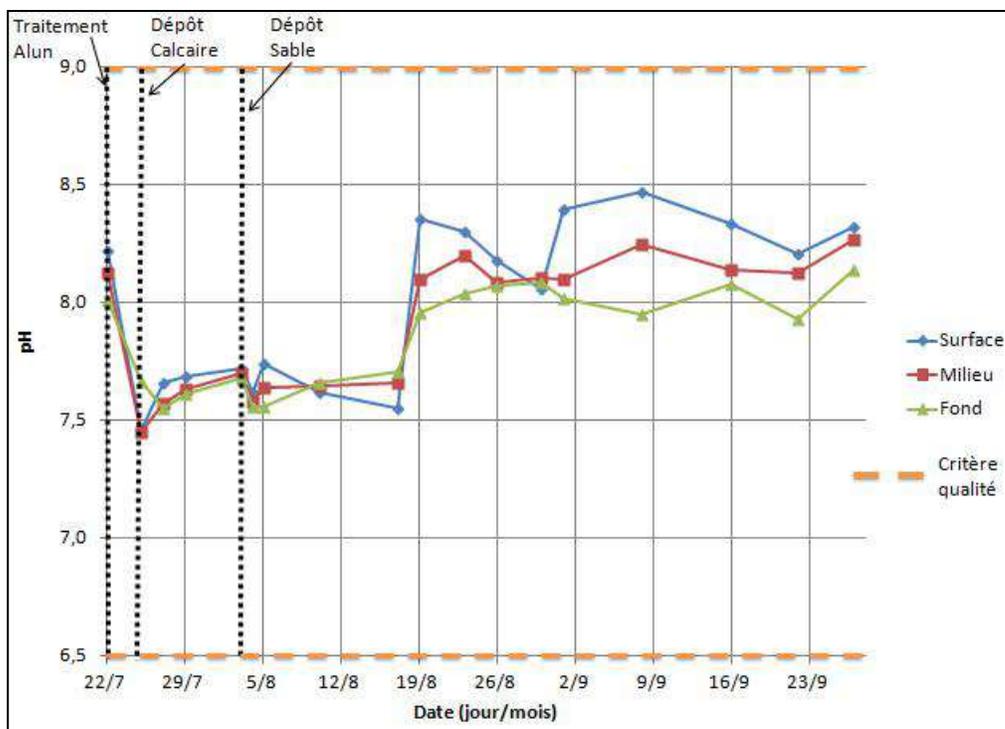


Figure A-3 Évolution du pH dans l'enclos « alun-calcaire »

3.1.4 Conductivité

La figure A-4 présente l'évolution de la conductivité spécifique à 25 °C et à chaque profondeur dans l'enclos alun-calcaire. Juste après le dépôt de calcaire, la conductivité spécifique moyenne dans l'enclos alun-calcaire (AC) augmente jusqu'à 688 $\mu\text{S}/\text{cm}$, une valeur légèrement supérieure à celles observée à la même époque dans le lac, soit 666 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et dans le témoin, soit 655 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette augmentation dans l'enclos AC par rapport au lac et au témoin pourrait être due à la solubilisation des ions calcium et carbonate présents dans la roche calcaire au fond de l'enclos AC. On remarque notamment que, lors de cette période, la conductivité spécifique au fond de l'enclos AC est supérieure aux valeurs au milieu et à la surface. Puis la conductivité spécifique dans l'enclos AC diminue et se stabilise autour de 660 $\mu\text{S}/\text{cm}$, jusqu'à la fin août puis diminue jusqu'à la fin septembre. Lors des essais, la conductivité spécifique moyenne dans l'enclos AC est de 648 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et celle dans les autres colonnes d'eau se trouve entre 640 et 644 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Il y a un écart peu significatif entre l'enclos alun-calcaire et les autres enclos.

Ces mesures sont inférieures à celles réalisées par Bourget (2011). En effet, en 2000 la conductivité électrique valait 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et atteignait 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2001. Tandis qu'en 2009, la conductivité spécifique était de 705 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans le lac et était comprise entre 723 et 727 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les quatre enclos. Cette diminution pourrait s'expliquer par : 1) un effet de dilution causé par de plus fortes précipitations à l'été 2011, 2) la mise en fonction d'un marais épurateur construit adapté en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40. En

effet ce dernier vise à réduire les apports au lac Saint-Augustin en sels de déglacage (chlorure, sodium et calcium).

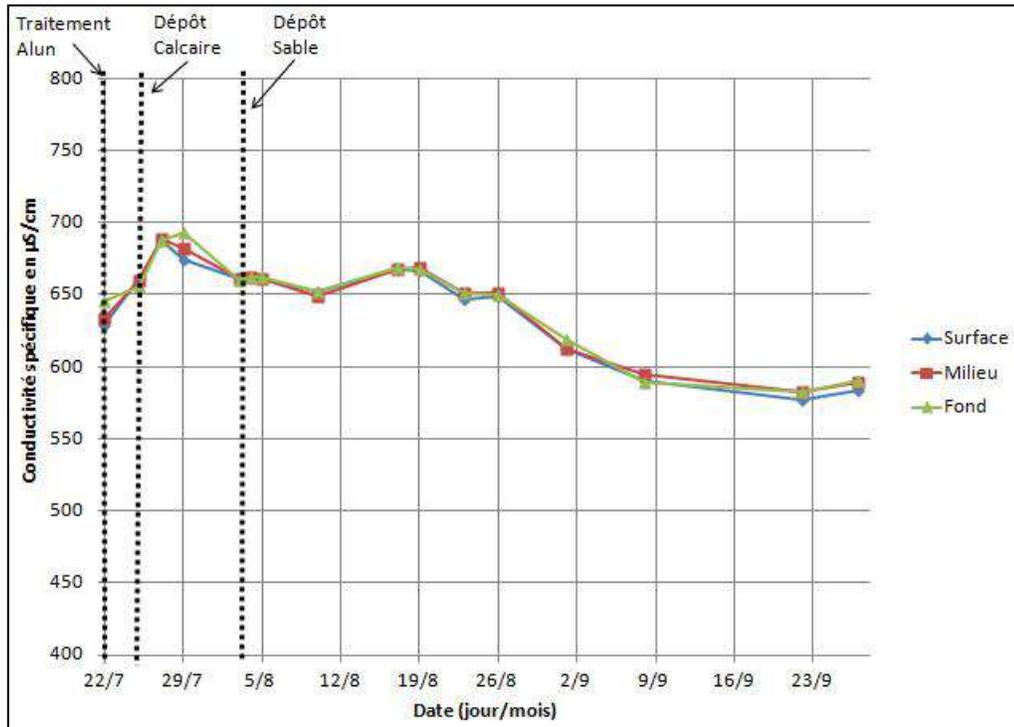


Figure A -4 Évolution de la conductivité spécifique à 25 °C dans l'enclos « alun-calcaire »

3.1.5 Oxygène dissous

La figure A-5 présente l'évolution de la teneur en oxygène dissous aux trois profondeurs, dans l'enclos alun-calcaire (AC).

Les « Critères de qualité de l'eau de surface » (MDDEP, 2009) fixe des seuils minimaux pour la teneur en oxygène dissous, pour la protection de la vie aquatique (effet chronique). Ces seuils dépendent de la température de l'eau et de la nature du biote considéré ; ils sont présentés dans le tableau A-2. Le seuil retenu pour discuter les résultats est le plus contraignant, celui pour le biote d'eau froide pour une eau à 20 °C soit 5 mg/L. Ce critère de qualité figure en tirets orangés horizontaux sur la figure A-5.

Dans l'enclos alun-calcaire, la teneur en oxygène dissous est plus élevée en surface et plus faible au fond des enclos, logiquement puisque l'eau en surface est directement en contact avec l'atmosphère, source d'oxygène. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de plusieurs facteurs comme les pressions atmosphérique et hydrostatique, la turbulence, la température, la salinité, les courants et les processus biologiques (Wetzel, 1983). Ceci pourrait expliquer les fluctuations brusques que présente la teneur en oxygène dissous.

Tableau A-2 Seuils minimums de la teneur en oxygène dissous (MDDEP, 2009)

Température en °C	Teneur en oxygène dissous en mg/L	
	Biote d'eau froide	Biote d'eau chaude
0	8	7
5	7	6
10	6	5
15	6	5
20	5	4
25	5	4

Dans l'enclos alun-calcaire, la teneur en oxygène dissous diminue après le dépôt de calcaire et après le dépôt de sable, pour se situer temporairement sous le critère de qualité du MDDEFP, soit 5 mg/L. Puis la teneur en oxygène dissous augmente et se maintient au-dessus du critère de qualité, à des niveaux semblables au lac et au témoin. Comme dans les autres colonnes d'eau, la teneur en oxygène dissous diminue du début des essais jusque vers les 4 et 5 août, soit au moment où les températures sont les plus élevées.

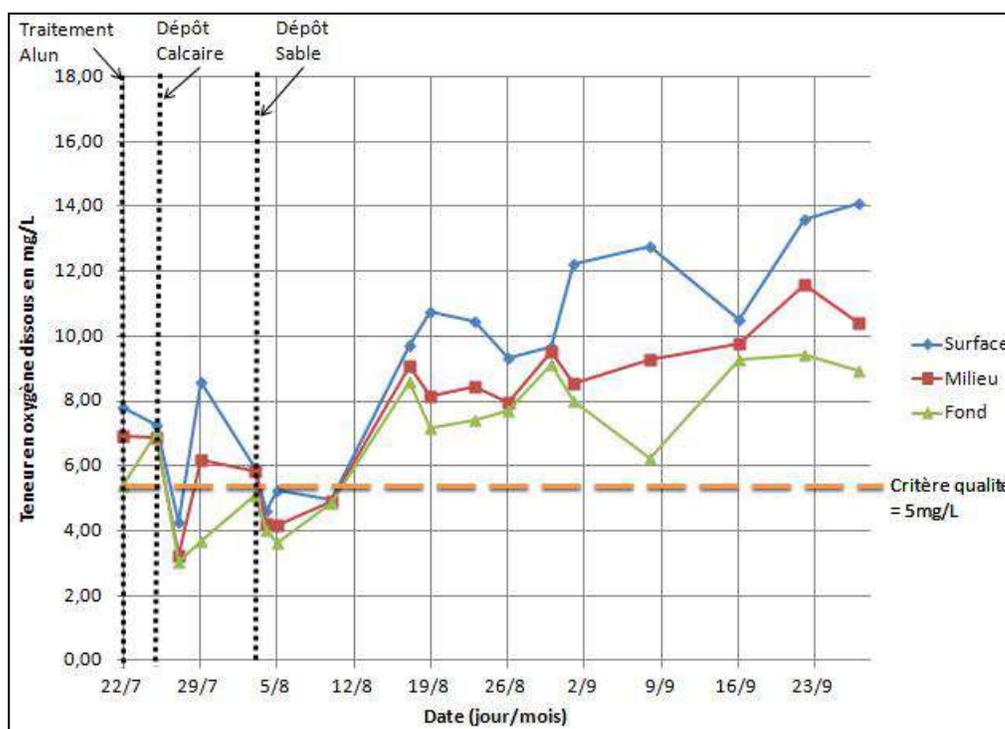


Figure A -5 Évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'enclos « alun-calcaire »

3.2 Phosphore soluble

La figure A-6 présente l'évolution de la concentration en phosphore soluble aux trois profondeurs dans l'enclos alun-calcaire.

Au début de l'essai, la concentration en phosphore soluble dans l'enclos AC est faible puisqu'elle est inférieure à 10 µg/L, puis après le dépôt de calcaire, celle-ci augmente jusqu'au dépôt de sable, atteignant une valeur maximale de 244 µg/L. Ensuite, la concentration en phosphore soluble diminue jusqu'à des valeurs inférieures à 20 µg/L au début du mois de septembre. Enfin, elle remonte légèrement à la fin du mois de septembre vers les 25 µg/L.

Dans l'enclos AC, suite à la coagulation à l'alun, la concentration en phosphore soluble est restée à des valeurs très faibles. En revanche, après le dépôt de calcaire, elle a augmenté dans la colonne d'eau, malgré la présence de la barrière active empêchant le phosphore présent dans les sédiments d'être libéré dans la colonne d'eau. Cette augmentation pourrait être due :

- soit à une mauvaise manipulation lors du dépôt de calcaire, l'utilisation du tuyau verseur ayant causé une mise en suspension accidentelle des sédiments. La mise en suspension accidentelle des sédiments pourrait être à l'origine d'un apport de phosphore présent dans les sédiments à la colonne ;
- soit aux bris de l'enclos causant des échanges d'eau et donc possiblement de phosphore entre le lac et la colonne d'eau de l'enclos AC.

Ces deux possibles apports de phosphore à la colonne d'eau de l'enclos AC fausseraient alors l'essai de traitement à l'alun et recouvrement calcaire. Par conséquent, ceci ne permet pas d'évaluer correctement la réelle performance de cette technique de contrôle des sédiments, lors de ces essais.

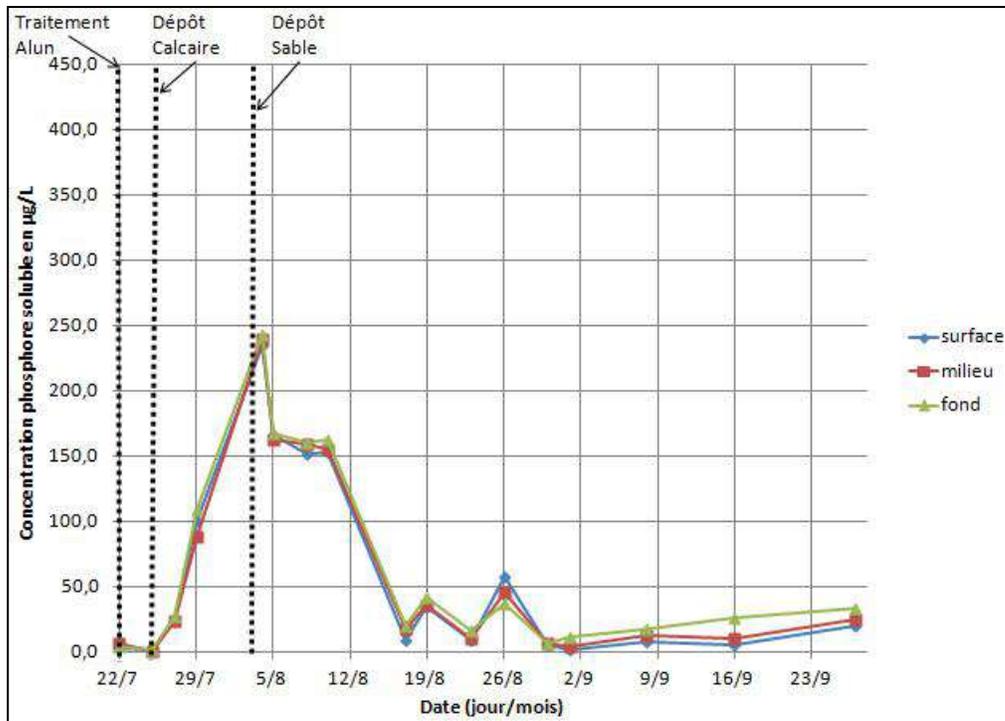


Figure A-6 Évolution de la concentration en phosphore soluble dans l'enclos « alun-calcaire »

3.3 Calcium et sodium solubles (sels dissous)

Les concentrations en calcium et en sodium solubles ont été mesurées à partir des échantillons d'eau dans l'enclos alun-calcaire (AC) prélevés lors des essais. Les figures A-7 et A-8 présentent l'évolution de la moyenne des concentrations aux trois profondeurs en calcium et en sodium solubles dans l'enclos AC. À des fins de comparaison, les valeurs pour le lac et l'enclos témoin sont également présentées.

Les tendances pour le calcium et le sodium sont relativement similaires dans l'enclos AC comme dans le lac et le témoin. Suite au dépôt de calcaire, la teneur en calcium soluble est légèrement plus élevée dans l'enclos alun-calcaire que dans le lac et le témoin. Dans l'enclos alun-calcaire, les teneurs en calcium soluble et en sodium soluble sont respectivement de 40 mg/L et de 57 mg/L. La concentration en calcium soluble est de 37 mg/L dans le lac et 38 mg/L dans le témoin. Et la concentration en sodium soluble est de 54 mg/L dans le lac et de 56 mg/L dans le témoin. Ainsi les écarts de concentration sont dans l'ensemble peu significatifs par rapport au lac et au témoin.

Concernant le calcium, le MDDEFP n'a pas établi de critère particulier. Néanmoins les résultats peuvent être comparés à ceux trouvés par Bergeron en 2000 et 2001, et Bourget en 2009 dans le lac. En 2000 et 2001, les concentrations en calcium étaient comprises entre 37 et 45 mg/L (Bergeron *et al.*, 2002) En 2009, elles étaient comprises entre 45 à 50 mg/L (Bourget *et al.*, 2011). Les concentrations mesurées en 2011, comprises entre 35 et 46 mg/L sont légèrement inférieures aux résultats de Bourget.

Pour le sodium, le seuil maximal pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) est fixé à 200 mg/L. Les résultats des analyses sont largement inférieurs à ce critère : la valeur maximale mesurée étant 3 fois plus faible. À titre de comparaison, en 2000 et 2001, les concentrations en sodium étaient comprises entre 79 et 89 mg/L (Bergeron *et al.*, 2002) et en 2011, elles avoisinaient 70 mg/L (Bourget *et al.*, 2011). Les concentrations mesurées en 2011 sont inférieures aux valeurs précédentes, puisqu'elles sont comprises entre 47 et 62 mg/L.

Finalement, les concentrations en sodium et en calcium solubles sont en-deçà des mesures de Bourget en 2009. Cette diminution concorde avec la diminution observée pour la conductivité spécifique. Ainsi, cette diminution pourrait s'expliquer par : 1) un effet de dilution causé par de plus fortes précipitations à l'été 2011 ; 2) la mise en fonction d'un marais épurateur construit adapté en amont de l'affluent provenant de l'autoroute 40. En effet, ce dernier vise à réduire les apports au lac Saint-Augustin en sels de déglacage (chlorure, sodium et calcium).

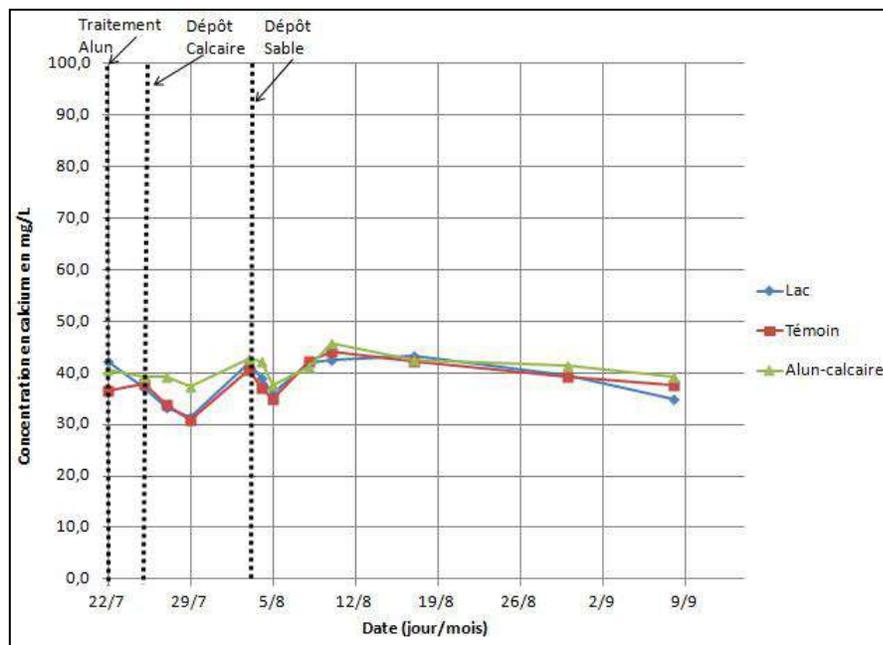


Figure A -7 Évolution de la concentration moyenne en calcium soluble dans l'enclos « alun-calcaire », le lac et le témoin

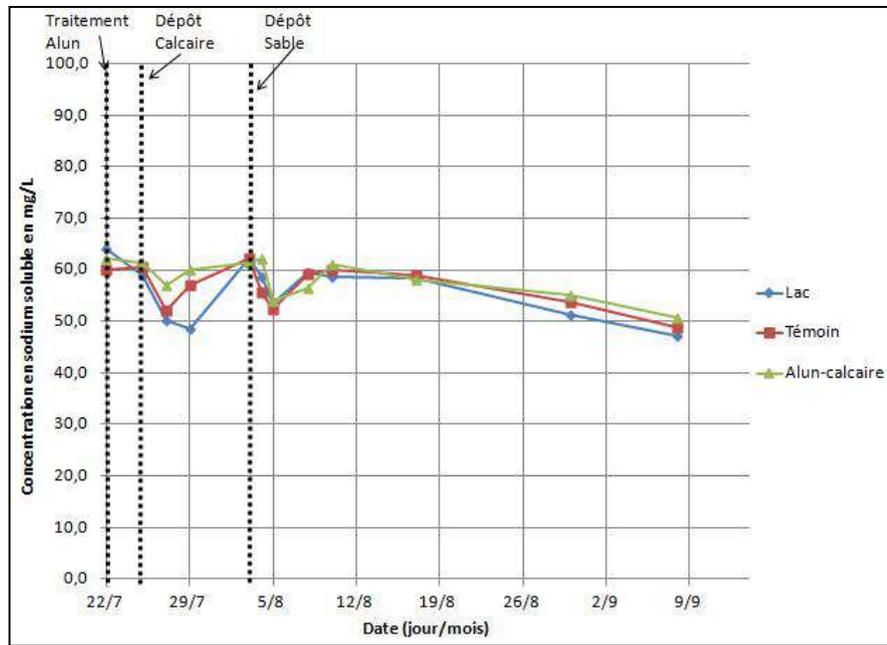


Figure A -8 Évolution de la concentration moyenne en sodium soluble dans l'enclos « alun-calcaire », le lac et le témoin

3.4 Métaux solubles

Le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le zinc ont été dosés par spectrométrie d'absorption. Les mesures obtenues sont toutes sous la limite de détection de la méthode utilisée pour chacun de ces métaux et indiquent donc des concentrations à des niveaux traces voire nulles.

À titre de contrôle, des prélèvements provenant du milieu de chaque colonne d'eau de deux journées d'échantillonnage, le 5 août et le 20 septembre, ont été envoyés au CEAEQ pour le dosage de ces métaux totaux. Les résultats sont résumés dans le tableau A-3. Lorsque les mesures sont sous la limite de détection (LD), elles sont indiquées comme suit « <LD ». Les seuils maximums de concentrations pour les métaux analysés établis par le MDDEFP pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) sont donnés.

Pour tous les métaux dosés, les concentrations mesurées sont sous les critères de qualité établis pas le MDDEFP.

Tableau A -3 Concentration en métaux totaux au milieu de chaque colonne d'eau (CEAEQ)

Date d'échantillonnage	Métal	Concentration en mg/L			
		Lac	Témoin	Enclos AC	Critère de qualité (MDDEP, 2009)
05/08/2011	Cd	0,0008	0,0011	0,0011	0,005
	Cr	<LD	<LD	<LD	0,05
	Cu	<LD	0,002	0,003	1
	Fe	0,18	0,14	0,24	0,3
	Ni	<LD	<LD	<LD	0,07
	Pb	<LD	<LD	<LD	0,01
	Zn	0,007	0,007	0,008	5
20/09/2011	Cd	<LD	<LD	<LD	0,005
	Cr	0,02	0,003	0,013	0,05
	Cu	0,001	0,004	0,006	1
	Fe	0,23	0,2	0,2	0,3
	Ni	0,009	<LD	0,006	0,07
	Pb	<LD	<LD	<LD	0,01
	Zn	0,005	0,004	0,006	5

Annexe B : Fiche de données de sécurité (MSDS) du polymère **CMX123**



CHEMCO inc.

SOLUTIONS ET PRODUITS ENVIRONNEMENTAUX
EAUX - SOLS - AIR

CHEMFLOC CMX 123

SECTION 1 Identification

Nom :	CHEMFLOC CMX 123	Usage:	Floculant
Synonyme :	Polymère cationique		
Fabricant:	Chemco inc. 124 de Hambourg Saint-Augustin-de Desmaures (Québec) G3A 0B3 Tel : 418-878-5422	Numéro de téléphone en cas d'urgence	613-996-6666 (24 heures)

SECTION 2 Identification du ou des Dangers

Classification du SIMDUT: Matière non réglementée

Les poudres humides et les solutions peuvent occasionner des conditions extrêmement glissantes.

SECTION 3 Composition / information sur les composants

Numéro CAS	%	Critère d'exposition
------------	---	----------------------

Aucun ingrédient dangereux

SECTION 4 Premiers soins

Procédures d'Urgences et de Premiers Soins :

Inhalation:	Amener la personne affectée à l'air frais. Traiter symptomatiquement.
Ingestion:	Aucun effet connu selon notre base de données.
Contact cutané:	Bien laver les endroits contaminés à l'eau pendant 30 minutes.
Contact oculaire:	Rincer les yeux à l'eau courante pendant 30 minutes. Obtenir immédiatement des soins médicaux.

Effets de l'exposition aiguë:

Inhalation:	Non déterminé.
Ingestion:	Non déterminé.
Contact cutané:	Non déterminé.
Contact oculaire:	Non déterminé.

Effet chronique :	Carcinogénicité:	Inconnue.
	Mutagénicité:	Inconnue.
	Tératogénicité:	Inconnue.

SECTION 5 Mesures à prendre en cas d'incendie

Conditions d'inflammabilité (& Méthode Utilisée) ININFLAMMABLE

Point d'éclair	Limites d'inflammabilité dans l'air par %v/v		Temp. d'auto ignition. Deg. C
	Supérieure	Inférieure	
Aucun	S.O.	S.O.	S.O.

Moyens d'extinction Produits chimiques secs. Mousse. Eau. CO₂

Procédures spéciales :

Les pompiers devraient porter des vêtements complets de protection, y compris un appareil respiratoire autonome. Utiliser les techniques appropriées pour éteindre la cause initiale du feu. Les déversements sont très glissants.

Danger d'Explosion et Feu inhabituel :

Aucun connu

SECTION 6 Mesures à prendre en cas de déversement accidentel

Mesures à prendre en cas de fuite ou de déversement :

Empêcher la matière de s'infiltrer dans les égouts ou les cours d'eau; aménager des barrages si nécessaire. Ne pas rincer à l'eau. Nettoyer rapidement avec une pelle ou en aspirant. Conserver dans des récipients adaptés et fermés pour l'élimination. Le produit déversé est extrêmement glissant.

SECTION 7 Manutention et stockage

Mesures préventives pour la manutention et l'entreposage :

Éviter le contact avec la peau et les yeux. Éviter la formation de poussière. Ne pas respirer les poussières. Conserver dans un endroit sec et frais.

Autres précautions :

Pour usage industriel seulement. Garder hors de la portée des enfants.

SECTION 8 **Contrôle de l'exposition / protection individuelle**

Ventilation requise	-	Travailler dans des zones bien aérées. Ne pas respirer la poussière.
Protection respiratoire	-	Porter un appareil respiratoire homologué NIOSH si nécessaire.
Protection oculaire	-	Porter des lunettes de sécurité ou chimique.
Gants	-	Gants de caoutchouc.
Autres articles de protection	-	Vêtements usuels de protection et dépend de la nature du travail à effectuer.

SECTION 9 **Propriétés physiques et chimiques**

Point d'ébullition, 760 mm Hg	Indét.	Pression de la vapeur	Indét.
Point de congélation	Indét.	Solubilité dans l'eau	forme une soln. visqueuse
Masse volumique	0.7 – 0.9	Taux d'évaporation	Indét.
Densité de la vapeur	Indét.	pH	Indét.
% Volatiles	Indét.		
Odeur et apparence	Solide blanc, inodore.		

SECTION 10 **Stabilité et réactivité**

Stabilité	-	Stable.
Conditions à éviter	-	Éviter l'humidité. Éviter les températures élevées.
Incompatibilité	-	Les agents oxydants puissants.
Produits de décomposition dangereux	-	Aucune décomposition prévue dans des conditions d'entreposage normales.
Polymérisation dangereuse	-	Aucune.
Conditions à éviter	-	Aucune.

SECTION 11 **Données toxicologiques**

>2000 mg/Kg (DL₅₀ rat-oral).



CHEMCO inc.

SOLUTIONS ET PRODUITS ENVIRONNEMENTAUX
EAUX - SOLS - AIR

CHEMFLOC CMX 123

SECTION 12 Données écologiques

357 mg/L (LC₅₀ Brachydanio rerio 96 h)
212 mg/L (EC₅₀ Daphnia magna 48 h)
>1000 mg/L (EC₅₀ Chlorella vulgaris 72 h)
892 mg/L (EC₅₀ Pseudomonas putida 24 h)

SECTION 13 Données sur l'élimination

Méthode de disposition :

Disposer selon les règlements fédéraux, provinciaux et locaux.

SECTION 14 Informations relatives au transport

Produit non dangereux au sens des réglementations sur le transport.

SECTION 15 Informations sur la réglementation

Tous les ingrédients de ce produit figure dans l'inventaire TSCA et la DSL.

SECTION 16 Autres informations

PRÉPARÉE PAR: Claude Grenon, Chimiste
Tel : 418-878-5422

Definitions: S.O. = Sans objet Indét. = indéterminé

L'information contenue dans cette Fiche Signalétique est juste, au meilleur de notre connaissance, au moment de sa rédaction, par contre nous ne pouvons garantir le contenu. L'utilisateur est responsable de déterminer si le produit convient aux conditions d'utilisation prévues.

Annexe C : Caractéristiques du sac de filtration Geotube GT500

Table 1:
**GT 500 Polypropylene - “Specially Engineered Dewatering
Textile”**



GT500 is composed of high-tenacity polypropylene yarns, which are woven into a stable network such that the yarns retain their relative position. GT500 is inert to biological degradation and resistant to naturally encountered chemicals, alkalis, and acids.

Mechanical Properties	Test Method	Unit	Minimum Average Roll Value	
			Machine Direction	Cross Direction
Wide Width Tensile Strength (at ultimate)	ASTM D 4595	kN/m (lbs/in)	70 (400)	96.3 (550)
Wide Width Tensile Elongation	ASTM D 4595	%	20 (max.)	20 (max.)
Factory Seam Strength	ASTM D 4884	kN/m (lbs/in)	70.1 (400)	
Apparent Opening Size (AOS)	ASTM D 4751	mm (U.S. Sieve #)	0.425 (40)	
Water Flow Rate	ASTM D 4491	l/m/m ² (gpm/ft ²)	813 (20)	
Mass/Unit Area	ASTM D 5261	g/m ² (oz/yd ²)	585 (17.3) (Typical Value)	
UV Resistance (% strength retained after 500 hrs)	ASTM D 4355	%	80	

Disclaimer: TenCate assumes no liability for the accuracy or completeness of this information or for the ultimate use by the purchaser. TenCate disclaims any and all express, implied, or statutory standards, warranties or guarantees, including without limitation any implied warranty as to merchantability or fitness for a particular purpose or arising from a course of dealing or usage of trade as to any equipment, materials, or information furnished herewith. This document should not be construed as engineering advice.

Annexe D: Mode d'emploi du sac de filtration Geotube GT500

TENCATE
Geotube

TenCate Geotube GDT Test
A Demonstration of Geotube® Dewatering Technology

Prueba TenCate Geotube GDT
Una demostración de la metodología de la Tecnología de Desagüe Geotube®

Test de Déshydratation par la Technologie Geotube (DTG) de TenCate Geotube
Démonstration de la technologie de déshydratation Geotube®

Teste TenCate Geotube GDT
Uma demonstração da tecnologia Geotube® para desaguamento de lodo



Protective & Outdoor Fabrics
Aerospace Composites
Armour Composites

Geosynthetics
Industrial Fabrics
Synthetic Grass

TENCATE
materials that make a difference

Démonstration des principes de déshydratation par la technologie Geotube®

Le test de Déshydratation par la Technologie Geotube® (DTG) est une démonstration de la déshydratation des boues par un sac Geotube®. Les objectifs du test sont de:

- Visualiser le procédé de déshydratation
- Évaluer l'efficacité du polymère sélectionné
- Observer la clarté de l'effluent à la sortie du sac
- Prédire le pourcentage de matière sèche

Étape 1

Prélever approximativement entre 15 et 25 gallons de boues (57 à 95 litres). Mélanger les différents



échantillons dans un contenant plus grand. Une poubelle de 50 gallons (190 litres) est un bon choix et permet d'assurer l'uniformité

du mélange. Si le pourcentage de solides dans la boue est faible, l'ajout de volumes supplémentaires d'échantillons pourrait être nécessaire.



Étape 2

Assembler la structure du test DTG et placer un contenant en plastique de 100 à 200 litres (35 à 45 gallons) en dessous de cette structure afin de collecter l'ensemble de l'effluent. Placer un sac de test DTG sur la structure et insérer le tuyau droit de 70 cm (27 pouces) fourni dans le kit (note: le tuyau droit de 70 cm (27 pouces) de haut représente environ une pression de 1 psi (0.07 bar).



Étape 3

Le type de polymère ainsi que le dosage auront été déterminés par un banc d'essais préalablement réalisé avec de petits échantillons de boues. Mettre le polymère en solution. Une charte de référence des concentrations est disponible auprès de Ten Cate Geotube. Mélanger la solution de polymère avec l'échantillon de boues en utilisant une perceuse électrique à vitesse variable équipée d'un mélangeur à peinture. Poursuivre le brassage jusqu'à ce que des floccs se forment.



ATTENTION:

Un brassage à trop haute vitesse pourrait briser les floccs.



Étape 4

Remplir le sac DTG en versant la boue conditionnée par le haut du tuyau droit. Un seau muni d'un bec verseur ainsi qu'un entonnoir peuvent être utilisés pour faciliter le remplissage.

NOTE: Décoller du fond du sac l'extrémité inférieure du tuyau droit afin d'éviter que le tuyau ne déborde. Une fois que le sac aura accumulé un certain volume de boues, le problème ne se posera plus.



Étape 5

Continuer de remplir le sac de test DTG aussi rapidement que possible jusqu'à ce que le niveau de boues atteigne la ligne indiquant 1 psi (0.07 bar) dans le tuyau droit. Prendre des



échantillons d'effluent par le coin du sac. Examiner la clarté de l'effluent. Ces échantillons peuvent également être utilisés pour fins d'analyse.



Étape 6 (Optionnelle)

Après que le sac de test DTG aura eu suffisamment le temps d'égoutter, un échantillon de boue déshydratée peut être pris afin d'en mesurer la siccité. Les résultats obtenus peuvent être extrapolés afin d'estimer la siccité qui serait atteinte dans un projet à pleine échelle. Le test DTG peut aussi être utilisé pour établir un bilan de masse.

Annexe E : Tableaux des résultats des essais en plateforme

Table des tableaux

Tableau E-1	Transparence mesurée par disque Secchi dans le lac et l'enclos témoin.....	150
Tableau E-2	Transparence mesurée dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	151
Tableau E-3	Transparence mesurée dans l'enclos « dragage mécanique ».....	152
Tableau E-4	Transparence mesurée dans l'enclos « alun-calcaire »	153
Tableau E-5	Température et pH dans le lac.....	154
Tableau E-6	Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans le lac.....	155
Tableau E-7	Température et pH dans l'enclos témoin.....	156
Tableau E-8	Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans le témoin.....	157
Tableau E-9	Température et pH dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	158
Tableau E-10	Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans l'enclos "dragage hydraulique".....	159
Tableau E-11	Température et pH dans l'enclos « dragage mécanique ».....	160
Tableau E-12	Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans l'enclos "dragage mécanique"	161
Tableau E-13	Température et pH dans l'enclos « alun-calcaire ».....	162
Tableau E-14	Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans l'enclos "alun-calcaire"	163
Tableau E-15	Conductivité spécifique à 25°C dans le lac et l'enclos témoin.....	164
Tableau E-16	Conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	165
Tableau E-17	Conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos « dragage mécanique ».....	166
Tableau E-18	Conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos « alun-calcaire ».....	167
Tableau E-19	Concentration en phosphore soluble dans le lac et l'enclos témoin.....	168
Tableau E-20	Concentration en phosphore soluble dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	169
Tableau E-21	Concentration en phosphore soluble dans l'enclos « dragage mécanique ».....	170
Tableau E-22	Concentration en phosphore soluble dans l'enclos « alun-calcaire ».....	171
Tableau E-23	Teneur en MES dans le lac et l'enclos témoin	172
Tableau E-24	Teneur en MES dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	173
Tableau E-25	Teneur en MES dans l'enclos « dragage mécanique ».....	174
Tableau E-26	Teneur en MES dans l'enclos « alun-calcaire ».....	175
Tableau E-27	Concentration en calcium soluble dans le lac et l'enclos témoin.....	176
Tableau E-28	Concentration en calcium soluble dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	176
Tableau E-29	Concentration en calcium soluble dans l'enclos « dragage mécanique ».....	177
Tableau E-30	Concentration en calcium soluble dans l'enclos « alun-calcaire ».....	177
Tableau E-31	Concentration en sodium soluble dans le lac et le témoin.....	178
Tableau E-32	Concentration en sodium soluble dans l'enclos « dragage hydraulique ».....	178
Tableau E-33	Concentration en sodium soluble dans l'enclos « dragage mécanique ».....	179
Tableau E-34	Concentration en sodium soluble dans l'enclos « alun-calcaire ».....	179

1 Paramètres physico-chimiques

1.1 Transparence

Tableau E-1 Transparence mesurée par disque Secchi dans le lac et l'enclos témoin

Date	Jour #	Transparence mesurée par disque Secchi en m	
		Lac	Témoin
22/07/2011	0	1,65	1,58
25/07/2011	3	1,39	1,10
27/07/2011	5	1,32	1,24
29/07/2011	7	1,59	1,25
03/08/2011	12	1,15	1,12
04/08/2011	13	0,96	1,03
05/08/2011	14	1,36	1,53
10/08/2011	19	1,86	1,37
17/08/2011	26	1,54	1,39
19/08/2011	28	0,99	1,17
23/08/2011	32	1,28	1,08
26/08/2011	35	0,50	1,19
30/08/2011	39	0,79	0,67
01/09/2011	41	0,91	0,84
08/09/2011	48	0,75	0,51
16/09/2011	56	0,83	0,86
22/09/2011	62	0,88	0,92
27/09/2011	67	1,32	0,76

Tableau E-2 Transparence mesurée dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour#	Traitement effectué	Transparence mesurée par disque Secchi en m
22/07/2011	0		1,43
25/07/2011	3		1,78
27/07/2011	5		1,58
29/07/2011	7		1,86
03/08/2011	12		2,10
04/08/2011	13		2,20
05/08/2011	14		2,44
10/08/2011	19		1,65
11/08/2011	20	Dragage hydraulique	-
17/08/2011	26		2,04
19/08/2011	28		2,51
23/08/2011	32		2,39
26/08/2011	35		2,34
30/08/2011	39		2,32
01/09/2011	41		0,77
08/09/2011	48		0,59
16/09/2011	56		0,56
22/09/2011	62		0,85
27/09/2011	67		0,31

Tableau E-3 Transparence mesurée dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour#	Traitements effectués	Transparence mesurée par disque Secchi en m
22/07/2011	0		1,56
25/07/2011	3		1,75
27/07/2011	5		1,79
29/07/2011	7	Dragage mécanique	1,63
03/08/2011	12	Dragage mécanique	1,14
04/08/2011	13		1,13
05/08/2011	14		0,49
10/08/2011	19		0,88
17/08/2011	26		1,45
19/08/2011	28		2,13
23/08/2011	32		1,89
26/08/2011	35		1,60
30/08/2011	39		1,62
01/09/2011	41		0,89
08/09/2011	48		1,02
16/09/2011	56		0,42
22/09/2011	62		0,83
27/09/2011	67		0,44

Tableau E-4 Transparence mesurée dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour#	Traitements effectués	Transparence mesurée par disque Secchi en m
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	1,65
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	1,39
27/07/2011	5		1,32
29/07/2011	7	Dépôt de sable	1,59
03/08/2011	12		1,15
04/08/2011	13		0,96
05/08/2011	14		1,36
10/08/2011	19		1,86
17/08/2011	26		1,54
19/08/2011	28		0,99
23/08/2011	32		1,28
26/08/2011	35		0,50
30/08/2011	39		0,79
01/09/2011	41		0,91
08/09/2011	48		0,75
16/09/2011	56		0,83
22/09/2011	62		0,88
27/09/2011	67		1,32

1.2 Mesures par la sonde YSI

Tableau E-5 Température et pH dans le lac

Date	Jour #	Température en °C			pH		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	26,6	26,3	25,5	8,3	8,2	8,2
25/07/2011	3	26,5	25,3	25,0	8,5	8,3	8,1
27/07/2011	5	23,8	23,8	22,8	7,8	7,8	7,7
29/07/2011	7	24,8	24,5	24,0	8,3	8,3	8,3
03/08/2011	12	23,9	23,2	23,0	8,0	7,8	7,7
04/08/2011	13	23,0	23,0	22,7	8,0	7,9	7,7
05/08/2011	14	23,8	22,7	22,3	7,9	7,8	7,7
10/08/2011	19	22,6	22,6	22,3	7,9	7,9	7,8
17/08/2011	26	22,4	22,3	22,1	7,8	8,0	8,1
19/08/2011	28	23,9	22,5	22,3	8,1	8,0	7,8
23/08/2011	32	21,9	21,9	21,9	8,1	8,2	8,2
26/08/2011	35	21,5	21,5	21,3	7,9	8,1	8,1
30/08/2011	39	20,0	20,0	19,9	8,0	8,1	8,1
01/09/2011	41	21,0	19,9	19,4	8,3	7,8	7,7
08/09/2011	48	20,5	20,4	20,3	8,5	8,5	8,5
16/09/2011	56	17,3	17,2	17,1	8,1	8,1	8,2
22/09/2011	62	18,7	16,8	16,6	8,4	8,2	8,1
27/09/2011	67	18,8	17,5	17,2	8,4	8,1	8,0

Tableau E-6 Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans le lac

Date	Jour #	Oxygène dissous en mg/L			Potentiel d'oxydoréduction en mV		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	7,7	7,1	5,4	110,2	121,6	88,7
25/07/2011	3	12,6	9,0	6,6	54,9	70,0	79,4
27/07/2011	5	7,2	6,3	4,3	50,5	58,9	36,6
29/07/2011	7	11,1	10,9	7,1	63,2	77,6	87,8
03/08/2011	12	6,9	3,3	1,2	75,0	88,0	99,4
04/08/2011	13	6,8	6,1	3,8	109,8	123,9	138,1
05/08/2011	14	7,0	5,9	4,2	127,6	137,7	144,1
10/08/2011	19	6,7	6,0	4,6	141,1	148,8	165,0
17/08/2011	26	10,4	10,1	9,4	130,0	150,0	163,0
19/08/2011	28	12,0	7,7	5,5	157,5	162,0	172,0
23/08/2011	32	10,6	10,6	10,7	188,4	193,8	200,3
26/08/2011	35	9,3	9,1	7,9	195,7	200,1	206,5
30/08/2011	39	9,8	10,2	9,9	251,6	253,2	255,5
01/09/2011	41	11,8	7,4	5,5	213,1	230,0	232,4
08/09/2011	48	12,2	12,2	11,8	241,9	246,8	250,3
16/09/2011	56	9,4	10,0	10,1	210,2	213,1	216,3
22/09/2011	62	14,3	10,1	8,3	241,8	250,2	255,6
27/09/2011	67	13,0	5,9	3,4	235,0	246,2	217,5

Tableau E-7 Température et pH dans l'enclos témoin

Date	Jour #	Température en °C			pH		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	26,3	26,1	24,7	8,3	8,2	7,9
25/07/2011	3	26,8	25,6	25,1	8,3	8,3	8,0
27/07/2011	5	23,8	23,8	23,6	7,6	7,6	7,6
29/07/2011	7	24,6	24,2	23,6	8,2	8,1	7,9
03/08/2011	12	23,5	23,4	23,3	7,9	7,9	7,9
04/08/2011	13	23,1	23,0	23,0	7,8	7,8	7,7
05/08/2011	14	23,7	22,7	22,5	7,8	7,8	7,7
10/08/2011	19	22,5	22,5	22,5	8,0	7,9	7,8
17/08/2011	26	22,4	22,3	22,1	7,9	7,9	7,8
19/08/2011	28	23,6	22,4	22,2	8,4	7,9	7,8
23/08/2011	32	21,8	21,8	21,7	8,2	8,3	8,3
26/08/2011	35	21,5	21,6	21,5	8,2	8,2	8,2
30/08/2011	39	19,9	19,9	19,9	7,8	7,8	7,9
01/09/2011	41	21,0	19,9	19,6	8,1	7,8	7,7
08/09/2011	48	20,4	20,4	20,1	8,3	8,3	8,2
16/09/2011	56	17,2	17,2	17,2	8,1	8,1	8,1
22/09/2011	62	18,7	16,7	16,6	8,3	7,9	7,7
27/09/2011	67	18,7	18,0	17,6	8,0	7,7	7,5

Tableau E-8 Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans le témoin

Date	Jour #	Oxygène dissous en mg/L			Potentiel d'oxydoréduction en mV		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	7,8	6,5	5,7	113,6	125,6	22,0
25/07/2011	3	10,9	10,0	6,1	117,0	122,0	74,4
27/07/2011	5	6,8	6,1	5,6	123,0	127,6	125,9
29/07/2011	7	9,6	8,4	5,2	89,4	96,0	103,6
03/08/2011	12	5,9	5,6	5,9	66,6	77,6	82,3
04/08/2011	13	6,5	5,3	4,8	150,2	156,4	158,5
05/08/2011	14	6,7	5,4	4,3	140,6	148,5	154,6
10/08/2011	19	5,2	5,0	4,9	124,7	133,9	137,2
17/08/2011	26	8,8	8,0	6,7	168,9	179,7	175,8
19/08/2011	28	13,1	6,5	5,8	102,5	133,3	144,7
23/08/2011	32	10,4	10,4	9,3	207,2	206,2	209,0
26/08/2011	35	9,7	8,4	8,4	214,7	217,5	219,9
30/08/2011	39	9,7	9,3	9,0	200,3	219,0	233,0
01/09/2011	41	12,0	7,4	5,3	200,8	195,7	223,1
08/09/2011	48	12,7	12,2	10,1	144,0	177,3	200,2
16/09/2011	56	9,6	9,4	9,4	185,1	191,0	196,5
22/09/2011	62	12,1	10,0	8,3	171,9	200,1	213,7
27/09/2011	67	14,7	8,2	5,3	184,2	216,2	226,8

Tableau E-9 Température et pH dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Température en °C			pH		
			Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		25,5	25,5	24,8	8,2	8,0	7,9
25/07/2011	3		26,6	25,5	25,2	8,1	7,9	7,9
27/07/2011	5		23,6	23,7	23,7	7,7	7,7	7,7
29/07/2011	7		24,5	24,1	23,6	7,9	7,9	7,8
03/08/2011	12		23,4	23,3	23,3	7,9	7,7	7,7
04/08/2011	13		22,9	22,9	22,8	7,6	7,6	7,6
05/08/2011	14		23,5	22,6	22,5	7,7	7,7	7,6
10/08/2011	19		22,4	22,4	22,4	7,8	7,7	7,7
11/08/2011	20	Dragage hydraulique	-	-	-	-	-	-
17/08/2011	26		22,5	22,2	22,2	7,8	7,7	7,6
19/08/2011	28		23,4	22,8	22,4	8,0	7,9	7,8
23/08/2011	32		21,7	21,4	21,1	7,9	7,7	7,6
26/08/2011	35		21,6	21,5	21,5	7,6	7,5	7,4
30/08/2011	39		20,0	19,9	19,9	7,9	7,8	7,7
01/09/2011	41		21,0	20,0	19,5	8,2	7,9	7,7
08/09/2011	48		21,1	19,8	19,6	8,1	8,0	7,9
16/09/2011	56		17,1	17,2	17,2	8,0	8,0	8,0
22/09/2011	62		18,5	16,8	16,6	8,7	8,3	8,1
27/09/2011	67		18,8	18,4	17,4	8,2	8,2	7,9

Tableau E-10 Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans l'enclos "dragage hydraulique"

Date	Jour #	Traitement effectué	Oxygène dissous en mg/L			Potentiel d'oxydoréduction en mV		
			Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		8,0	6,4	5,4	78,7	98,3	101,5
25/07/2011	3		8,7	8,2	7,4	88,8	84,0	78,8
27/07/2011	5		7,8	6,0	5,8	84,7	86,6	91,5
29/07/2011	7		6,6	5,5	7,7	66,0	82,0	89,0
03/08/2011	12		5,3	4,1	4,0	42,1	60,9	68,7
04/08/2011	13		4,0	3,7	3,3	102,8	113,9	123,0
05/08/2011	14		5,2	4,1	3,6	109,0	120,7	131,4
10/08/2011	19		5,2	5,1	5,0	145,2	151,2	153,9
11/08/2011	20	Dragage hydraulique	-	-	-	-	-	-
17/08/2011	26		7,6	6,5	6,2	171,3	184,3	190,5
19/08/2011	28		10,0	8,2	6,8	115,2	125,8	137,1
23/08/2011	32		8,5	5,7	4,4	167,1	178,2	187,4
26/08/2011	35		8,6	6,4	5,5	160,7	169,9	176,9
30/08/2011	39		8,7	7,1	6,6	242,9	249,1	251,5
01/09/2011	41		12,0	6,4	5,3	200,8	217,9	223,1
08/09/2011	48		9,8	6,9	5,9	244,6	266,0	261,4
16/09/2011	56		7,7	7,5	7,5	218,2	220,3	221,9
22/09/2011	62		11,8	9,9	8,3	226,5	238,3	248,6
27/09/2011	67		15,7	13,0	6,0	220,1	226,3	240,7

Tableau E-11 Température et pH dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Température en °C			pH		
			Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		26,7	25,4	24,6	7,9	7,9	7,6
25/07/2011	3		26,9	25,5	25,0	8,2	8,1	7,9
27/07/2011	5		23,6	23,6	23,6	7,7	7,6	7,8
29/07/2011	7	Dragage mécanique	24,6	24,1	23,7	8,4	8,0	7,9
03/08/2011	12	Dragage mécanique	23,3	23,3	23,3	7,9	7,7	7,7
04/08/2011	13		22,8	22,8	22,8	7,7	7,6	7,5
05/08/2011	14		24,0	22,6	22,5	8,0	7,7	7,6
10/08/2011	19		22,3	22,4	22,4	7,6	7,5	7,5
17/08/2011	26		22,4	22,2	22,2	7,6	7,4	7,3
19/08/2011	28		23,4	22,8	22,4	7,7	7,6	7,5
23/08/2011	32		21,9	21,4	21,2	8,0	7,7	7,5
26/08/2011	35		21,7	21,6	21,6	7,4	7,3	7,3
30/08/2011	39		20,0	19,9	19,8	7,9	7,7	7,7
01/09/2011	41		21,0	20,0	19,8	8,0	7,7	7,6
08/09/2011	48		21,1	19,4	19,3	8,1	8,1	8,0
16/09/2011	56		17,3	17,2	17,2	8,1	8,0	8,0
22/09/2011	62		18,3	16,9	16,7	8,8	8,5	8,3
27/09/2011	67		18,9	18,4	18,0	8,4	8,3	8,2

Tableau E-12 Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans l'enclos "dragage mécanique"

Date	Jour #	Traitement effectué	Oxygène dissous en mg/L			Potentiel d'oxydoréduction en mV		
			Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		7,8	7,6	5,0	83,1	111,8	60,0
25/07/2011	3		6,3	5,8	4,4	84,0	88,0	89,0
27/07/2011	5		4,7	3,9	3,7	107,1	111,3	109,4
29/07/2011	7	Dragage mécanique	6,8	4,8	3,7	67,7	75,4	78,3
03/08/2011	12	Dragage mécanique	4,3	3,8	3,5	88,9	109,2	117,9
04/08/2011	13		4,5	4,1	3,8	91,8	112,4	123,5
05/08/2011	14		6,1	2,4	2,0	81,0	94,7	99,4
10/08/2011	19		2,6	2,4	2,4	101,3	110,3	114,1
17/08/2011	26		4,9	4,3	3,8	172,0	187,0	193,0
19/08/2011	28		6,6	5,5	4,1	146,0	151,0	157,4
23/08/2011	32		7,7	4,6	4,0	124,8	145,2	159,1
26/08/2011	35		7,2	4,9	4,4	183,0	189,8	193,9
30/08/2011	39		6,8	5,2	4,8	248,5	250,1	251,6
01/09/2011	41		9,9	6,6	5,8	222,9	234,1	298,6
08/09/2011	48		10,0	7,5	7,2	225,8	216,5	250,0
16/09/2011	56		10,1	8,2	7,0	202,2	206,2	209,1
22/09/2011	62		11,8	9,3	7,6	244,2	253,8	261,4
27/09/2011	67		13,6	10,5	8,3	226,5	233,5	237,4

Tableau E-13 Température et pH dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour #	Traitement effectué	Température en °C			pH		
			Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	26,3	25,8	24,9	8,2	8,1	8,0
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	26,7	25,5	25,4	7,5	7,5	7,7
27/07/2011	5		23,6	23,6	23,7	7,7	7,6	7,6
29/07/2011	7		24,7	24,2	23,6	7,7	7,6	7,6
03/08/2011	12	Dépôt de sable	23,5	23,3	23,3	7,7	7,7	7,7
04/08/2011	13		23,0	22,9	22,9	7,6	7,6	7,6
05/08/2011	14		23,9	22,6	22,5	7,7	7,6	7,6
10/08/2011	19		22,4	22,4	22,4	7,6	7,7	7,7
17/08/2011	26		22,3	22,2	22,2	7,6	7,7	7,7
19/08/2011	28		23,3	22,6	22,4	8,4	8,1	8,0
23/08/2011	32		21,8	21,6	21,4	8,3	8,2	8,0
26/08/2011	35		21,6	21,6	21,5	8,2	8,1	8,1
30/08/2011	39		20,0	20,0	19,9	8,1	8,1	8,1
01/09/2011	41		21,0	21,0	19,7	8,4	8,1	8,0
08/09/2011	48		20,6	20,1	19,9	8,5	8,3	8,0
16/09/2011	56		17,3	17,2	17,2	8,3	8,1	8,1
22/09/2011	62		18,0	16,8	16,7	8,2	8,1	7,9
27/09/2011	67		19,0	18,3	18,0	8,3	8,3	8,1

Tableau E-14 Oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction dans l'enclos "alun-calcaire"

Date	Jour #	Traitement effectué	Oxygène dissous en mg/L			Potentiel d'oxydoréduction en mV		
			Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	7,8	6,9	5,4	109,5	96,4	68,0
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	7,3	6,9	7,0	73,2	73,5	75,0
27/07/2011	5		4,3	3,3	3,0	101,3	111,6	123,3
29/07/2011	7		8,6	6,2	3,7	77,3	85,5	93,6
03/08/2011	12	Dépôt de sable	5,9	5,8	5,1	138,4	143,6	148,3
04/08/2011	13		4,6	4,2	4,0	119,8	130,0	139,9
05/08/2011	14		5,2	4,2	3,6	125,3	132,0	137,5
10/08/2011	19		4,9	4,9	4,9	164,0	172,0	180,6
17/08/2011	26		9,7	9,1	8,6	130,0	143,6	148,5
19/08/2011	28		10,8	8,1	7,2	174,0	184,7	194,1
23/08/2011	32		10,4	8,5	7,4	208,1	212,6	214,7
26/08/2011	35		9,3	8,0	7,7	249,6	251,8	254,7
30/08/2011	39		9,7	9,5	9,2	231,7	231,7	244,2
01/09/2011	41		12,2	8,5	8,0	214,0	226,1	235,6
08/09/2011	48		12,8	9,3	6,2	151,2	164,9	173,2
16/09/2011	56		10,5	9,8	9,3	210,7	217,9	233,2
22/09/2011	62		13,6	11,6	9,4	219,3	232,8	238,2
27/09/2011	67		14,1	10,4	8,9	109,5	96,4	68,0

1.3 Conductivité spécifique à 25°C

Tableau E-15 Conductivité spécifique à 25°C dans le lac et l'enclos témoin

Date	Jour #	Conductivité spécifique à 25°C en $\mu\text{S}/\text{cm}$					
		Lac			Témoin		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	625	629	641	627	633	633
25/07/2011	3	630	647	656	619	646	650
27/07/2011	5	661	660	676	661	661	641
29/07/2011	7	645	650	660	649	653	661
03/08/2011	12	638	646	646	650	643	643
04/08/2011	13	646	646	649	645	646	644
05/08/2011	14	645	647	651	650	649	646
10/08/2011	19	646	647	650	648	648	642
17/08/2011	26	670	669	672	667	668	667
19/08/2011	28	649	660	659	657	664	665
23/08/2011	32	643	645	645	646	646	646
26/08/2011	35	613	618	626	649	649	648
01/09/2011	41	704	707	707	593	593	596
08/09/2011	48	571	582	583	707	705	704
16/09/2011	56	582	601	600	580	586	585
22/09/2011	62	625	629	641	589	588	591
27/09/2011	67	630	647	656	627	633	633

Tableau E-16 Conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Conductivité spécifique à 25°C en µS/cm		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		642	639	648
25/07/2011	3		628	642	646
27/07/2011	5		658	658	658
29/07/2011	7		653	654	661
03/08/2011	12		642	642	642
04/08/2011	13		644	644	644
05/08/2011	14		645	645	645
10/08/2011	19		643	644	644
11/08/2011	20	Dragage hydraulique	-	-	-
17/08/2011	26		666	665	665
19/08/2011	28		658	663	663
23/08/2011	32		651	653	653
26/08/2011	35		654	654	653
01/09/2011	41		575	586	586
08/09/2011	48		704	703	703
16/09/2011	56		567	582	584
22/09/2011	62		577	586	597
27/09/2011	67		642	639	648

Tableau E-1237 Conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Conductivité spécifique à 25°C en µS/cm		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		622	644	655
25/07/2011	3		629	626	674
27/07/2011	5		660	661	660
29/07/2011	7	Dragage mécanique	648	656	660
03/08/2011	12	Dragage mécanique	641	637	636
04/08/2011	13		636	637	636
05/08/2011	14		641	638	638
10/08/2011	19		635	635	635
17/08/2011	26		660	659	659
19/08/2011	28		655	655	655
23/08/2011	32		657	653	651
26/08/2011	35		652	652	651
01/09/2011	41		611	628	627
08/09/2011	48		727	733	734
16/09/2011	56		587	600	601
22/09/2011	62		594	600	603
27/09/2011	67		622	644	655

Tableau E-18 Conductivité spécifique à 25°C dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour #	Traitement effectué	Conductivité spécifique à 25°C en $\mu\text{S}/\text{cm}$		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	629	633	646
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	661	660	655
27/07/2011	5		688	689	688
29/07/2011	7		674	682	693
03/08/2011	12	Dépôt de sable	661	661	660
04/08/2011	13		662	662	662
05/08/2011	14		661	661	662
10/08/2011	19		652	649	652
17/08/2011	26		668	668	669
19/08/2011	28		666	668	668
23/08/2011	32		647	651	651
26/08/2011	35		649	651	650
01/09/2011	41		591	595	590
08/09/2011	48		705	706	707
16/09/2011	56		577	583	583
22/09/2011	62		583	589	591
27/09/2011	67		629	633	646

2 Phosphore soluble

Tableau E-19 Concentration en phosphore soluble dans le lac et l'enclos témoin

Date	Jour #	Concentration en phosphore soluble en µg/L					
		Lac			Témoin		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
25/07/2011	3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
27/07/2011	5	11,0	<LD	15,5	12,7	<LD	29,6
29/07/2011	7	16,2	17,5	17,5	15,5	25,4	36,8
03/08/2011	12	24,2	22,6	34,7	26,2	26,5	34,1
04/08/2011	13	15,7	16,6	17,2	44,8	43,9	43,2
05/08/2011	14	13,8	15,3	17,2	38,1	38,6	39,9
10/08/2011	19	17,9	19,2	21,5	41,7	42,0	42,4
17/08/2011	26	<LD	<LD	<LD	14,9	14,3	13,6
19/08/2011	28	<LD	<LD	<LD	10,9	12,6	16,2
23/08/2011	32	<LD	<LD	<LD	<LD	10,7	10,4
26/08/2011	35	<LD	<LD	<LD	<LD	10,4	10,1
30/08/2011	39	<LD	<LD	<LD	<LD	10,1	<LD
01/09/2011	41	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	10,6
08/09/2011	48	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	11,9
16/09/2011	56	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
27/09/2011	67	<LD	<LD	10,1	<LD	<LD	<LD

Tableau E-20 Concentration en phosphore soluble dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en phosphore soluble en µg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		<LD	<LD	<LD
25/07/2011	3		<LD	<LD	<LD
27/07/2011	5		55,7	39,9	57,4
29/07/2011	7		115,5	167,1	102,8
03/08/2011	12		243,5	247,4	252,6
04/08/2011	13		285,4	279,8	291,6
05/08/2011	14		284,0	302,0	330,0
10/08/2011	19		349,0	348,0	376,0
11/08/2011	20	Dragage hydraulique	-	-	-
17/08/2011	26		342,0	352,0	352,0
19/08/2011	28		356,0	364,0	384,0
23/08/2011	32		316,0	340,0	336,0
26/08/2011	35		368,0	376,0	384,0
30/08/2011	39		46,4	51,0	56,2
01/09/2011	41		41,0	51,6	57,6
08/09/2011	48		39,4	66,2	68,8
16/09/2011	56		29,5	31,4	34,8
27/09/2011	67		18,8	21,0	23,1

Tableau E-21 Concentration en phosphore soluble dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en phosphore soluble en µg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		<LD	<LD	<LD
25/07/2011	3		34,0	37,8	47,1
27/07/2011	5		112,4	110,4	112,1
29/07/2011	7	Dragage mécanique	186,7	174,0	166,1
03/08/2011	12	Dragage mécanique	64,9	71,4	76,0
04/08/2011	13		21,3	17,2	29,5
05/08/2011	14		59,7	57,0	66,2
10/08/2011	19		104,3	107,6	106,9
17/08/2011	26		198,1	220,5	234,4
19/08/2011	28		266,8	261,5	282,0
23/08/2011	32		176,3	292,5	305,8
26/08/2011	35		336,0	262,0	336,0
30/08/2011	39		228,6	229,9	231,2
01/09/2011	41		250,6	256,2	265,5
08/09/2011	48		268,8	368,0	372,0
16/09/2011	56		360,0	350,9	366,0
27/09/2011	67		341,2	345,6	376,3

Tableau E-22 Concentration en phosphore soluble dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en phosphore soluble en µg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	2,8	6,3	4,1
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	1,0	0,7	1,7
27/07/2011	5		24,1	23,4	27,2
29/07/2011	7		100,4	88,7	109,0
03/08/2011	12	Dépôt de sable	234,6	239,5	243,8
04/08/2011	13		166,1	163,3	167,9
05/08/2011	14		151,6	158,9	159,9
10/08/2011	19		152,6	155,2	163,2
17/08/2011	26		9,4	17,2	19,5
19/08/2011	28		34,8	35,4	41,7
23/08/2011	32		8,8	10,4	15,9
26/08/2011	35		58,3	45,0	37,1
30/08/2011	39		5,5	6,8	6,5
01/09/2011	41		1,3	3,6	10,9
08/09/2011	48		7,6	12,9	17,9
16/09/2011	56		5,6	10,3	25,8
27/09/2011	67		19,7	25,4	33,3

3 Teneur en matières en suspension (MES)

Tableau E-23 Teneur en MES dans le lac et l'enclos témoin

Date	Jour #	Lac	Témoin	
		MES en mg/L	MES en mg/L	Écart de la teneur en MES par rapport au lac en mg/L
22/07/2011	0	-	5,9	-
25/07/2011	3	9,3	10,4	1,1
27/07/2011	5	5,6	4,7	-0,9
29/07/2011	7	4,2	8,1	3,9
03/08/2011	12	3,6	5,9	2,3
04/08/2011	13	6,7	5,6	-1,1
05/08/2011	14	4,7	4,7	0,0
10/08/2011	19	4,6	4,3	-0,4
17/08/2011	26	16,4	13,7	-2,7
19/08/2011	28	8,7	9,3	0,7
23/08/2011	32	12,1	11,9	-0,3
26/08/2011	35	16,5	19,7	3,2
30/08/2011	39	8,9	10,1	1,2
01/09/2011	41	12,5	13,1	0,5
08/09/2011	48	6,5	5,9	-0,7
16/09/2011	56	9,5	9,3	-0,1
27/09/2011	67	10,5	9,7	-0,8

Tableau E-24 Teneur en MES dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour #	Traitement effectué	MES en mg/L	Écart de la teneur en MES par rapport au lac en mg/L
22/07/2011	0		2,9	
25/07/2011	3		3,1	-6,2
27/07/2011	5		2,7	-2,9
29/07/2011	7		1,9	-2,4
03/08/2011	12		2,1	-1,5
04/08/2011	13		1,6	-5,1
05/08/2011	14		1,9	-2,8
10/08/2011	19		2,3	-2,4
11/08/2011	20	Dragage hydraulique	-	-
17/08/2011	26		1,9	-14,5
19/08/2011	28		2,0	-6,7
23/08/2011	32		1,9	-10,3
26/08/2011	35		3,2	-13,3
30/08/2011	39		17,7	8,8
01/09/2011	41		10,7	-1,9
08/09/2011	48		3,9	-2,7
16/09/2011	56		9,6	0,1
27/09/2011	67		6,5	-4,0

Tableau E-25 Teneur en MES dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour #	Traitement effectué	MES en mg/L	Écart de la teneur en MES par rapport au lac en mg/L
22/07/2011	0		4,7	
25/07/2011	3		4,8	-4,5
27/07/2011	5		2,3	-3,3
29/07/2011	7	Dragage mécanique	2,7	-1,6
03/08/2011	12	Dragage mécanique	4,7	1,1
04/08/2011	13		46,8	40,1
05/08/2011	14		18,0	13,3
10/08/2011	19		3,7	-0,9
17/08/2011	26		2,3	-14,1
19/08/2011	28		2,5	-6,1
23/08/2011	32		3,7	-8,4
26/08/2011	35		3,2	-13,3
30/08/2011	39		8,5	-0,4
01/09/2011	41		5,3	-7,2
08/09/2011	48		7,2	0,7
16/09/2011	56		8,9	-0,5
27/09/2011	67		6,8	-3,7

Tableau E-26 Teneur en MES dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour #	Traitement effectué	MES en mg/L	Écart de la teneur en MES par rapport au lac en mg/L
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun		
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	3,6	-5,7
27/07/2011	5		16,7	11,1
29/07/2011	7		6,8	2,6
03/08/2011	12	Dépôt de sable	3,5	-0,1
04/08/2011	13		12,7	6,0
05/08/2011	14		6,7	2,0
10/08/2011	19		3,5	-1,2
17/08/2011	26		12,5	-3,9
19/08/2011	28		4,1	-4,6
23/08/2011	32		7,9	-4,3
26/08/2011	35		19,5	2,9
30/08/2011	39		10,0	1,1
01/09/2011	41		14,3	1,7
08/09/2011	48		5,2	-1,3
16/09/2011	56		7,6	-1,9
27/09/2011	67		14,5	4,0

4 Calcium soluble

Tableau E-27 Concentration en calcium soluble dans le lac et l'enclos témoin

Date	Jour #	Concentration en calcium soluble en mg/L					
		Lac			Témoin		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	42,7	42,4	41,7	41,2	32,2	36,3
25/07/2011	3	35,5	37,9	38,3	38,4	37,8	37,2
27/07/2011	5	34,3	32,1	33,1	34,9	32,5	34,4
29/07/2011	7	31,2	31,7	31,4	30,6	25,4	36,6
03/08/2011	12	42,0	41,7	42,6	39,2	41,3	41,6
04/08/2011	13	38,6	39,4	38,8	36,9	37,2	37,1
05/08/2011	14	34,8	37,5	35,8	35,7	34,1	34,9
08/08/2011	17	42,5	41,3	42,4	41,7	43,1	41,8
10/08/2011	19	39,9	44,2	43,6	43,6	44,3	44,5
17/08/2011	26	43,0	43,5	43,1	42,7	42,0	42,2
23/08/2011	32	16,9	25,6	19,7	20,4	33,7	39,9
30/08/2011	39	39,0	39,0	41,0	39,9	38,8	39,5
08/09/2011	48	36,8	38,5	29,6	37,0	36,8	38,9

Tableau E-28 Concentration en calcium soluble dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en calcium soluble en mg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		38,8	39,4	41,2
25/07/2011	3		37,0	31,1	25,6
27/07/2011	5		35,3	38,1	33,4
29/07/2011	7		42,8	66,3	41,6
03/08/2011	12		40,7	38,7	40,4
04/08/2011	13		39,2	39,4	38,0
05/08/2011	14		37,0	35,1	35,0
08/08/2011	17		30,9	31,2	33,3
10/08/2011	19		38,4	41,0	43,0
11/08/2011	20	Dragage hydraulique			
17/08/2011	26		40,9	42,2	41,3
23/08/2011	32		39,7	41,3	40,7
30/08/2011	39		39,7	39,6	39,6
08/09/2011	48		31,6	36,4	37,0

Tableau E-29 Concentration en calcium soluble dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en calcium soluble en mg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		38,6	39,1	39,4
25/07/2011	3		29,4	39,6	38,6
27/07/2011	5		35,8	35,9	35,0
29/07/2011	7	Dragage mécanique	33,1	30,1	31,3
03/08/2011	12	Dragage mécanique	40,7	43,0	40,5
04/08/2011	13		24,6	40,5	39,8
05/08/2011	14		37,5	36,1	35,4
08/08/2011	17		32,8	34,0	33,3
10/08/2011	19		43,0	42,9	42,9
17/08/2011	26		42,2	42,2	40,8
23/08/2011	32		26,7	40,2	33,9
30/08/2011	39		40,0	39,3	40,2
08/09/2011	48		37,1	38,1	37,7

Tableau E-30 Concentration en calcium soluble dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour #	Traitements appliqués	Concentration en calcium soluble en mg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	40,3	40,3	40,8
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	39,1	39,6	38,9
27/07/2011	5		39,5	39,3	38,6
29/07/2011	7		34,3	33,3	44,9
03/08/2011	12	Dépôt de sable	42,0	43,9	42,3
04/08/2011	13		42,1	42,2	42,1
05/08/2011	14		36,5	38,3	38,0
08/08/2011	17		35,0	44,1	44,1
10/08/2011	19		45,7	45,7	45,6
17/08/2011	26		42,8	41,9	43,2
23/08/2011	32		42,3	40,7	41,4
30/08/2011	39		40,0	39,1	39,0
08/09/2011	48		37,1	37,4	30,3

5 Sodium soluble

Tableau E-31 Concentration en sodium soluble dans le lac et le témoin

Date	Jour #	Concentration en sodium soluble en mg/L					
		Lac			Témoin		
		Surface	Milieu	Fond	Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	61,9	66,4	63,8	62,6	55,3	62,3
25/07/2011	3	56,2	60,4	60,3	61,7	60,5	59,6
27/07/2011	5	51,7	49,3	49,2	53,5	50,4	52,0
29/07/2011	7	47,6	48,9	49,2	47,5	67,8	55,6
03/08/2011	12	62,2	61,5	62,9	61,7	62,9	61,8
04/08/2011	13	59,2	60,8	56,0	55,4	54,9	56,9
05/08/2011	14	53,2	54,2	53,1	53,3	53,0	51,3
08/08/2011	17	59,7	58,5	60,1	58,0	58,4	61,1
10/08/2011	19	55,0	62,4	58,7	60,2	60,3	59,7
17/08/2011	26	57,3	59,5	58,4	59,4	58,5	58,8
23/08/2011	32	24,4	33,5	27,4	28,4	43,4	53,3
30/08/2011	39	50,2	50,9	52,9	54,7	53,3	53,0
08/09/2011	48	48,0	49,6	44,3	48,9	47,8	50,1

Tableau E-32 Concentration en sodium soluble dans l'enclos « dragage hydraulique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en sodium soluble en mg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		61,3	61,8	62,1
25/07/2011	3		57,8	53,5	41,5
27/07/2011	5		55,6	64,1	54,3
29/07/2011	7		65,3	63,1	63,1
03/08/2011	12		62,2	60,0	62,0
04/08/2011	13		60,6	60,4	58,4
05/08/2011	14		57,0	55,0	54,2
08/08/2011	17		45,1	47,8	49,7
10/08/2011	19		60,2	61,3	61,7
11/08/2011	20	Dragage hydraulique			
17/08/2011	26		57,6	58,5	57,5
23/08/2011	32		54,6	54,5	56,7
30/08/2011	39		54,6	52,7	54,0
08/09/2011	48		44,7	48,6	47,8

Tableau E-33 Concentration en sodium soluble dans l'enclos « dragage mécanique »

Date	Jour #	Traitement effectué	Concentration en sodium soluble en mg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0		43,3	61,2	63,2
25/07/2011	3		43,3	63,1	61,7
27/07/2011	5		58,3	58,1	56,2
29/07/2011	7	Dragage mécanique	51,6	49,1	50,2
03/08/2011	12	Dragage mécanique	62,8	65,1	63,0
04/08/2011	13		51,8	61,7	63,9
05/08/2011	14		57,3	56,0	55,1
08/08/2011	17		49,4	50,8	50,3
10/08/2011	19		61,1	61,4	63,9
17/08/2011	26		60,4	60,1	58,7
23/08/2011	32		36,3	56,8	45,0
30/08/2011	39		54,9	54,9	52,8
08/09/2011	48		52,3	52,2	52,2

Tableau E-34 Concentration en sodium soluble dans l'enclos « alun-calcaire »

Date	Jour #	Traitements appliqués	Concentration en calcium soluble en mg/L		
			Surface	Milieu	Fond
22/07/2011	0	Coagulation à l'alun	61,9	61,7	62,8
25/07/2011	3	Dépôt de calcaire	59,5	61,8	62,7
27/07/2011	5		56,6	58,7	55,4
29/07/2011	7		50,6	49,0	80,6
03/08/2011	12	Dépôt de sable	61,6	62,3	60,5
04/08/2011	13		62,5	63,1	60,6
05/08/2011	14		54,0	55,0	53,4
08/08/2011	17		49,2	60,0	59,8
10/08/2011	19		61,3	60,5	61,2
17/08/2011	26		58,5	57,8	58,2
23/08/2011	32		55,4	54,9	55,2
30/08/2011	39		50,4	50,5	51,0
08/09/2011	48		48,6	50,0	41,9