



**Ville de Waterloo**



## Essai de deux techniques de restauration au lac Waterloo - Projet pilote

### **Rapport final**

Présenté au  
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

**DESSAU**

Avril 2011  
N/Réf. : 129-P016882-0110-EN-0002-02

**Développement durable,  
Environnement  
et Parcs**

**Québec** 

**Essai de deux techniques de restauration au lac  
Waterloo – Projet pilote**

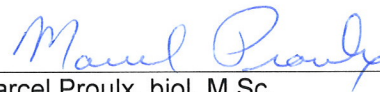
**Rapport préparé pour la Ville de Waterloo par  
Dessau**

Dans le cadre de l'action 1.4 du Plan d'intervention sur les  
algues bleu-vert 2007-2017

Avec le soutien du ministère du Développement durable, de  
l'Environnement et des Parcs

Rapport final

Préparé par :



Marcel Proulx, biol. M.Sc.

Chargé de projet

## TABLE DES MATIÈRES

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
1.1	Justification	1
1.2	Contexte du projet pilote	2
1.3	Buts et objectifs	3
<b>2</b>	<b>MATÉRIEL ET MÉTHODES</b>	<b>4</b>
2.1	Localisation du site d'expérimentation	4
2.2	Approche méthodologique	4
2.2.1	<i>Utilisation de la lentille d'eau</i>	4
2.2.2	<i>Utilisation de la lentille d'eau avec brassage des sédiments</i>	7
2.2.3	<i>Pompage des sédiments</i>	7
2.3	Dispositif expérimental	7
2.3.1	<i>Description des enclos limnologiques</i>	8
2.3.2	<i>Station témoin et station de référence</i>	10
2.4	Protocole expérimental	10
2.4.1	<i>Profils physicochimiques, transparences et mesures in situ de la chlorophylle et de la phycocyanine</i>	10
2.4.2	<i>Échantillonnage et analyse de l'eau</i>	10
2.4.3	<i>Échantillonnage et analyse des sédiments</i>	12
2.5	Lentilles d'eau	13
2.5.1	<i>Culture des lentilles d'eau</i>	13
2.5.2	<i>Implantation de la lentille d'eau</i>	13
2.5.3	<i>Évaluation de la densité des lentilles et détermination de la biomasse</i>	13
2.5.3.1	<i>Évaluation de la densité des tapis de lentilles</i>	13
2.5.3.2	<i>Évaluation de la biomasse produite par les lentilles</i>	13
2.5.4	<i>Ajustements du dispositif expérimental et du protocole</i>	14
2.6	Pompage des sédiments	14
2.6.1	<i>Installation du sac Géotube</i>	14
2.6.2	<i>Préparation de la zone de pompage</i>	15
2.6.3	<i>Pompage des sédiments vers le sac Géotube</i>	15
2.7	Analyse des résultats	17
2.8	Contrôle de la qualité des résultats	17
<b>3</b>	<b>ÉTAT DE RÉFÉRENCE DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS</b>	<b>18</b>
3.1	Qualité de l'eau du lac Waterloo	18
3.2	Qualité de l'eau dans les mésocosmes	20
3.2.1	<i>Mesures in situ</i>	20
3.2.1.1	<i>Transparence</i>	20
3.2.1.2	<i>Température</i>	21
3.2.1.3	<i>Oxygène dissous</i>	21

## TABLE DES MATIÈRES

3.2.1.4	Potentiel d'oxydo-réduction .....	22
3.2.1.5	Matières en suspension.....	23
3.2.2	<i>Concentrations de nutriments</i> .....	23
3.2.2.1	Phosphore total.....	23
3.2.2.2	Phosphore dissous .....	25
3.2.2.3	Azote total.....	25
3.2.2.4	Carbone organique total .....	25
3.2.3	<i>Paramètres biologiques</i> .....	26
3.2.4	<i>Métaux</i> .....	27
3.3	Qualité des sédiments dans les mésocosmes.....	27
3.3.1	<i>Granulométrie</i> .....	27
3.3.2	<i>Qualité des sédiments</i> .....	29
<b>4</b>	<b>RÉSULTATS DE L'UTILISATION DE LA LENTILLE D'EAU.....</b>	<b>31</b>
4.1	Croissance et production des lentilles .....	31
4.2	Évolution de la densité du tapis de lentilles .....	32
4.3	Évolution des teneurs en nutriments.....	33
4.3.1	<i>Phosphore total dans les échantillons intégrés</i> .....	33
4.3.1.1	Comparaison statistique .....	33
4.3.1.2	Évolution des concentrations.....	34
4.3.2	<i>Phosphore total dans les échantillons du fond</i> .....	34
4.3.2.1	Comparaison statistique .....	34
4.3.2.2	Évolution des concentrations.....	36
4.3.3	<i>Phosphore dissous dans les échantillons intégrés de la zone photique</i> .....	38
4.3.3.1	Comparaison statistique .....	38
4.3.3.2	Évolution des concentrations.....	38
4.3.4	<i>Phosphore dissous dans les échantillons du fond</i> .....	38
4.3.4.1	Comparaison statistique .....	38
4.3.4.2	Évolution des concentrations.....	40
4.3.5	<i>Azotes total et ammoniacal</i> .....	42
4.3.6	<i>Carbone organique total dans les échantillons intégrés de la zone photique</i> .....	45
4.3.6.1	Comparaison statistique .....	45
4.3.6.2	Évolution des concentrations.....	45
4.3.7	<i>Carbone organique total dans les échantillons du fond</i> .....	47
4.3.7.1	Comparaison statistique .....	47
4.3.7.2	Évolution des concentrations.....	47
4.4	Paramètres mesurés <i>in situ</i> .....	49
4.4.1	<i>Profils physicochimiques</i> .....	50
4.4.2	<i>Matières en suspension</i> .....	50
4.4.2.1	Comparaison statistique .....	50
4.4.2.2	Évolution des concentrations.....	51
4.5	Paramètres biologiques .....	54

## TABLE DES MATIÈRES

4.5.1	Chlorophylle .....	54
4.5.2	Phycocyanine.....	54
4.6	Métaux .....	58
<b>5</b>	<b>RÉSULTATS DU POMPAGE DES SÉDIMENTS.....</b>	<b>60</b>
5.1	Qualité de l'eau rejetée du sac Géotube®.....	60
5.2	Évolution des teneurs en nutriments.....	62
5.2.1	<i>Phosphore total dans les échantillons intégrés</i> .....	62
5.2.1.1	Comparaison statistique .....	62
5.2.1.2	Évolution des concentrations.....	63
5.2.2	<i>Variation des concentrations de phosphore total dans les échantillons du fond</i> .....	63
5.2.2.1	Comparaison statistique .....	63
5.2.2.2	Évolution des concentrations.....	65
5.2.3	<i>Variation des concentrations de phosphore dissous dans les échantillons intégrés</i> .....	65
5.2.3.1	Comparaison statistique .....	65
5.2.3.2	Évolution des concentrations.....	67
5.2.4	<i>Variation des concentrations de phosphore dissous dans les échantillons du fond</i> .....	67
5.2.4.1	Évolution des concentrations.....	69
5.2.5	<i>Variation des concentrations d'azote total et d'azote ammoniacal</i> .....	69
5.2.5.1	Échantillons intégrés de la zone photique .....	69
5.2.5.2	Échantillons du fond .....	71
5.2.6	<i>Carbone organique total dans les échantillons de la zone photique</i> .....	72
5.2.6.1	Comparaison statistique .....	72
5.2.6.2	Évolution des concentrations.....	72
5.2.7	<i>Carbone organique total dans les échantillons du fond</i> .....	72
5.2.7.1	Comparaison statistique .....	72
5.2.7.2	Évolution des concentrations.....	72
5.2.8	<i>Matières en suspension</i> .....	75
5.3	Paramètres mesurés <i>in situ</i> .....	78
5.3.1	<i>Profils physicochimiques</i> .....	78
5.3.2	<i>Paramètres biologiques</i> .....	80
5.3.2.1	Chlorophylle.....	80
5.3.2.2	Phycocyanine .....	80
5.4	Métaux .....	83
5.5	Qualité des sédiments .....	84
<b>6</b>	<b>CONTRÔLE DE LA QUALITÉ.....</b>	<b>87</b>
6.1	Duplicata de laboratoire .....	87
6.2	Sonde multiparamètres.....	87
6.2.1	<i>Paramètres mesurés in situ</i> .....	87
6.2.2	<i>Sonde à chlorophylle</i> .....	88

## TABLE DES MATIÈRES

6.2.3	Sonde à phycocyanine.....	89
<b>7</b>	<b>ANALYSE ET DISCUSSION .....</b>	<b>90</b>
7.1	Influence de l'enclos.....	90
7.2	Utilisation de la lentille d'eau.....	93
7.3	Utilisation de la lentille et brassage des sédiments .....	96
7.4	Pompage des sédiments .....	98
7.5	Analyse de l'eau résiduelle du sac Géotube®.....	98
7.6	Application potentielle à l'échelle d'un lac .....	99
7.7	Poursuite du plan directeur de l'eau .....	100
<b>8</b>	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>102</b>
<b>9</b>	<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>105</b>

### Tableaux

Tableau 1	Comparaison de la composition de la lentille d'eau et du tourteau de canola.....	6
Tableau 2	Caractéristiques des paramètres mesurés <i>in situ</i> à la station de référence du lac Waterloo au début de l'expérimentation le 18 juin 2009 .....	18
Tableau 3	Résultats de l'analyse des échantillons d'eau à la station de référence du lac Waterloo, le 18 juin 2009 .....	19
Tableau 4	Mesures de la transparence (m) aux stations du lac Waterloo effectuées entre le 18 juin et le 14 octobre 2009 .....	21
Tableau 5	Paramètres de l'eau mesurés <i>in situ</i> au début de l'expérimentation le 18 juin 2009.....	22
Tableau 6	Variations des concentrations d'azote total et de carbone organique dissous mesurées dans les échantillons de la zone photique et du fond le 18 juin 2009, lac Waterloo .....	26
Tableau 7	Paramètres biologiques mesurés dans les stations au début de l'expérimentation le 18 juin 2009, lac Waterloo .....	27
Tableau 8	Composition granulométrique des sédiments au lac Waterloo, 18 juin 2009.....	29
Tableau 9	Variation de la granulométrie des sédiments à la station POM avant et après le pompage des sédiments dans le Géotube®.....	29
Tableau 10	Résultats de l'analyse chimique des sédiments au début de l'expérimentation le 18 juin 2009.....	30
Tableau 11	Évaluation de la production des lentilles d'eau aux stations LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	31
Tableau 12	Évaluation de la densité de lentilles et surface couverte par le tapis de lentilles aux stations LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre, lac Waterloo .....	33
Tableau 13	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons intégrés de la zone photique .....	34
Tableau 14	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons du fond .....	36
Tableau 15	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons intégrés de la zone photique .....	38

## TABLE DES MATIÈRES

Tableau 16	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons du fond .....	40
Tableau 17	Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	43
Tableau 18	Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	44
Tableau 19	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de COT aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons intégrés de la zone photique .....	45
Tableau 20	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne COT mesurée dans les échantillons du fond aux stations TEM, REF, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	47
Tableau 21	Concentrations moyennes des MES mesurées aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	51
Tableau 22	Concentrations moyennes de la phycocyanine mesurées aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	56
Tableau 23	Qualité de l'eau à la sortie du sac Géotube®.....	60
Tableau 24	Qualité de l'eau mesurée à la sortie du Géotube® et à l'intérieur de l'enceinte aménagée pour effectuer le pompage des sédiments le 16 juin 2009.....	61
Tableau 25	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF et POM pour les échantillons intégrés de la zone photique entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	63
Tableau 26	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF et POM mesurées dans les échantillons du fond entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	63
Tableau 27	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF et POM mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	65
Tableau 28	Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF et POM mesurés dans les échantillons du fond entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	67
Tableau 29	Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	69
Tableau 30	Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	71
Tableau 31	Résultats des analyses statistiques des concentrations moyennes des MES mesurées aux stations REF, TEM, et POM mesurées dans les échantillons de la zone photique et du fond entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	75
Tableau 32	Résultats des analyses statistiques de la comparaison des concentrations de phycocyanine mesurées aux stations du lac Waterloo entre le 18 juin et le 14 octobre 2009.....	81
Tableau 33	Comparaison des résultats des analyses entre les duplicatas et les échantillons correspondants .....	87
Tableau 34	Résultats de l'analyse <i>in situ</i> de la chlorophylle dans les blancs de terrain .....	88

## TABLE DES MATIÈRES

Tableau 35	Comparaison des valeurs de chlorophylle ( $\mu\text{g/L}$ ) mesurées <i>in situ</i> et les valeurs analysées en laboratoire.....	89
------------	--	----

### Figures

Figure 1	Illustration schématique d'un enclos limnologique .....	9
Figure 2	Concentrations de MES mesurées aux stations au début de l'expérimentation le 18 juin 2009.....	23
Figure 3	Concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons de la zone photique et du fond au début de l'expérimentation le 18 juin 2009, lac Waterloo .....	24
Figure 4	Concentrations des métaux mesurés dans les échantillons prélevés dans la zone photique et au dessus du fond au début de l'expérimentation le 18 juin 2009, lac Waterloo .....	28
Figure 5	Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	35
Figure 6	Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	37
Figure 7	Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 août 2009, lac Waterloo.....	39
Figure 8	Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	41
Figure 9	Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	46
Figure 10	Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	48
Figure 11	Variation des paramètres mesurés <i>in situ</i> aux stations REF, TEM, LEN, BRA et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	49
Figure 12	Variation des concentrations de matières en suspension mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	52
Figure 13	Variation des concentrations de matières en suspension mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	53
Figure 14	Variation des concentrations moyennes de la chlorophylle mesurées aux stations LEN, BRA, TEM et REF entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	55
Figure 15	Variation des concentrations moyennes de la phycocyanine mesurées aux stations LEN, BRA, TEM et REF entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	57
Figure 16	Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	64
Figure 17	Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	66



## TABLE DES MATIÈRES

Figure 18	Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	68
Figure 19	Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	70
Figure 20	Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique aux stations POM, REF et TEM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	73
Figure 21	Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons du fond aux stations POM, REF et TEM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	74
Figure 22	Variation des concentrations de MES mesurées aux stations REM, TEM et POM dans les échantillons de la zone photique entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	76
Figure 23	Variation des concentrations de MES mesurées dans les échantillons du fond aux stations REM, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	77
Figure 24	Variation des paramètres physicochimiques mesurés aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	79
Figure 25	Variation des concentrations de chlorophylle mesurées aux stations REM, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	81
Figure 26	Variation des concentrations de phycocyanine mesurées aux stations REM, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	82
Figure 27	Variation des concentrations de phosphore, d'azote et de carbone organique total mesurées dans les sédiments entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	84
Figure 28	Variation des concentrations de métaux mesurées dans les sédiments entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	85
Figure 29	Relation entre les mesures de la chlorophylle mesurée <i>in situ</i> et les analyses de la chlorophylle <i>a</i> en laboratoire.....	89
Figure 30	Comparaison entre la variation de la concentration de phosphore total avec la variation de la production de lentilles d'eau à la station LEN entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo.....	95
Figure 31	Comparaison entre la variation de la concentration de phosphore total avec la variation de la production de lentilles d'eau à la station BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo .....	97

## TABLE DES MATIÈRES

### **Annexe**

- Annexe 1 Photographies du montage d'un enclos limnologique
- Annexe 2 Aperçus de l'estacade, du filet anti-oiseau et des séparateurs
- Annexe 3 Fiche signalétique du polymère utiliser comme agent floculant dans le Géotube
- Annexe 4 Distribution des lentilles d'eau à la surface de l'eau dans les enclos des stations LEN et BRA
- Annexe 5 Détails des tests statistiques
- Annexe 6 Profils physicochimiques mesurés aux stations du lac Waterloo
- Annexe 7 Profils de la chlorophylle mesurés aux stations du lac Waterloo
- Annexe 8 Résultats de l'analyse de la phycocyanine
- Annexe 9 Résultats de l'analyse des métaux
- Annexe 10 Fiches de calibration des sondes YSI
- Annexe 11 Réalisations relatives à la gestion des cours d'eau
- Annexe 12 Réponses aux questions et commentaires du MDDEP

## Propriété et confidentialité

« Ce document est l'œuvre de Dessau et est protégé par la loi. Ce rapport est destiné exclusivement aux fins qui y sont mentionnées. Toute reproduction ou adaptation, partielle ou totale, est strictement prohibée sans avoir préalablement obtenu l'autorisation écrite de Dessau, de la municipalité de Waterloo et du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

Si des essais ont été effectués, les résultats de ces essais ne sont valides que pour l'échantillon décrit dans le présent rapport.

Les sous-traitants de Dessau qui auraient réalisé des travaux au chantier ou en laboratoire sont dûment qualifiés selon la procédure relative à l'approvisionnement de notre manuel qualité. Pour toute information complémentaire ou de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec votre chargé de projet. »

REGISTRE DES RÉVISIONS ET ÉMISSIONS		
No de révision	Date	Description de la modification et/ou de l'émission
0A	2010-03-25	Rapport préliminaire
00	2010-05-06	Rapport final
01	2010-12-23	Rapport final révisé
02	2011-04-11	Rapport final 2 <sup>ième</sup> révision

## ÉQUIPE DE RÉALISATION

### DESSAU Inc.

Directeur de projet	:	Christian Gagnon
Chargé de projet	:	Marcel Proulx
Collaborateurs	:	Éric Alain Guillaume Tremblay David Ouzilleau-Samson Chantale Langevin Guy Tardif Marie-Hélène Michaud Jean Lavoie Fabien Bolduc
Cartographie et géomatique	:	Johanne Boulanger Karine Fortier
Traitement de texte	:	Nathalie Loubier

### SIMO Inc.

Directeur	:	Bernard Depeyre
Conseiller scientifique	:	Jérôme Duguay
Aide technique	:	Daniel Simoneau Jonathan Drouin Guy Archambault Pierre Cloutier Sylvie Desgagnés Antoine Dumas-Martin

### Terratube Inc.

Chargé de projet	:	Jocelyn Douh�ret
Aide technique	:	René Couture Michel Tardif

## 1 INTRODUCTION

Le lac Waterloo est un lac eutrophe, d'une superficie de 1,337 km<sup>2</sup> drainant un bassin versant de 30,5 km<sup>2</sup>. C'est un lac de tête qui constitue la source de la rivière Yamaska-Nord. Environ 75% de la superficie de ce lac est située à l'intérieur des limites municipales de la ville de Waterloo, tandis que la portion restante (25%) est située à l'intérieur des limites municipales du Canton de Shefford. Outre ces deux municipalités, le bassin versant du lac Waterloo touche aussi la municipalité de Stukely-Sud. Le niveau du lac est régi par un barrage.

Il y a environ 150 ans, le lac Waterloo était un marais traversé par un cours d'eau (Dessau, 2008). À la suite de nombreux travaux de remblayage réalisés au fur et à mesure du développement urbain, le drainage de surface a été modifié, formant peu à peu le lac Waterloo. Puis, à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, un barrage fut construit, contribuant à la formation permanente du lac. Ce barrage a été rénové en 1975 afin de contrôler et stabiliser le niveau d'eau pour assurer la pratique d'activités récréatives sur ce plan d'eau. Cette structure a ainsi conféré au lac Waterloo son aspect actuel.

### 1.1 JUSTIFICATION

Depuis de nombreuses années, le lac Waterloo est aux prises avec une prolifération de cyanobactéries qui affecte la qualité de l'eau et limite l'utilisation de ce plan d'eau. La problématique des cyanobactéries cause des préjudices aux activités récréotouristiques régionales et par conséquent, à l'économie régionale. De plus, la présence de toxines produites par ces cyanobactéries représente un risque significatif pour la santé de la population. Enfin, la population régionale ne peut plus accéder au lac en période estivale à cause de la présence de ces algues bleu-vert.

Depuis plus de trente ans, plusieurs études de caractérisation du lac Waterloo ont été réalisées afin de cerner les causes liées à l'eutrophisation et à l'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries, et d'identifier les pistes de solutions à cette problématique. La principale conclusion tirée de ces études est que même s'il était possible de réduire les apports externes à zéro, la concentration de phosphore dans l'eau demeurerait élevée puisque la quantité de phosphore dans les sédiments est telle que le lac peut s'auto-suffire pendant des années (Dessau, 2008).

En effet, des études réalisées en 1975 et 1976 (Bourassa et Le Rouzès, 1980) ont démontré qu'à l'époque, la charge interne de phosphore pouvait varier entre 92 kg/an et 687 kg/an, selon l'ampleur de la zone en anoxie. Lorsque les équations de Nürnberg (2005) sont appliquées, la charge interne est alors estimée à 352 kg/an (Bolduc et Kedney, 2005). Ces auteurs estiment que la quantité totale de phosphore accumulé dans les sédiments serait de l'ordre de 340 tonnes (*Ibid*).

Selon l'évaluation du flux de phosphore réalisée par Piché (1998) la charge externe totale de phosphore est de 804,8 kg/an. Les apports naturels représentent 36% de cette valeur, soit 289,7 kg de phosphore par année.

Par ailleurs, selon l'étude de Carignan (2003), la capacité de support d'un lac en termes d'apport de phosphore serait équivalente à la quantité naturelle de phosphore provenant du bassin versant avec un ajout de 10%. Basée sur cette information, la capacité de support du lac Waterloo est estimée à 320 kg de phosphore par année.

Par conséquent, en éliminant complètement les apports externes de phosphore, ce qui est virtuellement impossible, la quantité de phosphore libérée par les sédiments (352 kg/an) serait déjà supérieure à la capacité de support du lac Waterloo. Le lac Waterloo se trouve donc dans une situation où il est devenu irrécupérable si les efforts sont uniquement menés sur le contrôle à la source des apports de phosphore.

Cependant, il est important de mentionner que le contrôle du phosphore à la source constitue une avenue obligatoire pour lutter contre l'eutrophisation d'un plan d'eau. Toutefois, dans la situation du lac Waterloo, nous considérons que cet effort serait insuffisant pour améliorer l'état du lac, et que des actions directes s'imposent afin de redonner le plus rapidement possible le plein usage de ce lac à la population de cette municipalité. Cet objectif ne peut être atteint qu'en intervenant à la fois sur les charges interne et externe, soit le phosphore accumulé dans les sédiments, parallèlement aux interventions visant le contrôle et la gestion des apports de phosphore provenant du bassin versant.

## 1.2 CONTEXTE DU PROJET PILOTE

À l'été 2008, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a sélectionné quatre projets expérimentaux dans le cadre d'un appel de propositions de projets pilotes pour la restauration de lacs eutrophes. Parmi ces projets, celui du projet pilote mettant à l'essai deux techniques potentielles visant à réduire, éliminer ou inactiver le phosphore déjà présent dans le lac Waterloo a été retenu. En effet, il est reconnu que le phosphore constitue le principal facteur limitant le développement des cyanobactéries. Dans le lac Waterloo, la concentration de phosphore dans l'eau est passée de 35 µg/L en 1998 à 45 µg/l en 2007 (Dessau, 2008).

Le lessivage des sols du bassin versant (charge externe) et le relargage du phosphore des sédiments (charge interne) lorsque des conditions anoxiques sont rencontrées à l'interface sédiments-eau représentent les deux principales sources de phosphore du lac. Ainsi, selon l'étude de Piché (1998), les apports externes de phosphore se répartissent comme suit :

- ▶ Apports naturels : 36%;
- ▶ Agriculture et élevage : 29%;
- ▶ Résidences isolées : 20%;

- ▶ Terrain de golf : 8%;
- ▶ Zone urbaine : 7%.

Le projet pilote proposé consiste à utiliser la lentille d'eau (*Lemna minor*) comme pompe à phosphore à l'intérieur d'un enclos limnologique, et aussi de vérifier l'efficacité d'un pompage des sédiments et leurs confinements dans un Géotube® aménagé en rive. L'objectif général de ce projet s'inscrit dans le cadre des objectifs fixés par le MDDEP, qui consistent à identifier et à développer des techniques de réhabilitation prometteuses pour certains plans d'eau du Québec, d'augmenter les connaissances sur leurs conditions d'application, et de servir de référence pour des projets similaires en termes de démarches, de balises et de processus.

### 1.3 BUTS ET OBJECTIFS

Les objectifs spécifiques de ce projet pilote sont les suivants :

- ▶ vérifier la capacité des lentilles d'eau à réduire la concentration de phosphore dans l'eau;
- ▶ vérifier si le pompage des sédiments chargés en phosphore et son confinement dans un Géotube® permettent de réduire la concentration de phosphore dans l'eau;
- ▶ documenter les impacts potentiels de ces techniques sur le lac;
- ▶ déterminer l'applicabilité de ces méthodes à l'ensemble de ce plan d'eau.

## 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 LOCALISATION DU SITE D'EXPÉRIMENTATION

Le projet pilote a été réalisé entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, dans une petite baie du lac Waterloo, près de la rue du Pré-Sec (Carte 1). Les coordonnées géographiques sont 45°20'16'' latitude nord et 72°30'59'' longitude ouest.

### 2.2 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

L'approche méthodologique qui a été adoptée est celle impliquant l'utilisation d'enclos limnologiques dans le lac Waterloo de façon à créer des mésocosmes à l'intérieur desquels seront appliquées les deux techniques de réhabilitation proposées, soit l'utilisation de la lentille d'eau (avec et sans brassage des sédiments) et le pompage des sédiments. Le principal avantage de cette approche est qu'il est plus facile de contrôler l'expérimentation à l'intérieur d'une enceinte restreinte tel que le mésocosme, plutôt que dans un lac entier qui représente un milieu très complexe soumis à de nombreuses influences environnementales et anthropiques. À cela, s'ajoute le fait que la réduction d'échelle entraîne une réduction des coûts de réalisation. De plus, cette approche réduit significativement les impacts environnementaux potentiels de ces techniques sur l'ensemble du plan d'eau. La section 2.3.1 décrit plus en détails le dispositif expérimental.

#### 2.2.1 Utilisation de la lentille d'eau

Les éléments qui justifient cette approche dans le cadre du présent projet pilote sont les suivants :

- ▶ ce type de traitement n'implique pas l'utilisation d'agents chimiques;
- ▶ la lentille d'eau est naturellement présente dans les lacs du Québec;
- ▶ cette technique est relativement simple et peu coûteuse à appliquer;
- ▶ la lentille d'eau est une méthode douce qui ne génère que peu d'impacts sur l'environnement;
- ▶ la biomasse produite accumule le phosphore présent dans le milieu et, par conséquent, le phosphore peut facilement être retirée du milieu aquatique;
- ▶ la biomasse produite possède un fort potentiel de valorisation agroalimentaire (compost, ingrédients alimentaires pour les animaux).



ESSAI DE DEUX TECHNIQUES  
DE RESTAURATION AU LAC WATERLOO  
PROJET PILOTE

Carte 1  
Localisation du dispositif expérimental

Installation

- ★ Station de référence
- Mésocosme
- ▭ Localisation du sac Géotube

Traitement

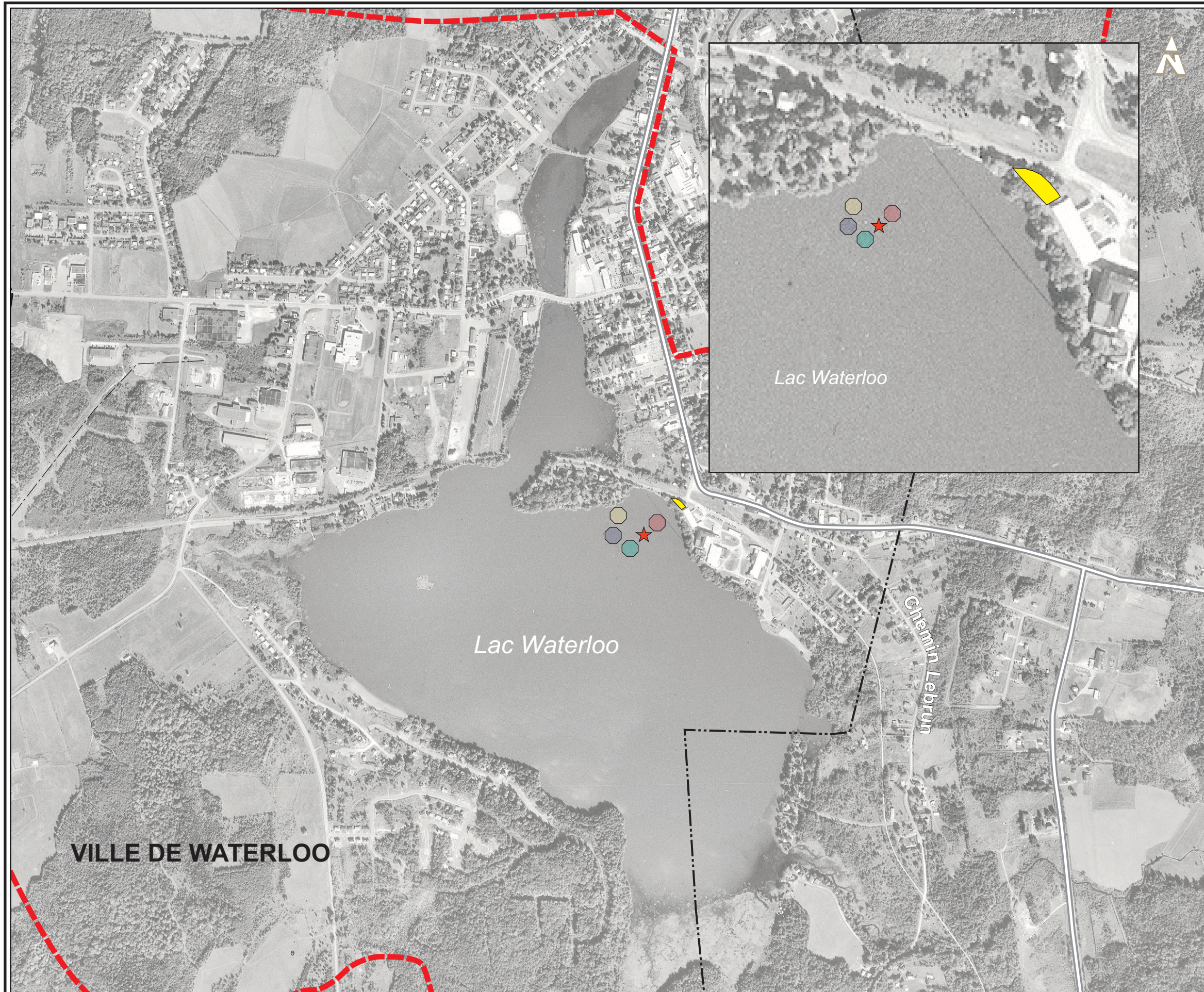
- Mésocosme témoin
- Traitement avec la lentille d'eau et brassage des sédiments
- Pompage des sédiments
- Traitement avec la lentille d'eau sans brassage des sédiments

Infrastructure

- Route principale
- - - Ligne d'énergie électrique

Limite

- Bassin versant
- - - Municipale



Source :  
Base : Orthophotos 00818044F08, 00818046F08,  
2000 © Gouvernement du Québec  
Recherche : Dessau

Date : Décembre 2010  
N/D : 129-P016882-0110

La lentille d'eau (*Lemna minor*) est une espèce végétale aquatique présente dans l'ensemble des plans d'eau du Québec. Elle est constituée à 95% d'eau, et sa masse sèche, soit environ 5% de sa masse humide, est constituée de 7% d'azote, 2% de phosphore et 4% de protéines (Bergeron et coll., 2004). Sa particularité tient du fait qu'elle est très productive et se reproduit très rapidement. Pour ce faire, la lentille d'eau utilise le phosphore en plus grande quantité que les autres plantes aquatiques. Au Québec, 1 m<sup>2</sup> de lentilles d'eau peut produire en moyenne 130 g par jour de masse humide, ce qui représente 6,5 g de masse sèche (Bergeron et coll., 2004). Par conséquent, 1 m<sup>2</sup> en culture peut enlever 0,1 g de phosphore par jour (*Ibid*). Les lentilles d'eau peuvent être retirées manuellement à l'aide d'une puise. Ce faisant, le phosphore est retiré du milieu aquatique.

Les lentilles d'eau présentent un fort potentiel de valorisation. En effet, les lentilles d'eau ont une bonne valeur nutritionnelle, et pourraient être utilisées comme ingrédients dans la fabrication d'aliments pour animaux d'élevage (Iqbal, 1999). Des essais réalisés au Pérou ont permis de démontrer que la lentille d'eau pouvait être substituée au soya et utilisée comme complément protéinique dans la préparation de moulées destinées à la volaille (Skillicorn et coll., 2009). La lentille d'eau est aussi utilisée dans l'alimentation de certains poissons élevés en pisciculture (carpe, tilapia) (Skillicorn et coll., 2009; Iqbal, 1999), ainsi qu'en application directe sur les terres ou après compostage (Iqbal, 1999).

Tel que présenté au tableau 1, la composition des lentilles d'eau se compare avantageusement avec celle du tourteau de Canola utilisé couramment dans l'alimentation des ruminants comme suppléments protéiques d'origine végétale, ce qui confirme le potentiel attendu de valorisation agroalimentaire des lentilles. À titre indicatif, le tourteau de Canola se détaille entre 250 \$ et 300 \$ la tonne métrique en vrac (85% à 90% de matières sèches).

Tableau 1 Comparaison de la composition de la lentille d'eau et du tourteau de canola

Paramètres analysés	Composition de la matière sèche	
	Lentilles d'eau	Tourteau de canola
Protéines brutes	34,0	37,8
NDF <sup>a</sup>	30,8	29,8
ADF <sup>b</sup>	22,4	20,5
ADL <sup>c</sup>	6,5	9,5
Gras	1,8	5,4

<sup>a</sup>NDF = Neutral Detergent Fibre; <sup>b</sup>ADF = Acid Detergent Fibre; <sup>c</sup>ADL = Acid Detergent Lignin  
Source: Bergeron et coll., 2004

La valorisation des lentilles récoltées sous forme de compost présente aussi un potentiel intéressant. Un mélange adéquat avec une source de carbone, du bran de scie par exemple, pourrait produire un compost de qualité AA selon la norme CAN/BNQ 0413-200/1997.

## 2.2.2 Utilisation de la lentille d'eau avec brassage des sédiments

La diffusion du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau en conditions anoxiques ne représente pas le seul mécanisme de relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Le brassage de l'eau et des sédiments ainsi que la bioturbation des organismes benthiques constituent également des mécanismes non négligeables qui favorisent le relargage du phosphore vers la colonne d'eau (Wassmann et Olli, 2004). À cela s'ajoute le brassage généré par les vents, les moteurs hors-bords, qui représentent aussi des facteurs importants qui doivent être considérés (Tang et coll., 1999). Ces éléments appuient la démarche impliquant l'utilisation d'un diffuseur pour brasser les sédiments à une des stations, et ainsi évaluer l'influence de ce paramètre sur la concentration de phosphore dans l'eau.

## 2.2.3 Pompage des sédiments

Cette approche a consisté à pomper les sédiments situés à l'intérieur de l'enclos et à les accumuler dans un Géotube® composé d'une membrane de polypropylène. Une pompe installée sur une petite barge a permis de pomper et de transférer les sédiments dans le Géotube® préalablement installé sur un site près de la berge (carte 1) par l'entremise d'un tuyau. Un polymère a été ajouté dans le Géotube® afin de séparer les solides de l'eau, d'agglomérer le phosphore particulaire, et de précipiter le phosphore dissous afin de former un floc qui demeure à l'intérieur du Géotube®. L'eau résiduelle est sortie par les micro-orifices de la membrane du Géotube® et est retournée dans le lac.

L'application de cette technique est justifiée d'une part par la caractérisation des sédiments réalisée par Bolduc et Kedney (2005) qui révèlent que les sédiments accumulés dans le lac Waterloo sont peu denses et contiennent une forte proportion d'eau (plus de 90%). Pour ce type de substrat, le pompage hydraulique s'avère plus efficace que le dragage puisqu'il limite la remise en suspension des sédiments. Le pompage des sédiments permettrait de réduire progressivement le volume de sédiment dans le lac et par la même occasion, de diminuer la charge interne de phosphore en retirant le phosphore lié aux particules sédimentaires. D'autre part, le confinement dans un Géotube® permet de déshydrater les sédiments à moindres frais, réduisant ainsi le volume à gérer et éventuellement, le coût de transport et de disposition.

## 2.3 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Quatre enclos limnologiques ont été installés dans le lac Waterloo, soit un enclos témoin (station TEM), un enclos impliquant l'utilisation de la lentille d'eau (station LEN), un troisième enclos impliquant l'utilisation de la lentille d'eau combinée à un brassage des sédiments (station BRA), et un quatrième enclos impliquant le pompage des sédiments (station POM) et son confinement dans un sac Géotube® aménagé en rive. La localisation des stations est illustrée à la carte 1.

Les enclos des stations TEM, BRA et LEN ont été installés le 8 juin 2009. L'enclos de la station POM a été installé le 12 juin, soit une journée après le pompage des sédiments. Les ajustements finaux réalisés à l'aide des plongeurs ont été effectués le 15 juin. Cela comprenait l'installation du

diffuseur à la station BRA, et l'enfouissement de la paroi des enclos à une profondeur d'environ 10 cm dans les sédiments.

Les premiers échantillons d'eau, ainsi que les sédiments ont été prélevés le 18 juin, soit près de 72 heures après l'installation des enclos afin de décrire l'état de référence avant le début du traitement expérimental. Par la suite, les lentilles ont été implantées dans les enclos des stations LEN et BRA.

Une station de référence (station REF), située à l'extérieur des enclos, a été ajoutée afin d'être en mesure de déterminer l'influence des enclos sur les conditions physicochimiques et la qualité de l'eau dans les mésocosmes. Les enclos ont été installés à une profondeur d'eau variant entre 2 et 2,5 mètres.

## 2.3.1 Description des enclos limnologiques

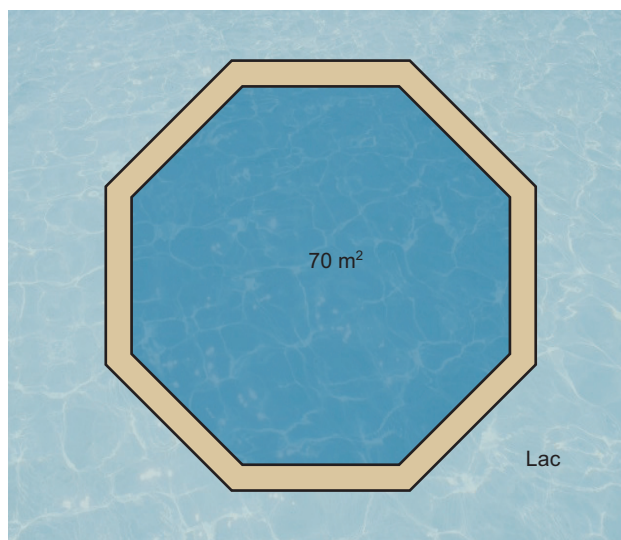
De forme octogonale, chacun des enclos occupe une surface d'environ 70 m<sup>2</sup> (5 m de rayon), et les parois ont une hauteur de trois mètres. Les enclos sont constitués de vinyle transparent laminé avec un maillage de fibres pour augmenter leur résistance. La partie supérieure est maintenue en surface à l'aide de morceaux de styromousse de 20 cm d'arête insérés à l'intérieur d'une gaine de vinyle, formant ainsi l'anneau de flottaison. La figure 1 illustre schématiquement les enclos qui ont été installés dans le lac Waterloo. L'annexe 1 illustre à l'aide de photographies quelques éléments d'un enclos limnologique en cours de montage.

La partie inférieure est maintenue au fond à l'aide de lests constitués de chaînes de fer attachées aux parois à l'aide d'attaches autobloquantes (tie-wrap). Chacun des enclos a été fixé à quatre blocs de béton afin de s'assurer qu'il ne se déplace pas pendant la durée des expérimentations. La profondeur du lac étant inférieure d'environ 50 cm à la hauteur des parois, il restait suffisamment de flexibilité pour permettre à la partie flottante de se déplacer sans compromettre l'intégrité du mésocosme, afin de le maintenir isolé du reste du lac.

L'installation des enclos a été effectuée à l'aide d'une équipe de techniciens à bord d'une embarcation et d'une équipe de plongeurs professionnels qui se sont assurés que la partie inférieure de l'enclos (incluant la chaîne d'ancrage) soit enfouie à une profondeur d'environ 10 cm sous les sédiments afin d'isoler le mieux possible l'intérieur du mésocosme du reste du lac.

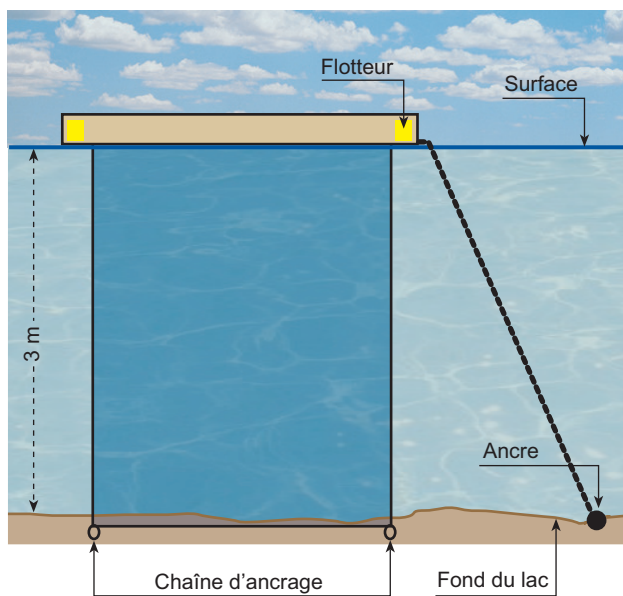
Le brassage des sédiments à la station BRA a été effectué à l'aide de l'un des diffuseurs d'air déjà en fonction dans le lac Waterloo. Ce diffuseur a été installé au centre de l'enclos de la station BRA avec les ouvertures vers le fond pour que l'air puisse brasser les sédiments en sortant des orifices. Le diffuseur était relié à un compresseur installé dans un cabanon aménagé en bordure du lac. Au début de l'expérimentation, le diffuseur fonctionnait 24 heures sur 24. Toutefois, après une semaine, il a été décidé de faire fonctionner le diffuseur uniquement une à deux heures par jour afin de réduire les turbulences en surface et de permettre la déposition des sédiments sur le fond.

## Vue aérienne



Enclos limnologique utilisé pour les traitements impliquant les lentilles d'eau, le pompage des sédiments et le site de référence.

## Vue de profil



ESSAI DE DEUX TECHNIQUES  
DE RESTAURATION AU LAC WATERLOO  
PROJET PILOTE

Figure 1  
Illustration schématique  
d'un enclos limnologique

## 2.3.2 Station témoin et station de référence

La station témoin (TEM) consistait à l'installation d'un enclos à l'intérieur duquel aucun traitement n'a été appliqué.

Afin de vérifier si la qualité de l'eau est influencée par la présence de l'enclos lui-même, un suivi *in situ* de certains paramètres physicochimiques et des concentrations des principaux nutriments dans le lac a été effectué à une station de référence (REF). Ainsi, des échantillons d'eau (intégration de la colonne d'eau) et de sédiments ont été prélevés à la station de référence en même temps qu'aux autres stations. Les paramètres analysés ont été exactement les mêmes qu'aux autres sites expérimentaux. Cette station de référence était localisée entre la station témoin (TEM) et la station LEN contenant des lentilles d'eau mais sans brassage des sédiments (LEN) (carte 1).

## 2.4 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

### 2.4.1 Profils physicochimiques, transparences et mesures *in situ* de la chlorophylle et de la phycocyanine

La transparence de l'eau a été mesurée à chaque semaine à l'aide d'un disque de Secchi à chacune des stations. Pour ce faire, le disque a été immergé, et la profondeur à laquelle il a disparu a été notée. Puis, en le remontant, la profondeur à laquelle le disque est réapparu a aussi été notée. La moyenne des deux profondeurs constituait la mesure de la transparence de l'eau.

À chacun des sites expérimentaux, les profils de certains paramètres physicochimiques de l'eau ont été réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres YSI (modèle 556-MPS). Les paramètres physicochimiques qui ont été mesurés sont la profondeur, la température, le pH, l'oxygène dissous, le potentiel d'oxydo-réduction et la conductivité.

Par ailleurs, la chlorophylle totale et la phycocyanine, un pigment présent chez les cyanobactéries vivant en eau douce, les rhodophytes (algues rouges) et les cryptophytes ont été mesurés *in situ* à l'aide d'une sonde YSI multi-paramètres (modèle 650-MDS).

Les mesures de chlorophylle et de phycocyanine ont été effectuées simultanément avec les mesures physicochimiques. Ainsi, les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine ont été mesurées à tous les 50 cm à partir de la surface pour obtenir un profil de distribution dans la colonne d'eau. Il est important de noter que pour la mesure de la phycocyanine, la valeur rapportée par la sonde multi-paramètres s'exprime en nombre de cellules de cyanobactéries par ml.

### 2.4.2 Échantillonnage et analyse de l'eau

Deux échantillons d'eau ont été prélevés à chacune des stations et ce, à une fréquence d'une fois toutes les deux semaines, soit un échantillon intégrant la zone photique et un échantillon ponctuel

prélevé à environ 30 cm au-dessus du fond. Au total, 90 échantillons d'eau ont été prélevés au cours de la durée du projet (18 juin au 14 octobre 2009).

L'échantillon qui intègre la zone photique a été prélevé à l'aide d'un tube intégrateur (tygon) lesté et muni d'une valve unidirectionnelle à bille (Waterra) (photo 1). Pendant le pompage, l'eau a été transférée dans un contenant flexible de 20 L pour être homogénéisée, puis transférée à nouveau dans les flacons d'analyse préparés par le laboratoire retenu pour les analyses chimiques. Les flacons ont été conservés à 4°C dans des glacières avec de la glace et ont été acheminés au laboratoire dans un délai de 24 heures afin de s'assurer du respect des conditions et des délais d'analyses.

L'échantillon ponctuel a été prélevé au-dessus des sédiments à l'aide d'un échantillonneur Van Dorn (photo 2). L'eau a été transférée directement dans les flacons fournis par le laboratoire d'analyse à partir de l'échantillonneur.

Un échantillon d'eau supplémentaire a été prélevé le 11 juin dans le bassin aménagé pour recueillir l'eau qui sortait du Géotube® pendant le pompage des sédiments le 11 juin. Cet échantillon a été transmis par la suite au laboratoire d'analyse selon la méthode décrite précédemment.



Photo 1 Échantillonneur intégré utilisé dans le cadre du projet pilote

Les paramètres analysés ont été les suivants : le phosphore total, le phosphore dissous, l' $\alpha$ -phosphate, les métaux (Al, As, Fe, Cd, Ca, Cu, Mg, Ni, K, Na, Pb, Zn), l'azote ammoniacal, l'azote total, les matières en suspensions (MES) et le carbone organique total (COT). Les analyses ont été réalisées par le laboratoire Exova, à l'exception du phosphore total et du phosphore dissous qui ont été analysés par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CÉAEQ).

Le laboratoire Exova est certifié par le MDDEP pour les analyses réalisées dans le cadre de ce projet pilote.

Dû à la présence de métaux lourds dans les sédiments (Bolduc et Kedney, 2005), le MDDEP était préoccupé par la possibilité d'une remise en circulation de ces contaminants par le brassage des sédiments à la station BRA et le pompage à la station POM. Dans ce contexte, il est important de décrire les effets potentiels pouvant être générés par le brassage et le pompage des sédiments sur les concentrations de métaux lourds dans l'eau. Cet élément justifie l'analyse des métaux lourds dans l'eau et les sédiments.



Photo 2 Échantillonneur Van Dorn utilisé dans le cadre du projet pilote

### 2.4.3 Échantillonnage et analyse des sédiments

Les sédiments ont été prélevés à l'intérieur des enclos à toutes les stations une fois au début (15 juin) et une deuxième fois à la fin du projet (15 octobre). À la station POM, un échantillon supplémentaire a été prélevé le 6 juin avant le pompage des sédiments vers le sac Géotube® afin de documenter les changements apportés par le pompage sur la qualité des sédiments. Au total, 9 échantillons de sédiments ont été prélevés pour être analysés en laboratoire.

Les sédiments ont été prélevés directement dans les flacons du laboratoire par une équipe de plongeurs. À l'instar de l'eau, les sédiments ont été transférés dans les flacons d'échantillonnage pour être analysés au laboratoire Exova. Les échantillons de sédiments ont été conservés à 4°C dans des glacières avec de la glace et acheminés vers le laboratoire dans un délai variant entre 24 et 48 heures.



Les paramètres analysés ont été le phosphore total, l'azote total, les métaux (Al, As, Fe, Cd, Ca, Cu, Ni, K, Pb, Zn) et le COT. Une analyse granulométrique et sédimentologique a aussi été réalisée sur les quatre échantillons de sédiments prélevés au début de l'expérimentation à l'intérieur des enclos de chaque station. Il est à noter que le phosphore a été analysé au CEAEQ.

## 2.5 LENTILLES D'EAU

### 2.5.1 Culture des lentilles d'eau

Afin de s'assurer d'avoir suffisamment de lentilles d'eau au début de l'expérimentation, les lentilles d'eau ont été préalablement cultivées par une entreprise horticole. Ainsi, 64 kg (141 lbs) de lentilles d'eau ont été produits dans des bassins intérieurs avant le début de l'expérimentation.

### 2.5.2 Implantation de la lentille d'eau

Après une période minimale de 48 heures de stabilisation des conditions physicochimiques à l'intérieur des enclos, les lentilles d'eau ont été implantées aux stations LEN et BRA directement à partir des sacs de transport fournis par l'entreprise horticole qui était responsable de sa culture. Ainsi, 32 kg de lentilles ont été déposés aux stations LEN et BRA le 18 juin 2009.

Une fois implantées dans les enclos, aucune intervention n'a été réalisée sur les lentilles, à l'exception d'un suivi hebdomadaire de leurs croissances et de leurs conditions.

### 2.5.3 Évaluation de la densité des lentilles et détermination de la biomasse

#### 2.5.3.1 Évaluation de la densité des tapis de lentilles

L'évaluation de la biomasse produite par les lentilles a été déterminée à l'aide d'un gabarit formé d'une puce de surface connue (750 cm<sup>2</sup> ou 0,075 m<sup>2</sup>) attachée à l'extrémité d'une perche qui était immergée et maintenue sous la surface de l'eau pendant quelques minutes, le temps nécessaire pour que les lentilles d'eau puissent se distribuer à nouveau uniformément à la surface. Puis, tranquillement, la puce était ramenée à la surface. Les lentilles d'eau récupérées à l'intérieur de la puce ont été pesées au gramme près, et une biomasse par m<sup>2</sup> a été calculée.

#### 2.5.3.2 Évaluation de la biomasse produite par les lentilles

La distribution inégale des lentilles à la surface de l'eau dans les enclos compliquait l'évaluation de la croissance de cette plante aquatique par cette méthode, car il était difficile d'évaluer la surface couverte par les lentilles. En effet, celle-ci ayant été évaluée visuellement, il n'était donc pas possible d'utiliser la surface couverte par les lentilles pour évaluer leurs croissances dans les enclos. De plus, les lentilles n'étant pas distribuées uniformément, il était difficile de réaliser un échantillonnage représentatif de la densité présente à l'intérieur de l'enclos. Cette difficulté a été contournée en utilisant un cadre flottant de 1 m<sup>2</sup> à l'intérieur duquel 200 g de lentilles était déposé chaque semaine. La semaine suivante, toutes les lentilles présentes à l'intérieur de ce cadre étaient pesées à nouveau, et la différence représentait la production par m<sup>2</sup>. Puis, 200 g de

lentilles était déposé à nouveau dans le cadre. Le reste était remis à l'intérieur de l'enclos mais à l'extérieur du cadre flottant.

Avant de peser les lentilles d'eau, celles-ci ont été transférées dans une passoire et égouttées (cinq coups maximum), puis laissées au repos à l'ombre et à l'abri du vent pendant dix minutes. Cette procédure avait pour objectif de standardiser la mesure de la biomasse puisque l'évaporation de l'eau peut avoir une influence significative sur celle-ci. Par la suite, les lentilles ont été pesées sur une balance électronique. Nous étions ainsi en mesure d'avoir une production de lentille par mètre carré.

## 2.5.4 Ajustements du dispositif expérimental et du protocole

Au début du mois de juillet, des ajustements techniques ont été apportés au dispositif expérimental ainsi qu'au protocole afin de favoriser le développement et l'augmentation de la biomasse des lentilles dans les enclos. La présence de fèces sur les anneaux de flottaison laissait croire que des oiseaux pouvaient consommer des lentilles. De plus, les vents dominants du sud ainsi que les vagues ne permettaient pas aux lentilles de se répartir sur toute la surface de l'eau dans les enclos. Au contraire, celles-ci étaient entassées près des parois.

Afin de résoudre ces problèmes, un filet anti-oiseau a été installé au-dessus des flotteurs des enclos aux stations LEN et BRA afin de limiter l'accès aux oiseaux aquatiques. Puis une estacade a été aménagée entre les stations et la zone littorale afin de les protéger du vent et des vagues.

La surface de l'eau à l'intérieur des enclos des stations LEN et BRA a également été divisée en quatre cadrans afin de faciliter la répartition des lentilles d'eau sur une plus grande surface. Par la suite, le tapis de lentilles a été réparti de façon égale à l'intérieur de ces cadrans.

Finalement, afin de bénéficier plus rapidement d'une plus grande biomasse, des nouvelles lentilles ont été ajoutées à l'intérieur de chacun des enclos aux stations LEN et BRA. L'objectif de cette action était d'obtenir un tapis de plus grande dimension à la surface de l'eau afin d'augmenter leur cohésion et ainsi, de mieux résister à l'effet du vent et des vagues.

L'annexe 2 présente les photographies du filet et des estacades qui ont été installés, ainsi que des structures installées dans les enclos pour séparer la surface en quatre cadrans.

## 2.6 POMPAGE DES SÉDIMENTS

### 2.6.1 Installation du sac Géotube

Le sac Géotube® a été installé sur un lit de drainage constitué d'une géomembrane déposée sur un lit de sable au bout duquel un bassin de rétention a été aménagé. Ce bassin avait pour objectif de ralentir l'écoulement de l'eau qui devait s'échapper par les micro-orifices du sac, afin de favoriser la déposition des matières en suspension (MES) avant qu'elles n'atteignent le lac. À partir de ce bassin, un canal de rejet a été aménagé jusqu'au lac afin de permettre à l'eau

résiduelle de s'écouler vers ce dernier. Les parois de ce canal ont été recouvertes d'une géomembrane afin de ne pas favoriser l'entraînement de MES vers le lac.

## 2.6.2 Préparation de la zone de pompage

Le pompage des sédiments a dû être réalisé avant l'installation de l'enclos à cette station, car l'enclos constituait un obstacle aux opérations de pompage. Une surface de 225 m<sup>2</sup> (15 m X 15 m), soit une surface près de trois fois supérieure à celle occupée par l'enclos, a été préalablement délimitée à l'aide de bouées.

## 2.6.3 Pompage des sédiments vers le sac Géotube

Les sédiments à l'intérieur de ce périmètre ont été pompés par la suite dans le sac Géotube® à l'aide d'une pompe électrique submersible dirigée à partir d'une petite barge (photo 3). Cette activité a été réalisée le 11 juin 2009.



Photo 3 Équipements utilisés pour pomper les sédiments du lac Waterloo vers le Géotube®.

Avant l'arrivée dans le sac Géotube®, les sédiments ont été conditionnés à l'aide d'un polymère de grade alimentaire dont la fiche signalétique est présentée à l'annexe 3. Il est important de mentionner que le polymère n'a pas été ajouté directement à l'eau, mais plutôt à une étape qui précède l'entreposage des sédiments dans le Géotube® (photo 4).

Le mélange boues-polymères est passé par une chambre de mélange (chicanes de tuyaux de 10 cm de diamètre) afin que les sédiments flocculent. Les propriétés semi-perméables de la membrane faisaient en sorte que le floc était retenu à l'intérieur du sac tandis que l'eau pouvait s'échapper à l'extérieur (photo 5). Cet excès d'eau s'accumulait par la suite dans un petit bassin de rétention afin

de favoriser la précipitation des MES encore présents dans l'eau. Par la suite, l'eau résiduelle retournait au lac par gravité.



Photo 4 Équipement utilisé pour la préparation du polymère



Photo 5 Sac Géotube® et exemple du floc obtenu par la polymérisation

Le volume de sédiments pompés a été estimé à  $225 \text{ m}^3$ , soit une superficie de  $225 \text{ m}^2$  sur une profondeur de un mètre.

Une fois que le pompage est terminé, l'enclos a été installé par les plongeurs au centre de la surface qui a été pompée.

L'échantillonnage de l'eau qui sortait du Géotube® n'a été effectué qu'à une seule reprise puisque l'eau a cessé de s'écouler du sac Géotube® environ 24 heures après la fin des activités de pompage des sédiments. L'eau a été échantillonnée directement dans les flacons fournis par le

laboratoire Exova dans le bassin de rétention aménagé près du sac Géotube®, avant que l'eau ne soit rejetée dans le lac Waterloo. Les flacons ont été transmis au laboratoire d'analyse Exova à l'intérieur d'un délai de 24 heures.

## 2.7 ANALYSE DES RÉSULTATS

Les variations de concentration de phosphore total et de phosphore dissous entre les stations ont été comparées à l'aide d'une analyse de variance pour des mesures répétitives (Repeated Testing of the Same Individuals). Ce test statistique s'applique lorsqu'il faut vérifier les effets d'un traitement appliqué sur un paramètre ou un groupe de paramètres (Sokal et Rohlf, 1981). Ce type d'analyse statistique a déjà été appliqué dans le cadre d'une expérimentation similaire réalisée dans trois lacs en Alberta (Lam et Prepas, 1997).

## 2.8 CONTRÔLE DE LA QUALITÉ DES RÉSULTATS

Un programme de contrôle de la qualité a été appliqué afin de vérifier la fiabilité des méthodes d'échantillonnage et des résultats analytiques obtenus. Ce programme comprend l'analyse d'échantillons de contrôle constitués sur le terrain (duplicatas), ainsi que le contrôle de la qualité interne du laboratoire Exova, qui a été retenu pour effectuer les analyses. Les duplicatas ont été prélevés en même temps que les échantillons réguliers.

L'exactitude des sondes servant à mesurer les paramètres *in situ* (température, pH, oxygène dissous, conductivité et potentiel d'oxydo-réduction) a été vérifiée avant chacune des campagnes d'échantillonnage. Lorsque nécessaire, les sondes étaient calibrées conformément à la méthodologie du fabricant avec des solutions étalons.

La sonde servant à mesurer la phycocyanine a été calibrée au laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CÉAEQ). L'exactitude de la sonde a été vérifiée au mois d'août à l'aide d'une solution de rhodamine fournie par le CÉAEQ, conformément au protocole suggéré par cet organisme.

Il n'y a pas de solution étalon pour calibrer la chlorophylle puisque ce pigment se dégrade rapidement. L'exactitude de la sonde à chlorophylle a été évaluée de deux façons :

- ▶ en mesurant des blancs de terrain composés essentiellement d'eau distillée afin d'évaluer le « zéro » de la sonde;
- ▶ en mesurant des échantillons intégrés de la zone photique *in situ* et en laboratoire.

Il est important de mentionner que les échantillons d'eau destinés à l'analyse de la chlorophylle étaient transmis au laboratoire à l'intérieur d'un délai de 24 heures au laboratoire. De plus, les échantillons étaient enveloppés de papier d'aluminium afin d'éviter l'exposition à la lumière, et de prévenir la dégradation de la chlorophylle. De cette manière, toutes les conditions d'analyse en laboratoire ont été respectées.

## 3 ÉTAT DE RÉFÉRENCE DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS

### 3.1 QUALITÉ DE L'EAU DU LAC WATERLOO

Le tableau 2 présente les données mesurées *in situ* à la station de référence du lac Waterloo au début de l'expérimentation, le 18 juin 2009. Les principales caractéristiques du lac Waterloo étaient les suivantes :

- ▶ une faible transparence de l'eau (1,2 mètre);
- ▶ la température de l'eau en surface était de 21,3°C, et ne diminuait que légèrement de la surface jusqu'au fond (19,7 °C);
- ▶ la concentration d'oxygène dissous était élevée (7,7 mg/L) en surface, et était relativement constante dans toute la colonne d'eau (7,6 mg/L au fond);
- ▶ le pH de l'eau était de 9,5 en surface, et demeurait constant tout au long de la colonne d'eau, sauf à quelques centimètres au dessus du fond où une diminution du pH était observée (8,5);
- ▶ une conductivité constante tout au long de la colonne d'eau (108 µS/cm);
- ▶ un potentiel d'oxydo-réduction de 91,6 mV en surface qui diminue quelque peu à une valeur de 83,3 mV avant de remonter à 94,9 mV au-dessus du fond;
- ▶ une concentration de chlorophylle totale de 9,1 mg/L en surface qui diminue progressivement le long de la colonne d'eau pour atteindre 5,1 mg/L près du fond;
- ▶ une concentration de phycocyanine s'établissant à 50 200 cellules/ml en surface, affichant une diminution entre la surface et le fond (11 400 cell/ml au fond).

Tableau 2 Caractéristiques des paramètres mesurés *in situ* à la station de référence du lac Waterloo au début de l'expérimentation le 18 juin 2009

Profondeur (m)	Température (°C)	Oxygène dissous (mg/L)	pH	Conductivité (µS/cm)	Potentiel d'oxydo-réduction (mV)	Phycocyanine (cell/ml)	Chlorophylle (mg/l)
SURFACE	21,3	7,7	9,5	108	91,6	50 200	9,1
0,5	21,2	7,3	9,4	108	88,5	40 000	8,1
1,0	21,2	7,7	9,5	108	83,7	41 400	8,6
1,5	21,1	7,6	9,4	108	83,3	28 200	6,8
2,0	19,7	7,6	8,5	108	94,9	11 400	5,1

Au début de l'expérimentation, une importante fleur d'eau de cyanobactérie a été observée sur le lac dans la baie où les stations étaient localisées. Après quelques jours, cette fleur d'eau a diminué en intensité et était disparue une semaine plus tard.

Les résultats des analyses des échantillons intégrés de la zone photique et des échantillons prélevés au-dessus du fond du lac sont présentés au tableau 3. L'examen des résultats montre qu'au début de l'expérimentation, l'eau du lac Waterloo est riche en phosphore total, mais relativement pauvre en phosphore dissous et en azote total. Les concentrations de matières en suspension (MES) sont peu élevées. Des métaux sont présents à des concentrations ne dépassant pas les critères du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) ni ceux du MDDEP pour la protection de la vie aquatique (effet chronique et toxicité aiguë).

Tableau 3 Résultats de l'analyse des échantillons d'eau à la station de référence du lac Waterloo, le 18 juin 2009

Paramètre	Échantillon intégré	Échantillon du fond
Phosphore total (µg/L)	57	52
Phosphore dissous (µg/L)	12	7,8
Azote total (mg/L)	0,6	0,5
Carbone organique total (mg/L)	7	6
Matières en suspension (mg/L)	10	9
<b>Métaux</b>		
Aluminium (mg/L)	0,04	0,05
Calcium (mg/L)	14	14
Fer (mg/L)	0,17	0,22
Magnésium (mg/L)	2,3	2,3
Potassium (mg/L)	0,8	0,8
Sodium (mg/L)	9,3	9,4

Note : Les paramètres dont les concentrations sont inférieures aux limites de détection du laboratoire ne sont pas présentés.

Les concentrations de phosphore total analysées dans la zone photique et au-dessus du fond sont respectivement de 57 µg/L et 52 µg/L. Ces valeurs sont nettement supérieures à la valeur recommandée par le MDDEP pour la protection de la vie aquatique (effet chronique : 20 µg/L). Ce critère a été retenu puisque la concentration naturelle en phosphore pour le lac Waterloo n'est pas connue. Dans ce contexte, nous avons considéré que la concentration naturelle de phosphore est située entre 10 µg/L et 20 µg/L puisque le lac Waterloo n'est pas un lac oligotrophe. Dans cette situation, la concentration de phosphore ne doit pas augmenter de plus de 50% de la concentration naturelle sans dépasser 20 µg/L.

Pour leurs parts, les concentrations de phosphore dissous sont moins élevées, ayant respectivement des teneurs de 12 µg/L et 7,8 µg/L respectivement.

Les concentrations de phosphore total mesurées à la station de référence permettent de confirmer que le lac Waterloo se trouve dans un état d'eutrophisation avancé.

Parmi les métaux qui ont été analysés, le calcium représente l'élément le plus important avec des concentrations de 14 mg/L dans les échantillons intégrés et ceux du fond, suivi du sodium (9,3

mg/L) et du magnésium (2,3 mg/L) dans les échantillons intégrés et les échantillons du fond. Pour leurs parts, l'aluminium et le fer ont été détectés et ce, à des faibles concentrations dans les échantillons de la zone photique et ceux du fond (tableau 3).

## 3.2 QUALITÉ DE L'EAU DANS LES MÉSOCOSMES

L'examen de l'ensemble des paramètres mesurés *in situ* et des paramètres chimiques analysés aux stations montre que la station TEM semble être différente des autres stations. En effet, selon les mesures réalisées *in situ*, les conditions physicochimiques mesurées à la station TEM se caractérisent par :

- ▶ une concentration plus faible d'oxygène dissous;
- ▶ un pH plus faible;
- ▶ une conductivité légèrement plus faible;
- ▶ un potentiel d'oxydo-réduction plus élevé;
- ▶ des concentrations en chlorophylle et en phycocyanine nettement plus faibles.

De plus, les analyses en laboratoire montrent que la concentration en phosphore dissous y est plus élevée qu'aux autres stations, et que les MES sont en moins grande concentration. Ces mêmes éléments sont comparables entre les autres stations.

Par ailleurs, les concentrations en métaux, en azote total, en COT et en phosphore dissous sont comparables entre les stations REF, LEN, BRA et POM alors que les concentrations en phosphore total et en MES affichent beaucoup plus de variation inter-stations. Les sections suivantes décrivent plus en détail les résultats des analyses en laboratoire des échantillons prélevés au début de l'expérimentation.

### 3.2.1 Mesures *in situ*

#### 3.2.1.1 *Transparence*

La transparence de l'eau est très faible et varie peu entre les stations (tableau 4). Étant supérieure à 1 m au mois de juin, la transparence n'était plus que de 0,5 m en moyenne à la mi-octobre. Il est à noter qu'à partir de la mi-septembre, la transparence de l'eau était nulle si le film de cyanobactéries présent en surface n'était pas enlevé. Il est par ailleurs intéressant de constater qu'entre le 30 juillet et le 3 septembre, la transparence de l'eau était plus élevée à la station POM. Ces valeurs de la transparence traduisent une eau très trouble due à la présence d'algues et de plancton, ce qui est typique d'un lac très productif. En se basant sur ces valeurs, le lac Waterloo serait considéré comme étant eutrophe à hyper-eutrophe (MDDEP, 2008).



## 3.2.1.2 Température

Au début de l'expérimentation, les températures de l'eau étaient comparables entre les stations (tableau 5). Elles oscillaient entre 21,3°C et 19,8°C, et aucune stratification thermique n'était observable.

Tableau 4 Mesures de la transparence (m) aux stations du lac Waterloo effectuées entre le 18 juin et le 14 octobre 2009

DATE	STATIONS				
	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18 juin	1,2	1,1	1,2	1,2	1,1
26 juin	1,1	1,1	1,1	1,2	1,1
2 juillet	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
9 juillet	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
15 juillet	0,75	1,0	1,0	1,0	1,0
25 juillet	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
30 juillet	1,25	1,5	0,75	0,75	1,5
13 août	1,0	1,0	1,0	0,8	1,35
20 août	0,8	0,6	0,6	0,75	1,4
27 août	0,6	0,45	0,6	0,6	1,1
3 septembre	1,0	0,75	0,9	0,9	1,2
10 septembre	0,6	0,6	0,5	0,5	0,25*
24 septembre	0,4*	0,5*	0,4*	0,4*8	0,4*
14 octobre	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6

\*La transparence indiquée a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi après avoir enlevé la pellicule de surface des cyanobactéries.

## 3.2.1.3 Oxygène dissous

La station témoin (TEM) se distingue par une concentration d'oxygène plus faible (3,7 mg/L à 6,8 mg/L) et par un pH légèrement plus acide (7,3 à 8,4) que dans les autres stations et la station de référence (tableau 5). Les profils et les valeurs mesurées pour ces deux paramètres sont comparables entre les autres stations (LEN, BRA et POM) ainsi qu'à la station de référence.

Tableau 5 Paramètres de l'eau mesurés *in situ* au début de l'expérimentation le 18 juin 2009

Profondeur (m)	REF	TEM	LEN	BRA	POM
Température (°C)					
Surface	21,3	21,3	21,3	21,2	21,3
0,5	21,2	21,2	21,1	21,2	21,3
1,0	21,2	21,2	21,0	21,2	21,3
1,5	21,1	21,2	21,0	21,1	21,1
2,0	19,7	19,8	20,1	20,5	20,4
Oxygène dissous (mg/L)					
Surface	7,7	6,8	7,8	7,1	7,6
0,5	7,3	6,4	7,7	7,0	7,6
1,0	7,7	6,1	7,6	6,8	6,8
1,5	7,6	5,5	7,0	5,6	5,8
2,0	7,6	3,7	6,0	5,0	5,4
pH					
Surface	9,5	8,4	9,5	9,4	9,4
0,5	9,4	8,4	9,5	9,4	9,4
1,0	9,5	8,4	9,5	9,4	9,4
1,5	9,4	8,3	9,3	9,3	9,2
2,0	8,5	7,3	8,6	8,7	8,3
Conductivité (µS/cm)					
Surface	108,3	106,2	107,6	107,6	108,0
0,5	108,1	106,2	107,5	107,6	108,2
1,0	108,1	106,3	107,6	107,6	108,1
1,5	107,9	106,3	107,0	107,3	108,6
2,0	106,9	108,7	106,4	106,7	110,1
Potentiel d'oxydo-réduction (mV)					
Surface	91,6	169,0	53,0	43,7	23,9
0,5	88,5	153,8	52,0	42,8	30,4
1,0	83,7	150,1	51,1	42,4	36,4
1,5	83,3	147,0	53,9	46,3	44,0
2,0	94,9	62,0	61,7	63,1	66,1

### 3.2.1.4 Potentiel d'oxydo-réduction

Le potentiel d'oxydo-réduction et sa distribution dans la colonne d'eau sont différents entre les stations (tableau 5). Les valeurs les plus élevées sont mesurées à la station témoin, où celles-ci

se distribuent entre 169,0 mV à la surface et 62, mV près du fond. À l’opposé, la station POM est celle où les valeurs du potentiel d’oxydo-réduction sont les plus faibles et, contrairement à la station TEM. De plus, elles affichent une augmentation de la surface (23,9 mV) jusqu’au fond (66,1 mV).

### 3.2.1.5 *Matières en suspension*

Les concentrations de MES mesurées dans les échantillons intégrés sont comparables entre les stations (figure 2), si l’on considère que 2 mg/L seulement sépare la concentration minimale (10 mg/L observées aux stations REF et BRA) de la concentration maximale (12 mg/L observée à la station POM).

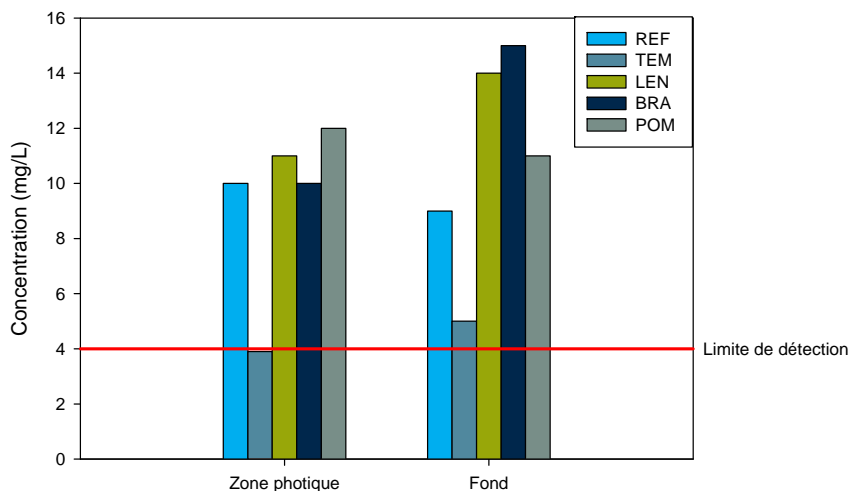


Figure 2 Concentrations de MES mesurées aux stations au début de l’expérimentation le 18 juin 2009

Pour les échantillons du fond, l’examen des résultats montre qu’il est possible de séparer les stations en trois groupes selon leurs teneurs en MES (figure 2), soit les stations LEN et BRA qui recèlent les teneurs en MES les plus élevés (14 mg/L et 15 mg/L respectivement), les stations REF et POM pour lesquelles des concentrations respectives de 9 mg/L et 11 mg/L ont été mesurées, et la station TEM où la concentration de MES est la plus faible (5 mg/L).

## 3.2.2 Concentrations de nutriments

### 3.2.2.1 *Phosphore total*

Au début de l’expérimentation, les concentrations de phosphore total étaient très élevées dans les échantillons intégrés de la zone photique. Les stations BRA et LEN sont celles où les

concentrations étaient les plus élevées au début de l'expérimentation, avec des valeurs respectives de 78 µg/L et 76 µg/L (figure 3). À l'opposé, les stations REF (57 µg/L) et TEM (56 µg/L) sont celles avec les concentrations les plus faibles.

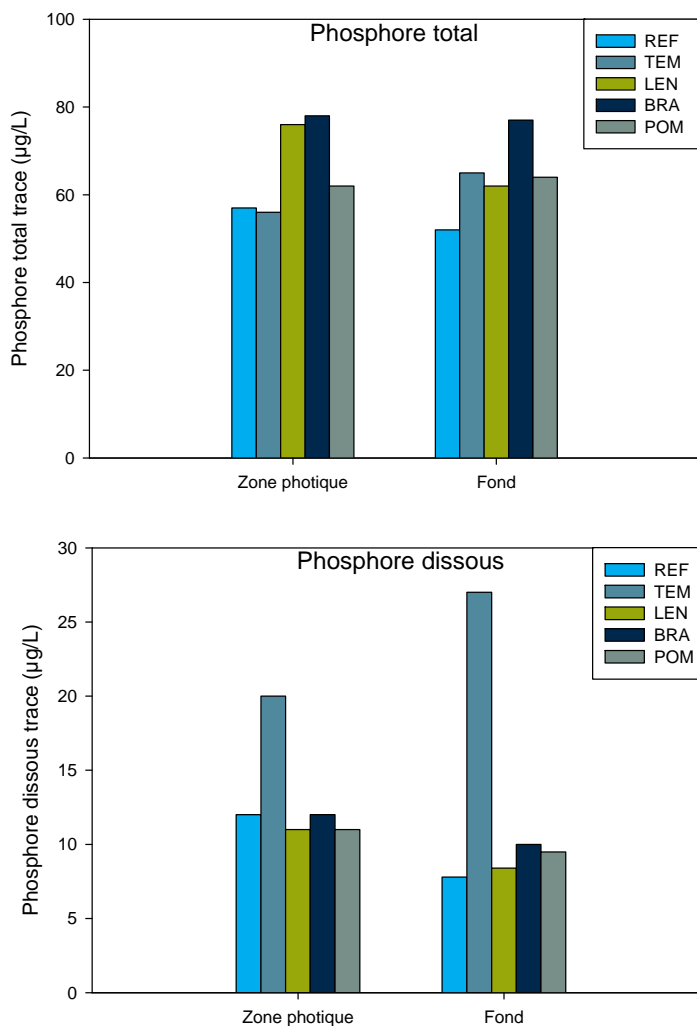


Figure 3 Concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons de la zone photique et du fond au début de l'expérimentation le 18 juin 2009, lac Waterloo

Les concentrations de phosphore total dans les échantillons du fond recelaient des concentrations comparables à celles mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique. Les concentrations variaient entre 52 µg/L à la station REF et 77 µg/L à la station BRA. Les autres stations avaient des concentrations comparables entre elles, variant entre 65 µg/L (station TEM),

64 µg/L (station POM) et 62 µg/L (station LEN). Il est à noter que le diffuseur n'était pas encore en fonction à la station BRA lorsque ces échantillons ont été prélevés.

### 3.2.2.2 *Phosphore dissous*

La station TEM est celle affichant les concentrations de phosphore dissous les plus élevées, tant dans les échantillons intégrés de la zone photique que dans les échantillons ponctuels prélevés au-dessus du fond (figure 3). Ainsi, la concentration de phosphore dissous atteignait 20 µg/L dans l'échantillon intégré alors qu'elle variait entre 11 µg/L et 12 µg/L aux autres stations. Pour les échantillons d'eau du fond, la concentration mesurée à la station TEM atteignait 27 µg/L alors qu'elle variait entre 7,8 µg/L à la station de référence et 10 µg/L à la station BRA.

Il est intéressant de constater un déficit en oxygène dissous à la station témoin (TEM) au-dessus du fond (3,7 mg/L). Puisque l'échantillon a été prélevé à 30 cm au-dessus du fond, il est raisonnable de supposer que la concentration d'oxygène à l'interface eau-sédiments s'approche de 2 mg/L. À cette concentration, les conditions peuvent favoriser un relargage potentiel du phosphore dans l'eau (Wetzel, 2001; Nürnberg, 1994). Mentionnons par ailleurs que le phosphore peut aussi être libéré en conditions oxiques (Lee et coll., 1977). Ceci peut expliquer la raison pour laquelle la concentration de phosphore dissous est plus élevée à cette station.

### 3.2.2.3 *Azote total*

Les concentrations d'azote total sont comparables entre les stations, bien que la concentration soit légèrement inférieure à la station TEM (0,2 mg/L) qu'aux autres stations (0,6 mg/L à 0,7 mg/L) (tableau 6). Par ailleurs, ces valeurs sont situées à l'intérieur des limites des concentrations naturelles (0,19 mg/L – 2,40 mg/L) généralement observées dans les lacs du Québec (Hébert et Légaré, 2000)

Dans les échantillons du fond, les concentrations en azote total sont comparables entre les stations (tableau 6). En effet, les concentrations d'azote total ne varient qu'entre 0,4 mg/L à la station BRA et 0,7 mg/L à la station POM.

### 3.2.2.4 *Carbone organique total*

Les concentrations de COT analysés dans les échantillons d'eau intégrés sont aussi comparables entre les stations, bien que certaines variations puissent être observées. Ainsi, les stations TEM et BRA avaient chacune des concentrations de 6 mg/L de COT, tandis que la concentration maximale atteint 8 mg/L aux stations LEN et POM (tableau 6).

Pour leurs parts, les concentrations en COT dans les échantillons du fond varient entre 6 mg/L et 7 mg/L et, à l'instar de l'azote total, sont aussi comparables entre les stations (tableau 6).

Il n'existe pas de critère pour l'eau de surface. Certains rapports mentionnent le seuil de 3 mg/L pour l'eau potable (Clément et Ouimet, 2004). Par ailleurs, le traitement de l'eau brute doit être modifié dans le cas d'une concentration en COT supérieure à 7 mg/L (Comité sur les technologies

de traitement en eau potable, 2008). Dans ce contexte, les concentrations de COT dans le lac Waterloo doivent être considérées comme étant élevées.

Tableau 6 Variations des concentrations d'azote total et de carbone organique dissous mesurées dans les échantillons de la zone photique et du fond le 18 juin 2009, lac Waterloo

Type d'échantillon	REF	TEM	LEN	BRA	POM
<b>Azote total (mg/L)</b>					
Zone photique	0,6	0,2	0,6	0,7	0,7
Fond	0,5	0,5	0,5	0,4	0,7
<b>Carbone organique total (mg/L)</b>					
Zone photique	7	6	8	6	8
Fond	6	6	6	7	7

### 3.2.3 Paramètres biologiques

Les concentrations de la chlorophylle mesurées *in situ* dans la colonne d'eau diffèrent entre les stations. Les concentrations les plus faibles sont mesurées à la station témoin (3,3 µg/L à 4,4 µg/L) alors que les stations LEN, BRA et REF ont des teneurs en chlorophylle variant entre 4,4 µg/L et 9,6 µg/L, la concentration la plus élevée étant mesurée à la station LEN (tableau 7). Pour sa part, les concentrations de chlorophylle varient entre 5,5 µg/L et 7,8 µg/L à la station POM. Les profils des concentrations de chlorophylle dans la colonne d'eau affichent des diminutions des teneurs à partir d'un mètre sous la surface jusqu'au fond à l'exception de la station TEM où la concentration demeure relativement constante entre la surface (3,3 µg/L) et 1,5 m de profondeur (3,2 µg/L), avant de grimper à 4,4 µg/L au-dessus du fond.

À l'instar de la chlorophylle, les concentrations de phycocyanine et leurs distributions dans la colonne d'eau sont différentes entre les stations. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées à la station TEM (4 140 cellules/ml à 12 100 cellules/ml), tandis que les concentrations les plus élevées ont été mesurées à la station REF (11 400 cellules/ml à 50 200 cellules/ml). Pour leurs parts, les stations LEN, BRA et POM avaient des concentrations variant respectivement entre 17 200 cellules/ml et 38 000 cellules/ml, 16 200 cellules/ml et 30 500 cellules/ml, et entre 16 140 cellules/ml et 23 200 cellules/ml.

À l'exception de la station TEM, les concentrations de phycocyanine se distribuent de façon similaire en fonction de la profondeur, soit une diminution progressive de la surface jusqu'au fond. La concentration de phycocyanine à la station témoin, était plus élevée au fond du lac qu'en surface (tableau 7). La station TEM est la seule pour laquelle les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine ont tendance à augmenter avec la profondeur. Par ailleurs, les variations des concentrations de chlorophylle et de phycocyanine sont corrélées entre elles. En effet, à chaque fois où la concentration de chlorophylle augmente ou diminue, celle de la phycocyanine varie de la

même façon. Ainsi, la quantité de chlorophylle dans l'eau peut être attribuable en grande partie à la présence des cyanobactéries.

Les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine mesurées à la station TEM sont nettement inférieures à celles mesurées aux autres stations, malgré que les teneurs en phosphore soient plus élevées à cette station. L'explication la plus plausible est que les concentrations inférieures en chlorophylle et en phycocyanine mesurée à la station témoin indiquent la présence d'une communauté algale (incluant les cyanobactéries) plus faible qu'aux autres stations. Dans ce contexte, cela entraînerait une consommation moins grande de phosphore dissous par ces organismes. La concentration de phosphore dissous serait alors plus élevée.

Tableau 7 Paramètres biologiques mesurés dans les stations au début de l'expérimentation le 18 juin 2009, lac Waterloo

Profondeur	REF	TEM	LEN	BRA	POM
<b>CHLOROPHYLLE (µg/L)</b>					
SURFACE	9,1	3,3	9,6	8,6	7,6
0,5	8,1	3,3	9,8	9,1	7,8
1,0	8,6	3,0	9,8	8,3	7,2
1,5	6,8	3,2	8,0	7,7	6,5
2,0	5,1	4,4	5,4	5,5	5,5
<b>PHYCOCYANINE (cellules/ml)</b>					
SURFACE	50 200	5 025	38 000	30 500	23 200
0,5	40 000	4 140	33 100	38 550	30 851
1,0	41 400	4 980	33 500	33 000	28 000
1,5	28 200	5 550	24 500	19 100	22 366
2,0	11 400	12 100	17 200	16 200	16 140

### 3.2.4 Métaux

L'analyse des métaux révèle que les stations sont comparables entre elles pour l'ensemble des métaux, que ce soit dans les échantillons intégrés de la zone photique ou dans les échantillons du fond (figure 4). Le calcium, le sodium et le magnésium sont les éléments les plus abondants alors que les concentrations d'aluminium et de fer sont faibles.

## 3.3 QUALITÉ DES SÉDIMENTS DANS LES MÉSOCOSMES

### 3.3.1 Granulométrie

Les sédiments sont composés principalement de sable dans une proportion de plus de 50%, accompagnés de silt, d'un peu d'argile et de gravier (tableau 8). La proportion de sable est plus grande dans les sédiments prélevés à la station BRA tandis qu'à l'opposé, la proportion de silt y est la plus faible. Par ailleurs, des différences mineures peuvent être observées entre les stations. Parmi celles-ci, les sédiments de la station LEN possèdent une plus grande proportion de gravier,

tandis que la proportion de sable est légèrement plus élevée à la station BRA. Pour sa part, la station POM est celle dont la proportion de gravier dans les sédiments est la plus faible.

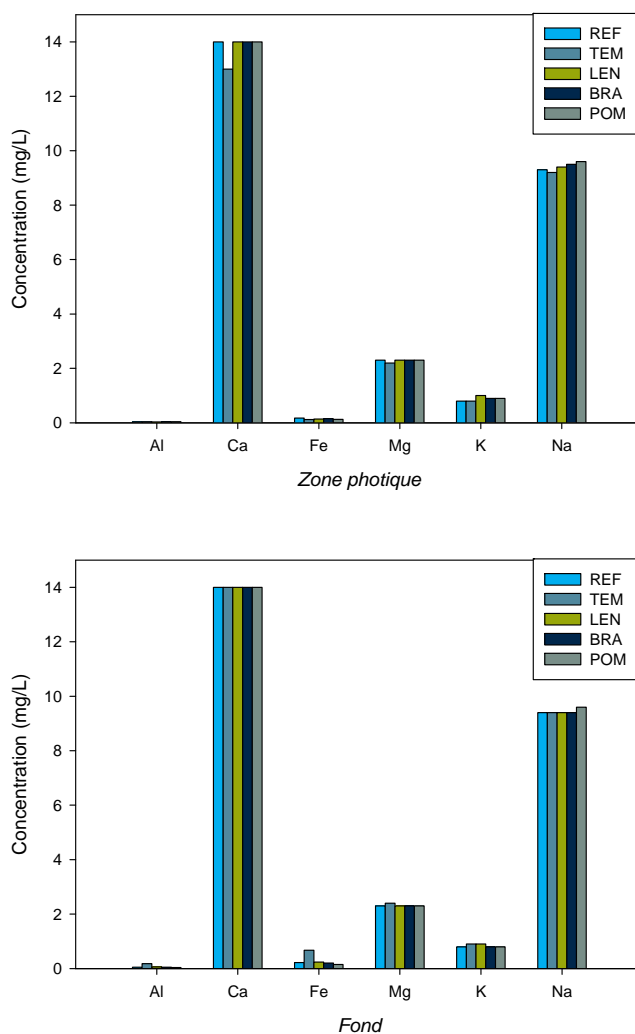


Figure 4 Concentrations des métaux mesurés dans les échantillons prélevés dans la zone photique et au dessus du fond au début de l'expérimentation le 18 juin 2009, lac Waterloo

Par ailleurs, le pourcentage de siccité varie entre 22 % à la station POM et 28% à la station BRA (tableau 8).



Tableau 8 Composition granulométrique des sédiments au lac Waterloo, 18 juin 2009

Classe de particules	REF	TEM	LEN	BRA	POM
Gravier (%)	4,4	2,7	9,5	1,9	0,4
Sable (%)	55,8	58,9	64,8	70,7	59
Silt (%)	34,1	26,9	21,2	19,7	34,4
Argile (%)	5,7	11,5	4,5	7,7	6,2
Siccité (%)	26	24	28	22	--

-- : non analysé

Le pompage des sédiments à la station POM n'a pas entraîné de modification significative à la composition granulométrique, si ce n'est une légère diminution de la proportion de gravier et de sable, et une légère augmentation de la proportion de silt et d'argile (tableau 9).

Tableau 9 Variation de la granulométrie des sédiments à la station POM avant et après le pompage des sédiments dans le Géotube®

Classe de particules	Avant le pompage	Après le pompage
Gravier (%)	2,4	0,4
Sable (%)	65,4	59,0
Silt (%)	30,6	34,4
Argile (%)	1,6	6,2

### 3.3.2 Qualité des sédiments

La qualité des sédiments se caractérise par des concentrations importantes en aluminium et en fer (tableau 10). En effet, les échantillons prélevés à l'intérieur de chacun des enclos avant l'expérimentation montrent des concentrations variant entre 3 600 mg/kg et 6 200 mg/kg pour l'aluminium et entre 8 700 mg/kg et 20 000 mg/kg pour le fer.

Aux stations TEM, BRA et POM, les niveaux de concentration de certains métaux (arsenic, cadmium, cuivre et plomb) dépassent certains critères retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Aucun dépassement de critère n'est observé à la station LEN. Ainsi, les teneurs en cuivre dépassent la concentration d'effets rares (CER). Pour leurs parts, les teneurs en arsenic et en cadmium dépassent la concentration seuil produisant un effet (CSE). Les teneurs en plomb dépassent la concentration d'effets occasionnels (CEO).

Tableau 10 Résultats de l'analyse chimique des sédiments au début de l'expérimentation le 18 juin 2009

Paramètres (mg/kg)	TEM	LEN	BRA	POM	Critères de qualité <sup>1</sup>				
					CER	CSE	CEO	CEP	CEF
Aluminium	5 800	3 600	5 900	--	---	---	---	---	---
Arsenic	6,50	3,60	7,10	6,30	4,1	5,9	7,6	17	23
Cadmium	1,10	0,30	0,99	0,93	0,33	0,60	1,7	3,5	12
Calcium	4 200	2 900	4 700	3 800	---	---	---	---	---
Chrome	18	8	19	19	25	37	57	90	120
Cuivre	28	7	25	24	22	36	63	200	700
Fer	19 000	8 700	20 000	18 000	---	---	---	---	---
Nickel	21	12	21	20	---	---	47	---	---
Plomb	69	12	65	59	25	35	52	91	150
Potassium	540	240	520	550	---	---	---	---	---
Azote total	5 200	3 600	4 500	5 800	---	---	---	---	---
Phosphore	1100	430	990	910	---	---	---	---	---
COT (%)	10	11	8,6	11	---	---	---	---	---

1 CER : Concentration d'effets rares. CSE : Concentration seuil produisant un effet. CEO : Concentration d'effets occasionnels. CEP : Concentration produisant un effet probable. CEF : Concentration d'effets fréquents.

-- : Non analysé

--- : Aucun critère existant

Note : Les paramètres dont les concentrations sont inférieures aux limites de détection du laboratoire ne sont pas présentés.

Les sédiments contiennent de grandes quantités de nutriments (tableau 10). En effet, les teneurs en azote total mesurées dans les échantillons varient entre 3 600 mg/kg à la station LEN et 5 800 mg/kg à la station POM. Pour sa part, les concentrations de phosphore total varient entre 430 mg/kg à la station LEN et 1 100 mg/kg à la station TEM. Des concentrations similaires ont déjà été mesurées dans les sédiments du lac Waterloo en 2005 (Bolduc et Kedney, 2005). Les teneurs en COT sont comparables entre les stations, variant entre 8,6 mg/kg à la station BRA et 11 mg/kg aux stations LEN et POM.

Les résultats des analyses présentés au tableau 10 montrent que la qualité chimique des sédiments n'est pas uniforme au site d'expérimentation. Les sédiments de la station LEN se distinguent par des concentrations en métaux lourds, en phosphore et en azote total plus faibles qu'aux autres stations. Les teneurs en métaux mesurées dans les sédiments aux autres stations sont comparables entre elles, sauf pour le plomb et le cuivre où une plus grande variabilité entre les stations est observée.

## 4 RÉSULTATS DE L'UTILISATION DE LA LENTILLE D'EAU

### 4.1 CROISSANCE ET PRODUCTION DES LENTILLES

L'utilisation de la lentille d'eau dans les enclos s'est révélée plus complexe que prévu. En effet, plusieurs facteurs physiques (vent, vagues, température) et biologiques (oiseaux) ont influencé grandement le développement des lentilles d'eau.

Après une production négative équivalente à plus de 50% de la biomasse initialement implantée le 18 juin, la production de lentilles à la station LEN est demeurée positive du 2 juillet au 10 septembre (tableau 11). Durant cet intervalle, la production n'a pas été constante. En effet, entre le 2 juillet et le 13 août, la production de biomasse de lentille à la station LEN a varié d'une production minimale mesurée 78 g/m<sup>2</sup> le 15 juillet jusqu'à une production maximale de 951 g/m<sup>2</sup> le 13 août. À partir de cette date, la production de lentilles a diminué progressivement pour devenir négative à partir du 24 septembre (- 73 g/m<sup>2</sup>). Cette diminution s'est accentuée jusqu'au 14 octobre (-90 g/m<sup>2</sup>).

Tableau 11 Évaluation de la production des lentilles d'eau aux stations LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

DATE	LEN			BRA		
	Densité de lentille (g/m <sup>2</sup> )	Poids dans le gabarit de 1 m <sup>2</sup> (g)	Production (g)	Densité de lentille (g/m <sup>2</sup> )	Poids dans le gabarit de 1 m <sup>2</sup> (g)	Production (g)
18 juin	428,6	--	--	428,6	--	--
26 juin	113,3	--	- 315,3	637,3	--	+ 508,7
2 juillet	636,0	--	+ 522,7	442,9	--	- 194,4
9 juillet	--	200	--	178,0	200	- 22,0
15 juillet	278,0	200	+ 78,0	153,0	200	- 47,0
25 juillet	314,0	200	+ 114,0	160	200	- 40,0
30 juillet	268,0	200	+ 68,0	1 198,0	200	+ 998,0
13 août	1 151,0	200	+ 951,0	2 188,5	200	+ 1 988,5
20 août	275,0	200	+ 75,0	3 285,0	200	+ 3 085,0
27 août	263,0	200	+ 63,0	4 880,0	200	+ 4 680,0
3 septembre	214,0	200	+ 14,0	2 450,0	200	+ 2 250,0
10 septembre	212,5	200	+ 12,5	218,0	200	+ 18,0
24 septembre	127,0	200	- 73,0	157,0	200	- 43,0
14 octobre	110,0	200	- 90,0	128,0	200	- 72,0

-- Aucune mesure, ni observation n'ont été réalisées.

À la station BRA, la production de lentilles s'est déroulée principalement en deux temps, soit une période entre le 2 juillet et le 25 juillet où la production de lentilles a été négative, et entre le 30 juillet et le 10 septembre où la production de lentilles a été positive (tableau 11). Ainsi, la biomasse produite a été de 508,7 g/m<sup>2</sup> dès la première semaine (26 juin) après l'implantation de lentilles à cette station (18 juin). Toutefois, par la suite, la production a été négative jusqu'au 25 juillet. Durant cet intervalle de temps, la production a varié entre - 494,4 g/m<sup>2</sup> le 2 juillet et - 22 g/m<sup>2</sup> le 9 juillet (tableau 11). Après le 25 juillet, la production de lentilles est devenue positive jusqu'au 10 septembre. Durant ce laps de temps, la croissance a été plus élevée que celle observée à la station LEN.

Par ailleurs, la production a augmenté continuellement entre le 30 juillet et le 27 août, passant de 998 g/m<sup>2</sup> à 4 680 g/m<sup>2</sup>. Après cette date, la production de lentilles a diminué brusquement pour devenir négative le 24 septembre (-43 g/m<sup>2</sup>). Cette diminution s'est poursuivie jusqu'au 14 octobre (-72 g/m<sup>2</sup>).

## 4.2 ÉVOLUTION DE LA DENSITÉ DU TAPIS DE LENTILLES

La densité des lentilles et la surface couverte par celles-ci ont été examinées tout au long de la période expérimentale. Les résultats sont présentés au tableau 12.

À la station LEN, à partir du 2 juillet, les densités de lentilles ont toujours été supérieures à la densité optimale souhaitée pour obtenir une croissance optimale (400 g/m<sup>2</sup>) et ainsi, capter la plus grande quantité possible de phosphore disponible (Bergeron et coll., 2004). Les densités ont varié entre 913 g/m<sup>2</sup> et 8 373 g/m<sup>2</sup> au cours de cette période. Une situation similaire a été observée à la station BRA où les densités de lentilles ont varié entre 647 g/m<sup>2</sup> et 4 666,7 g/m<sup>2</sup> pendant la période expérimentale.

Par ailleurs, la surface couverte par le tapis de lentilles n'a pas dépassé 50% de la surface totale de l'eau à l'intérieur des enclos, à l'exception du 26 juin à la station BRA où la surface couverte par le tapis de lentilles a atteint 95% de la surface totale de l'eau (annexe 4). Cela s'explique d'une part par l'effet du vent qui entassait les lentilles sur un côté des enclos aux stations LEN et BRA et d'autre part, par la turbulence générée par le diffuseur chargé de brasser les sédiments à la station BRA. L'installation de boudins de styromousse au début du mois de juillet à l'intérieur des enclos afin de séparer la surface interne en quatre cadrans a permis d'atténuer l'entassement des lentilles et de mieux répartir les lentilles à la surface de l'eau. Une estacade a aussi été installée à l'extérieur entre les stations et la zone pélagique du lac afin d'atténuer les effets du vent et des vagues sur la répartition des lentilles. Ces dispositifs ont permis d'améliorer la répartition des lentilles, mais les effets du vent sont néanmoins demeurés présents. Les annexes 2 et 4 présentent quelques photographies des stations LEN et BRA montrant la surface couverte par le tapis de lentilles d'eau et illustrant les mesures correctives apportées aux dispositifs expérimentaux installés dans le lac Waterloo.

Des fèces d'oiseaux observés sur l'anneau flottant des enclos permettent de suspecter que les lentilles ont été broutées par les oiseaux aquatiques. Toutefois, aucune observation directe n'a été réalisée. Néanmoins, un filet anti-oiseau a été installé le 14 juillet sur les enclos aux stations LEN et BRA afin de prévenir les perturbations pouvant être générées par les oiseaux. Ce filet a été retiré le 30 juillet car il représentait une nuisance pour le développement des lentilles.

Tableau 12 Évaluation de la densité de lentilles et surface couverte par le tapis de lentilles aux stations LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre, lac Waterloo

DATE	LEN				BRA			
	Poids des lentilles dans la pousse (g)	Surface de la pousse (m <sup>2</sup> )	Densité du tapis de lentilles (g/m <sup>2</sup> )	Surface couverte (%)	Poids des lentilles dans la pousse (g)	Surface de la pousse (m <sup>2</sup> )	Densité du tapis de lentilles (g/m <sup>2</sup> )	Surface couverte (%)
18 juin	--	0,075	428,6	--	--	0,075	428,6	--
26 juin	17,0	0,075	226,7	50	74,0	0,075	986,7	95
2 juillet	318,0	0,075	4 240,0	15	221,5	0,075	2 953,3	15
9 juillet	--	0,075	--	20	306,0	0,075	4 080,0	10
15 juillet	139,0	0,075	1 853,3	20	153,0	0,075	2 040,0	30
25 juillet	628,0	0,075	8 373,0	20	350,0	0,075	4 666,7	45
30 juillet	115,0	0,075	1 533,3	15	96,5	0,075	1 286,7	40
13 août	96,5	0,075	1 287,0	--	99,0	0,075	1 320,0	30
20 août	90,0	0,075	1 200,0	25	335,0	0,075	4 466,7	25
27 août	73,0	0,075	973,0	35	138,5	0,075	1 847,0	25
3 septembre	105,0	0,075	1 400,0	20	229,0	0,075	3 053,0	50
10 septembre	68,5	0,075	913,0	50	48,5	0,075	647,0	50
24 septembre	309,5	0,075	4 127,0	25	201,5	0,075	2 687,0	30
14 octobre	--	0,075	--	25	--	0,075	--	30

-- Aucune mesure, ni observation n'ont été réalisées.

## 4.3 ÉVOLUTION DES TENEURS EN NUTRIMENTS

### 4.3.1 Phosphore total dans les échantillons intégrés

#### 4.3.1.1 Comparaison statistique

La concentration moyenne de phosphore total dans les échantillons d'eau intégrés de la zone photique des stations LEN et BRA est significativement inférieure à celle mesurée à la station témoin TEM (tableau 13). Par contre, elles sont significativement supérieures à celle mesurée à la station de référence. Il n'y a pas de différence significative entre les stations LEN et BRA. Les détails des tests statistiques sont présentés à l'annexe 5.

## 4.3.1.2 Évolution des concentrations

Les variations des concentrations de phosphore total observées aux stations LEN et BRA sont similaires entre elles (figure 5). Les tendances observées aux stations LEN et BRA montrent une diminution de la concentration de phosphore total entre le 18 juin et 10 septembre, passant de 76 µg/L à 27 µg/L à la station LEN et de 78 µg/L à 30 µg/L à la station BRA (figure 5). Par la suite, les concentrations de phosphore total tendent à augmenter jusqu'à la fin de la période expérimentale aux deux stations, où elles atteignent des valeurs de 70 µg/L et 78 µg/L aux stations LEN et BRA respectivement.

Tableau 13 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons intégrés de la zone photique

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	43,5	16,1	43	a
TEM	9	89,7	30,5	79	b
LEN	9	55,1	20,9	59	c
BRA	9	55,7	19,8	46	c

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

Ces tendances sont très différentes de celle observée à la station témoin TEM pour laquelle les concentrations de phosphore total ont plutôt tendance à augmenter entre le 18 juin (56 µg/L) et le 13 août (130 µg/L) pour diminuer par la suite jusqu'à la fin de la période expérimentale. Ces tendances sont plutôt similaires à celle observée à la station de référence REF où les variations observées coïncident fréquemment avec celles observées à la station LEN et BRA.

## 4.3.2 Phosphore total dans les échantillons du fond

### 4.3.2.1 Comparaison statistique

Les concentrations moyennes de phosphore total analysées dans les échantillons du fond ne sont pas significativement différentes entre les stations (tableau 14). Toutefois, la concentration moyenne observée à la station TEM (80,2 µg/L) semble supérieure à celles des trois autres stations qui varient entre 51,9 µg/L à la station REF et 59,6 µg/L à la station LEN. Ce résultat statistique peut être attribuable à la faiblesse des effectifs ( $n=9$ ). En effet, la puissance du test statistique est de 0,310, ce qui est inférieur à la puissance souhaitée (0,800), ce qui diminue la performance de ce test. Dans ce contexte, il est possible qu'une différence statistique puisse ne pas être détectée (erreur de type II). Les détails statistiques sont présentés à l'annexe 5.

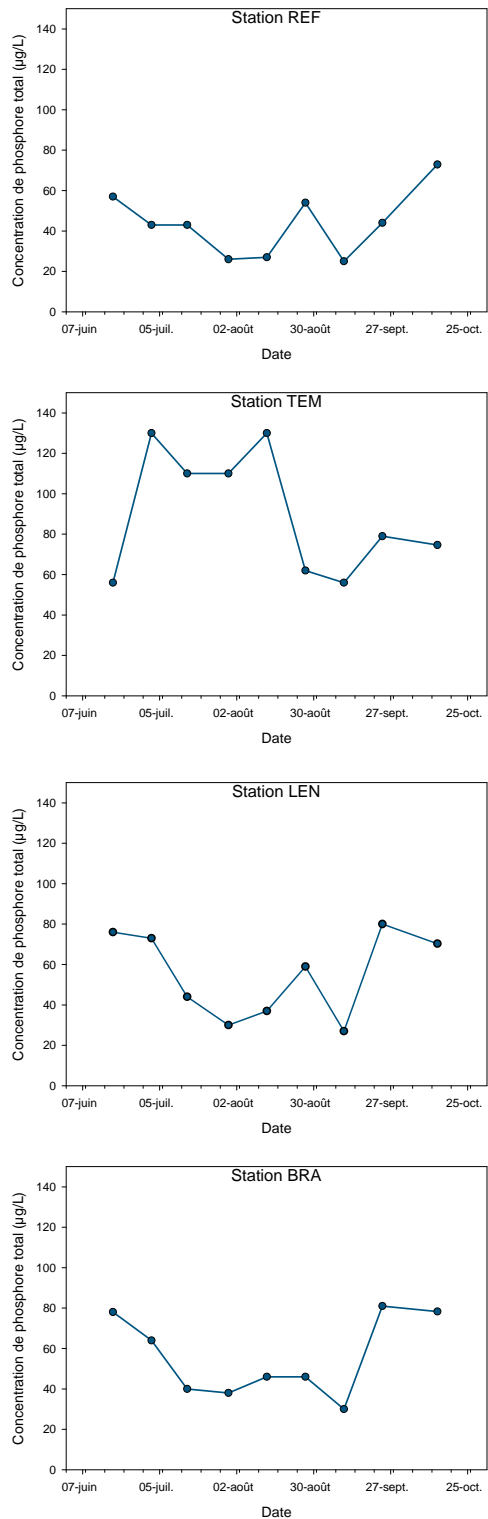


Figure 5 Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Tableau 14 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons du fond

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	51,9	22,7	48,0	a
TEM	9	80,2	31,8	84,0	a
LEN	9	59,6	15,9	62,	a
BRA	9	57,2	22,1	56,0	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

#### 4.3.2.2 Évolution des concentrations

Les tendances observées aux stations LEN et BRA montrent que la concentration de phosphore total tend à diminuer entre le début de l'expérimentation jusqu'au mois de septembre pour augmenter à nouveau jusqu'à la fin de l'expérimentation (figure 6). Ces tendances sont toutefois caractérisées par des variations en dents de scie. Ainsi, à la station LEN, la concentration de phosphore total varie de 62 µg/L le 18 juin à 40 µg/L le 24 septembre, avant d'augmenter jusqu'à 80,2 µg/L le 14 octobre, ce qui est une concentration supérieure à celle mesurée au début de l'expérimentation.

Cette tendance est ponctuée de deux augmentations soudaines entre le 18 juin et le 2 juillet, où la teneur en phosphore est passée de 62 µg/L à 82 µg/L, et entre le 30 juillet et le 13 août, période à laquelle la concentration est passée de 41 µg/L à 71 µg/L.

À la station BRA, la concentration du phosphore total diminue entre le 18 juin et le 10 septembre, passant de 77 µg/L à 32 µg/L. Après, la concentration de phosphore augmente à nouveau jusqu'au mois d'octobre pour atteindre une valeur de 70,9 µg/L. À l'instar de la station LEN, la tendance observée à la station BRA est aussi ponctuée de deux augmentations soudaines de la concentration de phosphore total survenues entre le 15 et le 30 juillet où la concentration est passée de 45 µg/L à 100 µg/L, ainsi qu'entre le 13 et le 27 août où la concentration de phosphore total est passée de 34 µg/L à 56 µg/L.

Une tendance similaire est aussi observée à la station REF, mais les concentrations de phosphore se mettent à augmenter plus tôt, soit le 27 août. Ainsi, la concentration de phosphore total diminue de 52 µg/L le 18 juin à 31 µg/L le 27 août, pour augmenter à nouveau à 104 µg/L le 14 octobre. Cette tendance est cependant beaucoup plus régulière que celles observées aux stations LEN et BRA et n'est pas caractérisée par la présence de pic d'augmentation de la concentration du phosphore. La station TEM montre une tendance très différente de celles observées aux trois autres stations (figure 6). Ainsi, la tendance montre une diminution de la concentration de phosphore total du début (65 µg/L mesuré le 18 juin) à la fin (45,5 µg/L mesuré le 14 octobre). Cette tendance se caractérise par une augmentation importante de la concentration de phosphore total entre le 18 juin et le 2 juillet, passant de 65 µg/L à 130 µg/L au cours de cette période.



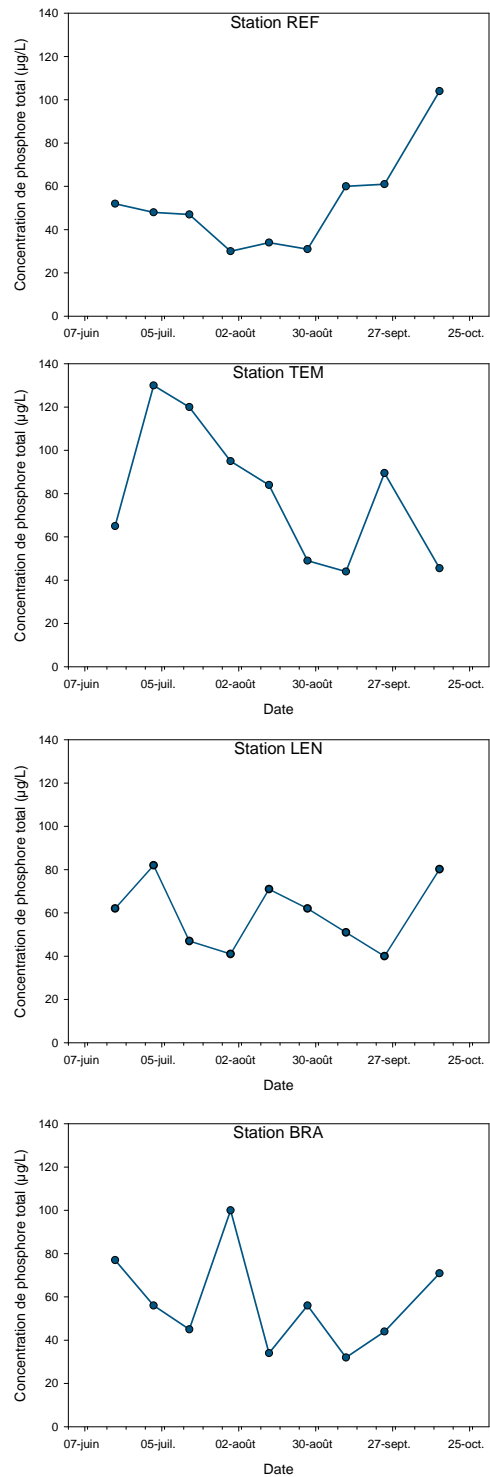


Figure 6 Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Puis, la concentration diminue jusqu'au 10 septembre pour atteindre une valeur de 44 µg/L. Une augmentation soudaine est observée le 24 septembre (89,5 µg/L) avant de diminuer à nouveau jusqu'au 14 octobre.

### 4.3.3 Phosphore dissous dans les échantillons intégrés de la zone photique

#### 4.3.3.1 Comparaison statistique

La concentration moyenne de phosphore dissous est significativement plus élevée à la station TEM (31,1 µg/L) qu'aux trois autres stations (tableau 15). Il n'y a pas de différence significative entre les stations LEN, BRA et REF.

Tableau 15 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons intégrés de la zone photique

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	8,5	6,9	6,4	a
TEM	9	31,1	25,1	23,2	b
LEN	9	9,3	6,5	7,8	a
BRA	9	7,6	3,5	7,8	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

#### 4.3.3.2 Évolution des concentrations

À l'examen de la figure 7, il est possible de constater qu'il y a peu de différence entre les tendances observées aux stations LEN, BRA et REF. Ainsi, les concentrations de phosphore dissous diminuent entre le 18 juin jusqu'au 10 septembre, passant de 12 µg/L à 0,6 µg/L. Par la suite, il y a une légère augmentation de la concentration de phosphore dissous jusqu'au 14 octobre à la station BRA (7,2 µg/L), tandis que cette augmentation est plus prononcée aux stations LEN et REF (24,7 µg/L et 24,9 µg/L respectivement).

La tendance observée à la station TEM diffère de celle des autres stations. La concentration de phosphore augmente rapidement dès le début de l'expérimentation, passant de 20 µg/L le 18 juin à 76 µg/L le 2 juillet, mais diminue progressivement par la suite jusqu'au 10 septembre pour atteindre une concentration de 3 µg/L le 14 octobre. Puis, la concentration augmente à nouveau pour atteindre une valeur de 23,2 µg/L, ce qui est une teneur comparable aux stations REF et LEN à cette date.

### 4.3.4 Phosphore dissous dans les échantillons du fond

#### 4.3.4.1 Comparaison statistique

Les analyses statistiques montrent que la concentration moyenne de phosphore dissous à la station TEM est significativement plus élevée que celles mesurées aux stations REF, LEN et BRA (tableau 16). Il n'y a pas de différence significative entre les stations LEN, BRA et REF.

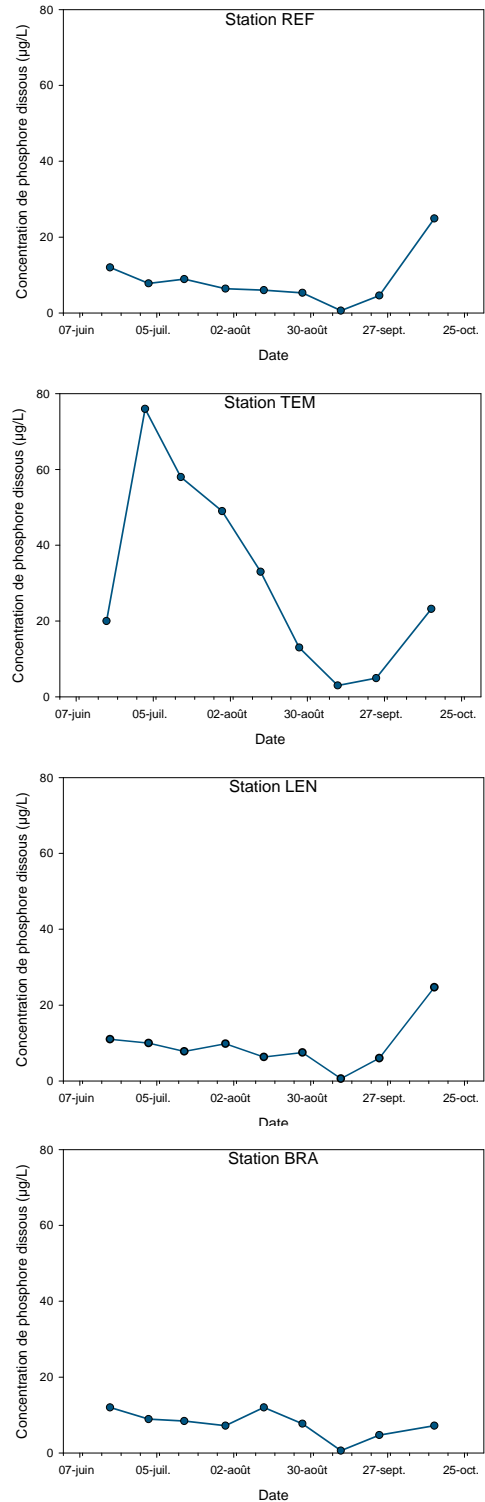


Figure 7 Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 août 2009, lac Waterloo

Tableau 16 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons du fond

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence Observée <sup>1</sup>
REF	9	13,6	16,4	7,9	a
TEM	9	37,7	26,9	28,0	b
LEN	9	12,7	5,7	11,0	a
BRA	9	9,7	4,0	8,7	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p < 0,05$ ).

#### 4.3.4.2 Évolution des concentrations

Les stations LEN et BRA affichent des tendances comparables entre elles, soit une légère diminution entre le 18 juin et le 14 octobre, ponctuée d'une augmentation qui survient le 27 août (figure 8). Ainsi, à la station LEN la concentration de phosphore dissous passe de 8,4 µg/L à 7,4 µg/L entre le début et la fin de l'expérimentation tandis qu'au cours de cette même période, la concentration de phosphore dissous à la station BRA passe de 10 µg/L à 9,2 µg/L.

Pour sa part, la station REF montre peu de variation entre le 18 juin et le 24 septembre, la concentration de phosphore dissous variant entre 7,7 µg/L et 11 µg/L au cours de cette période (figure 8). Cette station se distingue néanmoins par une augmentation marquée à la fin de la période d'expérimentation, entre le 24 septembre (11 µg/L) et le 14 octobre (57,2 µg/L).

À la station TEM, la variation de la concentration de phosphore dissous est nettement différente de celles observées aux trois autres stations (figure 8). La tendance se caractérise par une augmentation importante de la concentration de phosphore total dès le début de l'expérimentation suivie d'une diminution progressive jusqu'à la fin de l'expérimentation. Durant cette période, la concentration de phosphore dissous est passée de 84 µg/L le 2 juillet à 10,5 µg/L le 14 octobre.

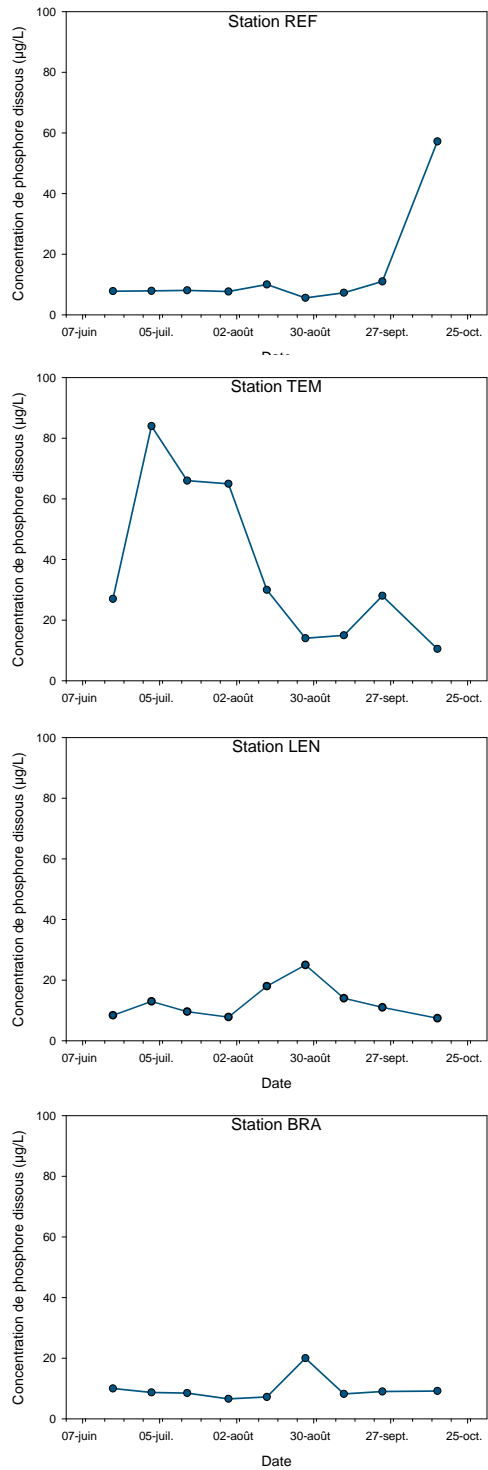


Figure 8 Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

### 4.3.5 Azotes total et ammoniacal

#### Échantillons intégrés de la zone photique

Le tableau 17 présente les concentrations d'azote total et d'azote ammoniacal mesurées au cours de la période expérimentale. Les analyses statistiques indiquent qu'il n'y a pas de différence significative entre les stations pour ces deux paramètres. Les détails des analyses statistiques sont présentés à l'annexe 5.

Les patrons de variation des concentrations d'azote total sont similaires entre les stations. Ainsi, les concentrations sont relativement faibles au début de l'expérimentation et varient peu jusqu'au mois de juillet. Entre juillet et la mi-septembre, les concentrations sont inférieures à la limite de détection du laboratoire (0,2 mg/L). Puis, à partir de la mi-septembre, l'azote total est à nouveau détecté, mais à des concentrations plus élevées qu'au début de l'expérimentation et qui demeurent comparables entre les stations (tableau 17).

L'azote ammoniacal n'est détecté qu'à partir du mois de septembre et ce, à de faibles concentrations. Les concentrations sont généralement inférieures à 0,09 mg/L et varient peu entre les stations (tableau 17). Une mesure se démarque des autres à la station BRA, soit le 14 octobre où la concentration est de 0,31 mg/L, ce qui représente la concentration la plus élevée enregistrée pour ce paramètre au cours de la période expérimentale.

#### Échantillons du fond

Les détections de l'azote total dans les échantillons d'eau prélevés près du fond du lac montrent des patrons de détection particuliers mais comparables entre les stations (tableau 18). En effet, les détections surviennent principalement à trois reprises au cours de la période expérimentale, soit au début (18 juin et 2 juillet), au milieu (13 août) et à la fin de la période expérimentale (24 septembre et 14 octobre).

Au début du projet, les concentrations en azote total sont comparables entre les stations, variant entre 0,4 mg/L et 0,5 mg/L. Puis, les concentrations augmentent le 2 juillet pour diminuer par la suite à une valeur située sous le seuil de détection du laboratoire (0,2 mg/L). Durant cet intervalle de temps, la concentration la plus élevée est mesurée à la station LEN (1,3 mg/L) tandis que les concentrations mesurées aux autres stations varient entre 0,6 mg/L et 0,8 mg/L.

Au milieu de la période expérimentale (13 août), l'azote total est à nouveau détecté, et c'est à la station BRA que la concentration la plus élevée est enregistrée (1,9 mg/L). Les stations LEN, TEM et REF affichent des concentrations d'azote total de 0,5 mg/L, 0,6 mg/L et 0,3 mg/L respectivement. Après cela, les concentrations chutent à nouveau sous le seuil de détection du laboratoire (0,2 mg/L).

Tableau 17 Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

DATE	REF		TEM		LEN		BRA	
	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)
18 juin	0,60	--	0,20	--	0,60	--	0,70	--
2 juillet	0,50	--	0,70	--	0,50	--	0,50	--
15 juillet	0,50	--	0,03	--	--	--	--	--
30 juillet	--	--	0,30	--	0,40	--	--	--
13 août	--	--	--	0,02	--	0,03	0,20	0,03
27 août	--	--	--	--	--	--	--	--
10 septembre	--	--	--	--	--	--	--	--
24 septembre	1,00	0,06	0,90	0,05	2,30	0,05	1,20	0,06
14 octobre	1,60	0,05	1,40	0,09	1,10	0,04	1,50	0,31

Tableau 18 Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

DATE	REF		TEM		LEN		BRA	
	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)
18 juin	0,50	--	0,50	0,09	0,50	--	0,40	--
2 juillet	0,80	0,14	0,60	0,04	1,30	0,10	0,70	--
15 juillet	--	0,05	--	--	--	0,03	--	0,07
30 juillet	--	--	--	--	--	--	--	0,04
13 août	0,30	0,03	0,60	--	0,50	--	1,90	--
27 août	--	--	--	--	--	--	--	--
10 septembre	--	--	--	--	--	--	--	--
24 septembre	0,02	0,02	0,70	--	0,80	0,03	0,80	--
14 octobre	0,04	0,04	1,20	0,04	1,50	0,05	0,50	0,07



À partir du 24 septembre, les concentrations d'azote dépassent à nouveau le seuil de détection et, pour les stations TEM et LEN, augmentent par la suite pour atteindre des concentrations de 1,2 mg/L et de 1,5 mg/L respectivement le 14 octobre. À la station BRA, la concentration d'azote total augmente jusqu'à 0,8 mg/L le 24 septembre pour diminuer à 0,5 mg/L le 14 octobre. Pour sa part, la concentration d'azote total à la station REF demeure très près de la limite de détection du laboratoire (0,01 mg/L) jusqu'à la fin de l'expérimentation (tableau 18).

Les concentrations d'azote ammoniacal n'affichent pas de tendance particulière et les concentrations sont fréquemment sous le seuil de détection du laboratoire fixé, à 0,02 mg/L (tableau 18). Les concentrations les plus élevées sont mesurées le 2 juillet aux stations REF (0,14 mg/L) et LEN (0,10 mg/L) sinon, lorsque détectées, elles varient entre 0,02 mg/L et 0,09 mg/L. Il est possible de constater à l'examen du tableau 18 qu'aux stations TEM, LEN et BRA, les détections surviennent principalement au début et à la fin de la période expérimentale soit plus précisément entre le 18 juin et le 15 juillet, et entre le 24 septembre et le 14 octobre. Entre le 30 juillet et le 10 septembre, l'azote ammoniacal n'a été détecté qu'à une seule reprise, soit le 13 août à la station REF (0,03 mg/L).

## 4.3.6 Carbone organique total dans les échantillons intégrés de la zone photique

### 4.3.6.1 Comparaison statistique

Les analyses statistiques ne révèlent pas de différence significative en les concentrations moyennes de COT analysées dans les échantillons intégrés de la zone photique (Tableau 19). Les détails des analyses statistiques sont présentés à l'annexe 5.

Tableau 19 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de COT aux stations TEM, REF, LEN et BRA pour les échantillons intégrés de la zone photique

Station	n	Moyenne (mg/L)	Écart-type (mg/L)	Médiane (mg/L)	Différence Observée <sup>1</sup>
REF	9	16,5	19,3	8,9	a
TEM	9	14,7	15,3	9,1	a
LEN	9	15,1	12,2	11,0	a
BRA	9	12,0	7,0	9,9	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

### 4.3.6.2 Évolution des concentrations

Les variations temporelles des concentrations de COT sont comparables entre les stations (figure 9). Ainsi, les concentrations augmentent légèrement entre le 18 juin et le 13 août pour diminuer sous le seuil de détection du laboratoire le 27 août et le 10 septembre. Par la suite, les concentrations ont augmenté pour atteindre les valeurs les plus élevées le 24 septembre avant de chuter de nouveau le 14 octobre à des concentrations variant autour de 10 mg/L.

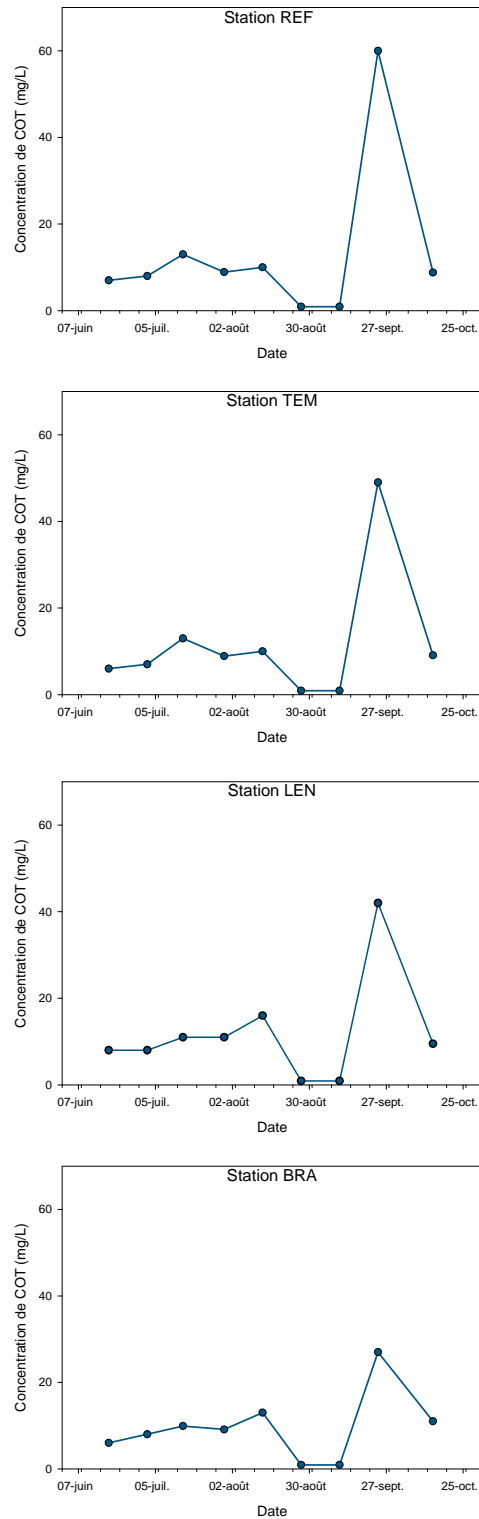


Figure 9 Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 4.3.7 Carbone organique total dans les échantillons du fond

### 4.3.7.1 Comparaison statistique

À l'instar des échantillons intégrés de la zone photique, les analyses statistiques ne révèlent pas de différence significative entre les concentrations moyennes de COT pour les échantillons prélevés près du fond (ANOVA sur les mesures répétitives,  $p=0,236$ ). Le tableau 20 présente les principales statistiques descriptives pour le COT.

Tableau 20 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne COT mesurée dans les échantillons du fond aux stations TEM, REF, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Station	n	Moyenne (mg/L)	Écart-type (mg/L)	Médiane (mg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	7,8	4,4	8,9	a
TEM	9	7,9	5,0	10,0	a
LEN	9	8,6	5,0	10,0	a
BRA	9	9,0	5,0	11,0	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p>0,05$ ).

### 4.3.7.2 Évolution des concentrations

La figure 10 montre les variations temporelles observées au cours de la période expérimentale. Il est possible de constater que les patrons de variation des concentrations de COT sont comparables entre les stations. Ainsi, les concentrations ont tendance à augmenter entre le 18 juin et le 15 juillet pour rester relativement stables par la suite jusqu'au 30 juillet. Au cours de cette période, les concentrations se sont maintenues à des valeurs variant entre 10 mg/L et 15 mg/L. Après cette date, les concentrations diminuent pour tomber sous le seuil de détection du laboratoire le 27 août (1 MG/l). Le 24 septembre, les concentrations grimpent à nouveau à des valeurs variant entre 10 mg/L et 14 mg/L pour diminuer légèrement le 14 octobre à des valeurs variant entre 9,5 mg/L et 11 mg/L.

Entre le 18 juin et le 13 août, les teneurs en COT étaient légèrement plus élevées aux stations LEN et BRA, tandis qu'entre le 24 septembre et le 14 octobre, les teneurs étaient plus élevées aux stations TEM et REF (figure 10).

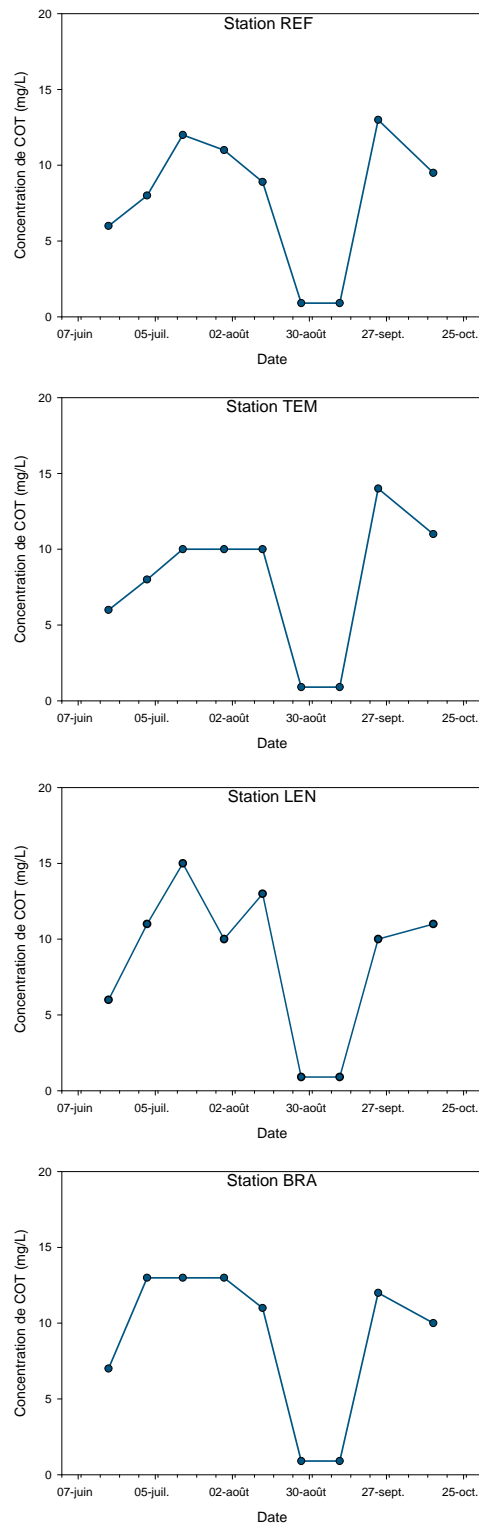


Figure 10 Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 4.4 PARAMÈTRES MESURÉS *IN SITU*

La présence des lentilles n'a pas eu d'effet significatif sur les paramètres mesurés *in situ* (figure 11). En effet, l'examen des variations temporelles montre qu'aucune station ne se démarque des autres et que les variations des paramètres sont comparables entre elles.

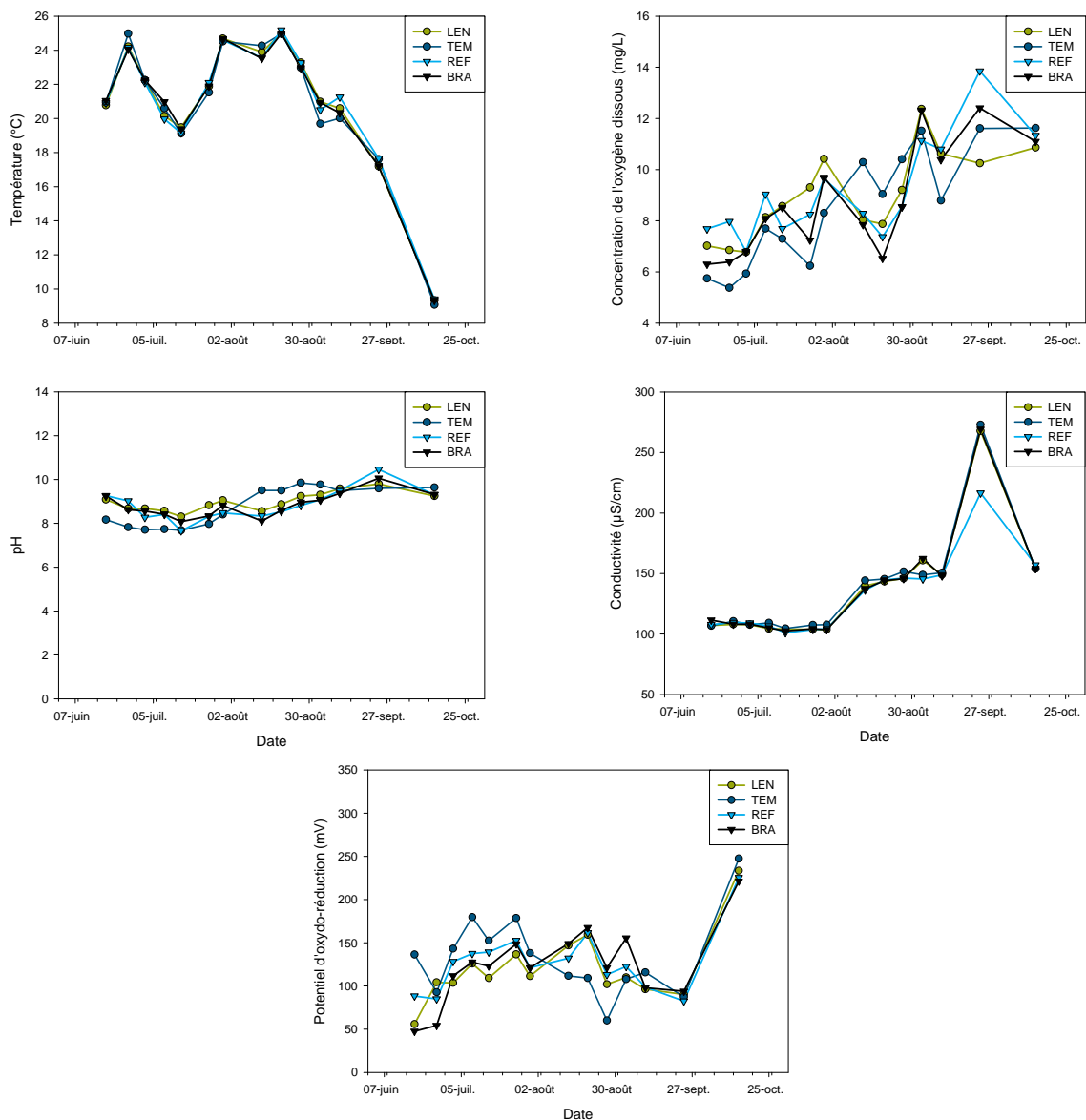


Figure 11 Variation des paramètres mesurés *in situ* aux stations REF, TEM, LEN, BRA et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

#### 4.4.1 Profils physicochimiques

Par ailleurs, les profils de certains paramètres physicochimiques mesurés *in situ* ne semblent pas être affectés par la présence des lentilles ou du diffuseur (Annexe 6). Ceux-ci semblent plutôt être régis par les conditions climatiques locales (température, degré d'ensoleillement, vent, précipitation, etc.).

Aucune stratification thermique n'est présente, bien que des variations mineures de la température en fonction de la profondeur puissent être observées à quelques reprises, notamment le 9 juillet, le 3 août, les 3 et 24 septembre (annexe 6).

Les profils de l'oxygène dissous affichent des gradients de concentration en fonction de la profondeur, mais ceux-ci sont variables et peu persistants dans le temps. Par exemple, des stratifications sont observables à la station LEN entre le 26 juin et le 9 juillet (annexe 6), puis disparaissent le 15 juillet. Au cours de cette même période, une stratification s'amorce à la station BRA le 26 juin, disparaît le 2 juillet, réapparaît le 9 juillet puis disparaît à nouveau le 15 juillet. Pour leurs parts, les stations REF et TEM n'affichent pas de stratification au cours de cette même période. Entre le 25 juillet et le 14 octobre, les profils d'oxygène dissous sont très variables dans le temps ainsi qu'entre les stations.

La conductivité n'affiche aucune stratification. Un certain gradient de la conductivité en fonction de la profondeur est observable le 13 août (annexe 6).

À l'instar de la conductivité, il n'y a pas de variation de la valeur du pH en fonction de la profondeur, si ce n'est l'apparition d'une légère diminution près du fond (annexe 6). Par ailleurs, le profil du pH à la station LEN montre des signes de stratifications le 13 août, le 10 septembre et le 24 septembre, mais celles-ci ne sont pas persistantes.

Le potentiel d'oxydo-réduction varie peu en fonction de la profondeur. Il peut arriver toutefois, que des variations sporadiques puissent apparaître, notamment au début de l'expérimentation les 18 et 26 juin, ainsi que les 9 et 30 juillet (annexe 6). De façon générale toutefois, le potentiel d'oxydo-réduction est relativement constant sur toute la colonne d'eau.

#### 4.4.2 Matières en suspension

##### 4.4.2.1 Comparaison statistique

L'analyse statistique indique l'absence de différence significative entre les stations pour les échantillons intégrés de la zone photique, ainsi que pour les échantillons du fond. Dans les échantillons intégrés de la zone photique, les concentrations de MES varient entre 10,0 mg/L mesuré à la station TEM et 12,3 mg/L mesurée à la station REF (tableau 21). Les concentrations de MES mesurées dans les échantillons du fond sont un peu plus élevées, variant entre 9,4 mg/L à la station TEM et 29,0 mg/L à la station REF. La moyenne apparemment élevée mesurée à la station REF est attribuable à une seule mesure, soit celle du 14 octobre où une concentration de 120 mg/L a été mesurée. Cela peut être attribuable à la présence d'une plus grande quantité de

sédiments en suspension dans l'eau puisqu'au moment de l'échantillonnage, le démantèlement des enclos était amorcé.

Tableau 21 Concentrations moyennes des MES mesurées aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

	Station	n	Moyenne (mg/L)	Écart-type (mg/L)	Médiane (mg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
Zone photique	REF	7	12,3	8,5	10	a
	TEM	6	10,0	5,3	8	a
	LEN	7	11,9	8,9	11	a
	BRA	7	11,4	7,8	9	a
Fond	REF	6	29,0	44,8	11	a
	TEM	7	9,4	6,0	6	a
	LEN	7	10,7	4,2	10	a
	BRA	7	11,6	4,3	11	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

#### 4.4.2.2 Évolution des concentrations

Les variations temporelles dans les échantillons de la zone photique sont similaires entre les stations REF LEN et BRA (figure 12). Ainsi, entre le 18 juin et le 27 août, une diminution des concentrations de MES est observée pour ces stations, passant d'une valeur variant entre 10 mg/L et 12 mg/L le 18 juin à une concentration située sous le seuil de détection du laboratoire (4 mg/L) le 27 août. Puis, le 24 septembre, les concentrations de MES augmentent pour atteindre des valeurs variant entre 26 mg/L et 28 mg/L avant de diminuer à des concentrations variant entre 21 mg/L (station REF) et 18 mg/L (station BRA).

Pour sa part, la concentration moyenne de MES mesurée à la station TEM augmente entre le 18 juin (< 4 mg/L) et le 30 juillet (9 mg/L) pour diminuer par la suite sous le seuil de détection le 27 août. Puis, le 24 septembre, la concentration de MES bondi pour atteindre une valeur de 18 mg/L avant de diminuer à nouveau à 15 mg/L le 14 octobre.

Dans les échantillons du fond, les concentrations de MES demeurent relativement constantes tout au long de l'expérimentation (figure 13). Seule la station REF montre une différence associée à une mesure effectuée le 14 octobre où la concentration de MES grimpe à une valeur de 120 mg/L. Cette valeur élevée peut être attribuable à la présence de particules sédimentaires dans les échantillons qui auraient été soulevés accidentellement lors de l'échantillonnage.

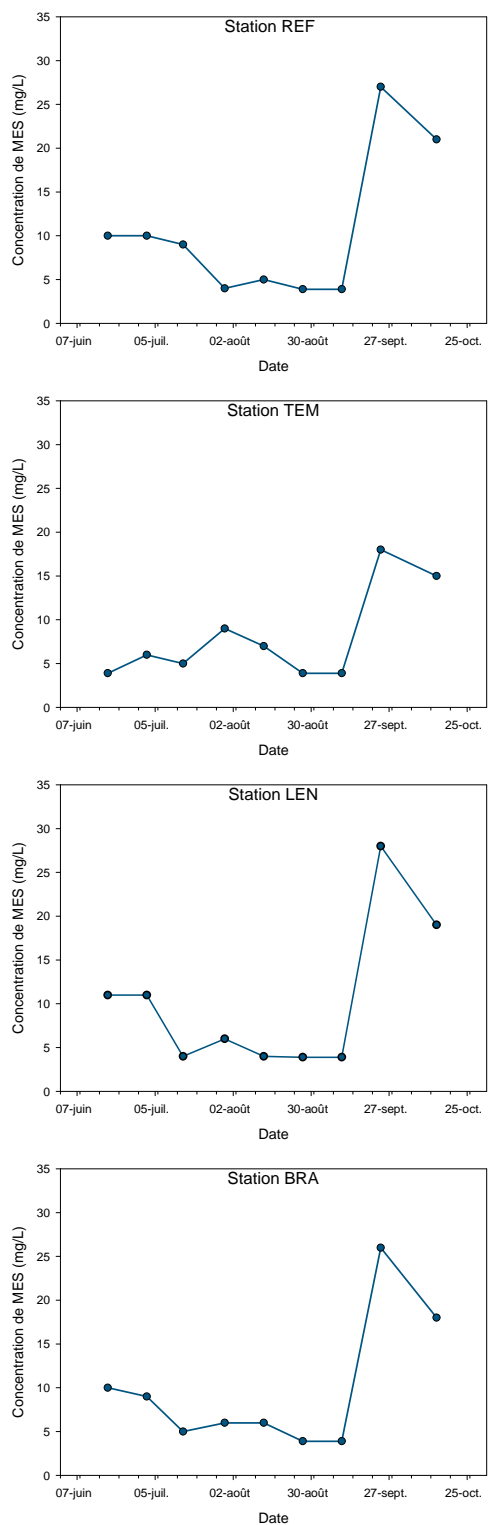


Figure 12 Variation des concentrations de matières en suspension mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo



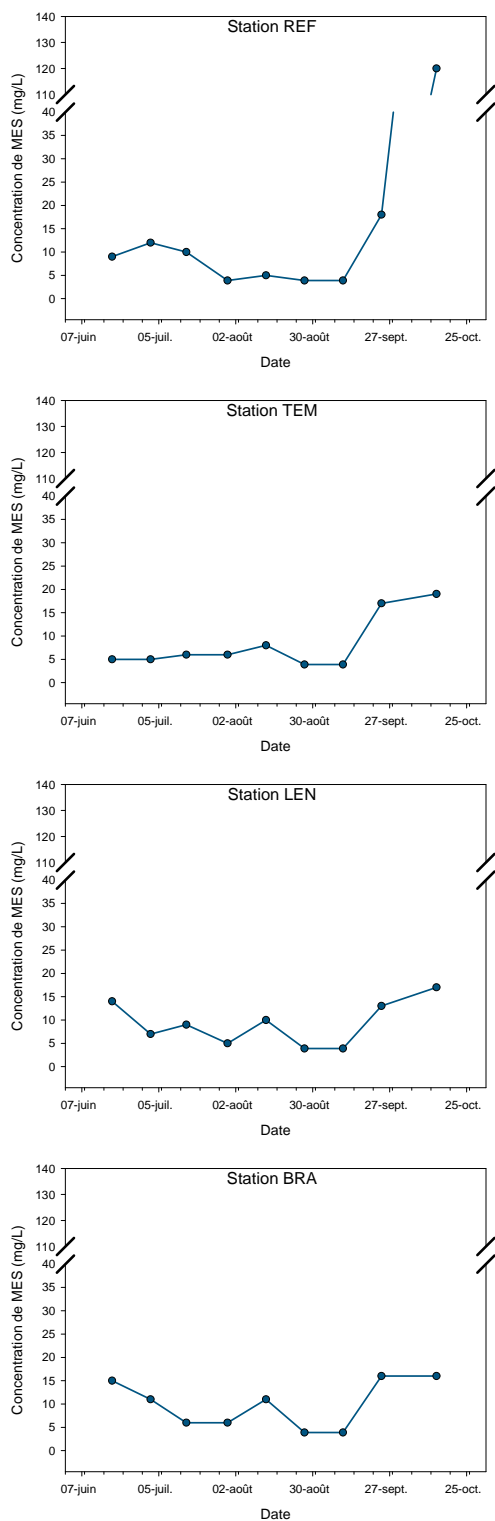


Figure 13 Variation des concentrations de matières en suspension mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 4.5 PARAMÈTRES BIOLOGIQUES

### 4.5.1 Chlorophylle

Il est important de mentionner au départ que la sonde multi-paramètres mesure la chlorophylle totale, et non seulement la chlorophylle *a*. Ces mesures ne reflètent donc pas la productivité du lac aussi fidèlement que peuvent le faire les résultats analysés en laboratoire. Néanmoins, elles permettent d'avoir rapidement une idée de l'évolution *in situ* de ce paramètre.

Les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine ont été mesurée à tous les 50 cm entre la surface et le fond. Puisque les lectures n'étaient jamais stables, les valeurs minimales et maximales ont été notées à chaque point de mesure. Puis, une médiane a été calculée. Par la suite, une valeur moyenne des médianes a été calculée pour en arriver à une teneur quotidienne moyenne en chlorophylle et en phycocyanine.

Les concentrations moyennes de chlorophylle affichent peu de variation temporelle, et sont comparables entre les stations (figure 14). Les concentrations moyennes demeurent généralement sous la barre des 10 µg/L, à l'exception de la station TEM où la concentration moyenne atteint 11,8 µg/L le 3 septembre. La station LEN pour sa part présente une concentration de chlorophylle de 32,3 µg/L le 10 septembre (figure 14), ce qui est nettement supérieur aux autres valeurs mesurées à cette station.

Les profils présentés à l'annexe 7 montrent que des stratifications se forment à partir du 30 juillet à aux stations LEN, BRA et TEM. En effet, les concentrations de chlorophylle ont tendance à augmenter à partir d'une profondeur variant entre 0,5 m et 1 m sous la surface. La station TEM pour sa part n'affiche pas de variation de la concentration de la chlorophylle en fonction de la profondeur, à l'exception du 30 juillet et du 13 août où la concentration de chlorophylle augmente légèrement à 1,5 m et 1 m de profondeur respectivement.

### 4.5.2 Phycocyanine

Le tableau 22 présente les moyennes hebdomadaires de la concentration de phycocyanine entre le 18 juin et le 14 octobre. La moyenne la plus élevée est observée à la station REF (48 149 cellules/ml) tandis qu'à l'opposé, la moyenne la plus faible est observée à la station LEN (38 867 cellules/ml). Pour leurs parts, les moyennes respectives des stations TEM et BRA sont de 39 014 cellules/ml et 39 576 cellules/ml. Mentionnons toutefois que les analyses statistiques ne révèlent pas de différence significative entre les stations LEN, BRA, REF et TEM (annexe 8).

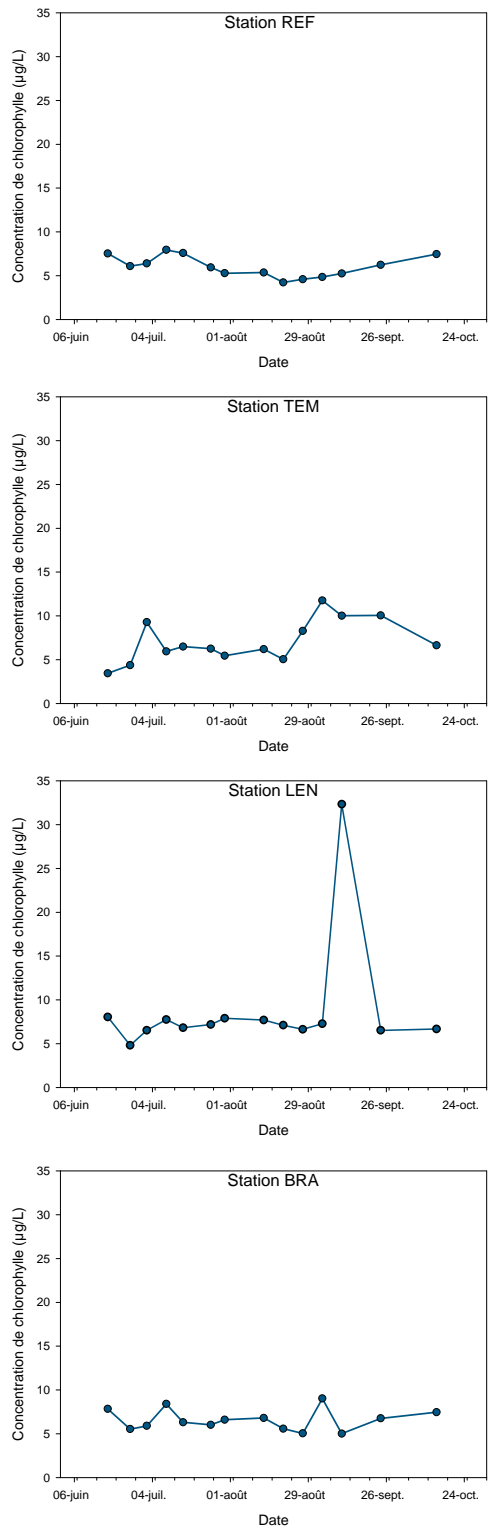


Figure 14 Variation des concentrations moyennes de la chlorophylle mesurées aux stations LEN, BRA, TEM et REF entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Tableau 22 Concentrations moyennes de la phycocyanine mesurées aux stations REF, TEM, LEN et BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

DATE	REF (cellules/ml)	TEM (cellules/ml)	LEN (cellules/ml)	BRA (cellules/ml)
18 juin	34 240	6 559	26 867	27 460
26 juin	22 140	4 100	18 500	17 100
2 juillet	31 880	7 130	28 151	23 300
9 juillet	25 263	9 205	23 190	26 939
15 juillet	16 698	9 428	14 200	9 403
25 juillet	11 020	9 417	21 625	12 083
30 juillet	13 080	15 860	33 983	25 358
13 août	21 482	20 300	17 825	14 925
20 août	15 985	30 595	26 353	22 105
27 août	32 192	109 934	43 286	32 588
3 septembre	36 870	106 786	48 300	37 620
10 septembre	76 700	66 700	46 750	38 933
24 septembre	128 620	59 123	82 900	115 167
14 octobre	153 750	102 333	148 320	148 070
Moyenne globale	48 149	39 014	38 857	39 576

Les variations temporelles de la phycocyanine sont comparables entre les stations LEN et BRA (figure 15). Les variations observées entre ces deux stations sont quasi synchronisées, c'est-à-dire que les concentrations augmentent ou diminuent simultanément. Pour ces deux stations, la tendance montre une légère diminution du 18 juin jusqu'au 15 juillet. Au cours de cette période, les valeurs mesurées ont oscillé entre 26 867 cellules/ml (station LEN) et 27 460 cellules/ml (station BRA) le 18 juin, et 14 200 cellules/ml (station LEN) et 9 403 cellules/ml (station BRA). Après cette date s'amorce une augmentation qui s'accroît à partir du 20 août pour culminer le 14 octobre à des valeurs dépassant 140 000 cellules/ml. Par ailleurs, il est possible de constater qu'entre le 15 juillet et le 10 septembre, les concentrations de phycocyanine mesurées à la station LEN étaient légèrement supérieures à celles mesurées à la station BRA.

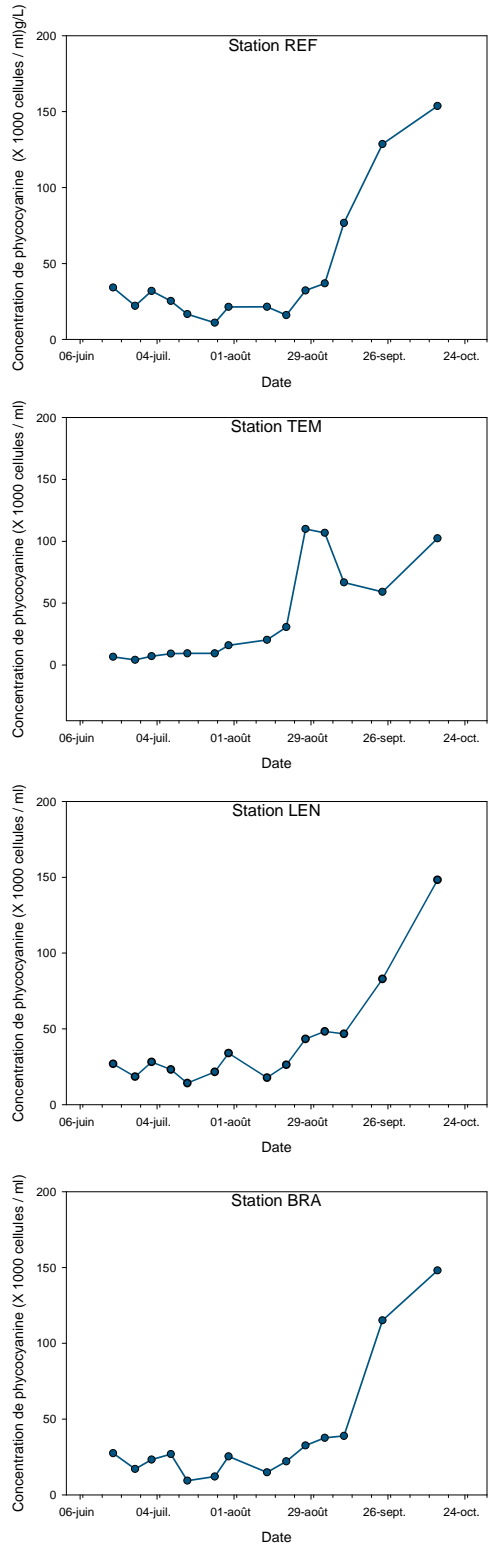


Figure 15 Variation des concentrations moyennes de la phycocyanine mesurées aux stations LEN, BRA, TEM et REF entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Les variations observées à la station REF montrent une tendance comparable à celles des stations LEN et BRA, soit une légère diminution entre le 18 juin (34 240 cellules/ml) et le 25 juillet (11 020 cellules/ml), suivi d'une augmentation qui s'accroît à partir du 3 septembre (36 870 cellules/ml), pour culminer le 14 octobre à une concentration de 150 750 cellules/ml (figure 15). Il est à noter qu'à partir du 10 septembre, les concentrations de phycocyanine sont les plus élevées jusqu'à la fin de la période expérimentale.

Les variations observées à la station TEM diffèrent de celles observées aux autres stations (figure 15). La tendance observée à la station TEM montre une augmentation lente dès le début de l'expérimentation, passant de 6 559 cellules/ml le 18 juin à 30 595 cellules/ml le 20 août (figure 15). La semaine suivante (27 août), la concentration de phycocyanine atteint 109 934 cellules/ml, soit près de trois fois et demie la concentration mesurée la semaine précédente. Puis entre le 27 août et le 24 septembre, la concentration de phycocyanine diminue à cette station alors qu'à l'opposé, les concentrations de phycocyanine augmentent aux autres stations pour cette même période. Ainsi, à la station TEM, les concentrations passent de 109 934 cellules/ml le 27 août à 59 123 cellules/ml le 24 septembre. Cette concentration atteint 102 333 cellules/ml le 14 octobre.

## 4.6 MÉTAUX

Les résultats des analyses des métaux sont présentés à l'annexe 9. Les analyses montrent que les concentrations des métaux sont comparables entre les stations, et qu'elles demeurent relativement constantes tout au long de l'expérimentation. Ainsi, les teneurs moyennes en aluminium varient entre 0,02 mg/L et 0,06 mg/L dans les échantillons intégrés de la zone photique ainsi que dans les échantillons du fond.

Les concentrations de calcium varient entre 13 mg/L et 17 mg/L dans les échantillons intégrés de la zone photique, et entre 9,6 mg/L et 17 mg/L dans les échantillons du fond. Une légère augmentation peut être observée à toutes les stations entre le début et la fin de l'expérimentation.

Le magnésium affiche une légère augmentation des teneurs et ce à toutes les stations entre le début et la fin de l'expérimentation. Les teneurs varient entre 2,1 mg/L et 2,7 mg/L dans les échantillons intégrés de la zone photique, et entre 1,9 mg/L et 2,8 mg/L dans les échantillons du fond.

Aucune tendance n'est observable pour le potassium entre le début et la fin de la période expérimentale. Les concentrations varient entre 0,7 mg/L et 1,1 mg/L dans les échantillons intégrés de la zone photique et dans les échantillons du fond.

Les concentrations de fer sont plus variables, et une légère augmentation des concentrations entre le début et la fin de la période expérimentale peut être observée à toutes les stations. Dans les échantillons intégrés de la zone photique, la concentration moyenne est un peu plus élevée à la

station REF (0,24 mg/L) qu'aux stations BRA (0,20 mg/L) et LEN (0,15 mg/L). Dans les échantillons du fond, la station REF est celle ayant la concentration moyenne la plus élevée (0,43 mg/L), suivie de la station TEM (0,32 mg/L), de la station LEN (0,24 mg/L) et de la station BRA (0,19 mg/L). Il n'y a pas de tendance particulière entre le début et la fin de la période d'expérimentation pour ces échantillons.

Le mercure a été détecté à de faibles concentrations dans l'eau. Dans les échantillons intégrés de la zone photique, les teneurs en mercure sont stables à 0,0001 mg/L. Cette concentration constitue la limite de détection du laboratoire. Dans les échantillons du fond, les teneurs sont plus élevées, et aussi plus variables, se situant entre 0,0001 mg/L et 0,0046 mg/L.

Les résultats d'analyse pour le sodium affichent des concentrations variant entre 8,1 mg/L et 9,5 mg/L. Les concentrations sont comparables entre les stations, et aucune tendance particulière n'est observable entre le début et la fin de la période expérimentale.

## 5 RÉSULTATS DU POMPAGE DES SÉDIMENTS

### 5.1 QUALITÉ DE L'EAU REJETÉE DU SAC GÉOTUBE®

Les résultats d'analyse de la qualité de l'eau qui s'écoulait du sac Géotube® sont présentés au tableau 23. Rappelons que le principal objectif de cette analyse est de documenter la qualité de l'eau qui sortait du sac Géotube®, étant donné l'absence d'information sur cet aspect.

Tableau 23 Qualité de l'eau à la sortie du sac Géotube®

Paramètre	Géotube® (11 juin)	Lac Waterloo (18 juin)	Critères (effet aigu)	Critères (effet chronique)
Phosphore total (µg/L)	30	52	--- <sup>1</sup>	20 <sup>3</sup>
Orthophosphate (mg/L)	< 0,01	< 0,01	---	---
Azote ammoniacal (mg/L)	0,10	< 0,02	0,752	0,102
Azote total (mg/L)	2,30	0,60	---	---
Carbone organique total (mg/L)	9,00	7,00	---	---
Matières en suspension (mg/L) <sup>2</sup>	19,00	10,00	25	5
Métaux (mg/L)				
Aluminium	0,12	0,04	0,75	0,087
Arsenic	0,002	< 0,001	0,34	0,15
Cadmium	< 0,005	< 0,005	0,00147	0,00021
Calcium	13,00	14,00	---	---
Chrome	< 0,01	< 0,01	Varie en fonction de la dureté	Varie en fonction de la dureté
Cuivre	< 0,01	< 0,01	Varie en fonction de la dureté	Varie en fonction de la dureté
Fer	0,32	0,17	3,4	1,3
Magnésium	2,40	2,30	---	---
Nickel	< 0,02	< 0,02	Varie en fonction de la dureté	Varie en fonction de la dureté
Plomb	< 0,03	< 0,03	Varie en fonction de la dureté	Varie en fonction de la dureté
Zinc	< 0,02	< 0,02	Varie en fonction de la dureté	Varie en fonction de la dureté

<sup>1</sup> Critère inexistant

<sup>2</sup> Augmentation maximale autorisée à partir de la valeur naturelle

<sup>3</sup> Ce critère s'applique aux cours d'eau



Une partie du phosphore total semble avoir été retenue par le sac Géotube®. En effet, la concentration de phosphore total dans l'eau à la sortie du Géotube® avait une concentration de 24 µg/L, ce qui correspond à peu près à la moitié de la concentration de phosphore dans l'eau du lac Waterloo (52 µg/L).

Par contre, l'eau résiduelle du sac Géotube® contenait une plus grande concentration d'azote (ammoniacal et total), de COT, de MES, d'aluminium, d'arsenic et de fer (tableau 23). La concentration de MES peut être attribuable à la présence de sable et de poussières sur la membrane provenant des déplacements des techniciens en charge des opérations et sur laquelle était déposé le Géotube®. En sortant des pores du sac, l'eau a entraîné ces particules sédimentaires qui se sont retrouvées en suspension dans le petit bassin décanteur à l'intérieur duquel l'échantillon a été prélevé.

Pour les autres paramètres, l'hypothèse la plus plausible est le relargage de ces éléments par le brassage des sédiments lors du pompage vers le Géotube®. Pendant le pompage, un additif était ajouté pour flocculer le phosphore dans l'eau. Par contre, cet additif n'avait aucun effet semble-t-il, sur les concentrations de métaux, ni sur celles des autres nutriments, à l'exception du phosphore. Par conséquent, ceux-ci demeuraient dissous dans l'eau et étaient évacués par la suite dans le lac.

Le tableau 24 permet de comparer les mesures *in situ* de certains paramètres physicochimiques ainsi que de la chlorophylle et de la phycocyanine dans l'eau résiduelle du sac Géotube® avec celles mesurées à l'intérieur de l'enceinte de pompage pendant les travaux.

Tableau 24 Qualité de l'eau mesurée à la sortie du Géotube® et à l'intérieur de l'enceinte aménagée pour effectuer le pompage des sédiments le 16 juin 2009

Paramètre	Géotube®	Lac Waterloo <sup>1</sup>
Température (°C)	17,3	18,1 (17,0 – 19,92)
pH	7,1	8,7 (8,4 – 8,9)
Conductivité (µS/cm)	105,9	101,7 (101,3 – 102,3)
Potentiel d'oxydo-réduction (mV)	47,1	66,1 (51,6 – 81,5)
Chlorophylle (µg/L)	3,4	5,3 (4,6 – 6,8)
Phycocyanine (cellules/ml)	1 400	15 300 (2 600 – 23 000)

<sup>1</sup>Moyenne et minimum et maximum entre parenthèses mesurés à l'emplacement de la zone de pompage des sédiments

Les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine dans l'eau résiduelle du sac Géotube® étaient inférieures à celles mesurées dans le lac Waterloo à l'intérieur de l'enceinte délimitée pour les travaux de pompage. Le pH de l'eau résiduelle est aussi plus acide que celle du lac, tandis que le potentiel d'oxydo-réduction est moins élevé (tableau 24). À l'opposé, la conductivité de l'eau résiduelle est plus élevée que celle mesurée dans le lac Waterloo.

Le pompage des sédiments et l'utilisation du sac Géotube® entraînent donc des modifications de certains paramètres physicochimiques. Toutefois, ces changements sont mineurs et n'entraînent pas d'impact significatif sur la qualité de l'eau du lac Waterloo. Par ailleurs, étant donné le temps relativement court durant lequel l'eau s'est écoulée du sac Géotube®, il est important de préciser que la comparaison ne tient qu'à l'analyse d'un seul échantillon. Cependant, il est considéré que cet échantillonnage est représentatif de ce qui s'écoulait du sac Géotube®.

Le pompage des sédiments et l'utilisation du sac Géotube® permettent de retenir une partie du phosphore total, de la chlorophylle et de la phycocyanine. La concentration d'azote total dans l'eau résiduelle était supérieure à celle mesurée dans le lac. Le cycle de l'azote est complexe et il est difficile de déterminer une cause précise expliquant cette augmentation de la concentration d'azote total. Pour leurs parts, les concentrations de COT et de MES étaient comparables à celles mesurées dans le lac Waterloo. Le rejet de l'eau provenant du sac Géotube® n'entraîne donc pas d'impact significatif sur la qualité de l'eau du lac Waterloo pour ces paramètres.

Certains métaux mesurés dans l'eau résiduelle à la sortie du sac Géotube® étaient plus concentrés que dans le lac Waterloo. C'est le cas notamment de l'aluminium, de l'arsenic et du fer. La concentration d'arsenic (0,002 mg/L) était située très près de la limite de détection du laboratoire (0,001 mg/L). Il est donc difficile de prétendre que l'utilisation du sac Géotube® ait eu une quelconque influence la concentration de cet élément. Par contre, les concentrations d'aluminium et de fer étaient de deux à trois fois plus élevées dans l'eau résiduelle que dans le lac Waterloo (tableau 24). Il est possible que le brassage des sédiments pendant le pompage puisse favoriser le relargage des métaux contenus dans les sédiments, et ceux-ci ne soient par retenus par le sac Géotube®. Compte-tenu du petit volume d'eau qui retourne au lac et du fait que les concentrations sont de beaucoup inférieures aux critères du MDDEP pour l'eau de surface, l'impact sur la qualité de l'eau du lac est considéré négligeable.

## 5.2 ÉVOLUTION DES TENEURS EN NUTRIMENTS

### 5.2.1 Phosphore total dans les échantillons intégrés

#### 5.2.1.1 *Comparaison statistique*

La concentration moyenne de phosphore total dans les échantillons d'eau intégrés de la zone photique provenant de la station POM est significativement différente de la concentration moyenne mesurée à la station REF. Par contre, il n'y a pas de différence significative entre les stations POM et TEM (tableau 25). Les détails des tests statistiques sont présentés à l'annexe 5.

Tableau 25 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF et POM pour les échantillons intégrés de la zone photique entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	43,5	16,1	43,0	a
TEM	9	89,7	30,5	79,0	b
POM	9	95,5	50,5	86,0	b

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

### 5.2.1.2 Évolution des concentrations

La tendance observée à la station POM diffère de celles observées aux stations REF et TEM (figure 16). En effet, la tendance générale montre une diminution entre le 18 juin (62 µg/L) et le 13 août (38 µg/L), suivie d'une augmentation jusqu'à la fin de l'expérimentation le 14 octobre (92,6 µg/L). La variation temporelle à cette station est caractérisée par des variations importantes de la concentration de phosphore total entre les 27 août (160 µg/L) et 10 septembre (190 µg/L), suivi d'une diminution importante le 24 septembre (86 mg/L). Cette variation n'est pas observée aux stations REF et TEM pour cette même période.

## 5.2.2 Variation des concentrations de phosphore total dans les échantillons du fond

### 5.2.2.1 Comparaison statistique

La concentration moyenne de phosphore total dans les échantillons du fond provenant de la station POM n'est pas significativement différente de la concentration moyenne mesurée à la station REF, ni de celle mesurée à la station TEM (tableau 26). Les détails des tests statistiques sont présentés à l'annexe 5.

Tableau 26 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore total aux stations TEM, REF et POM mesurées dans les échantillons du fond entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	51,9	22,7	48,0	a
TEM	9	80,2	31,8	84,0	a
POM	9	60,3	20,4	64,0	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

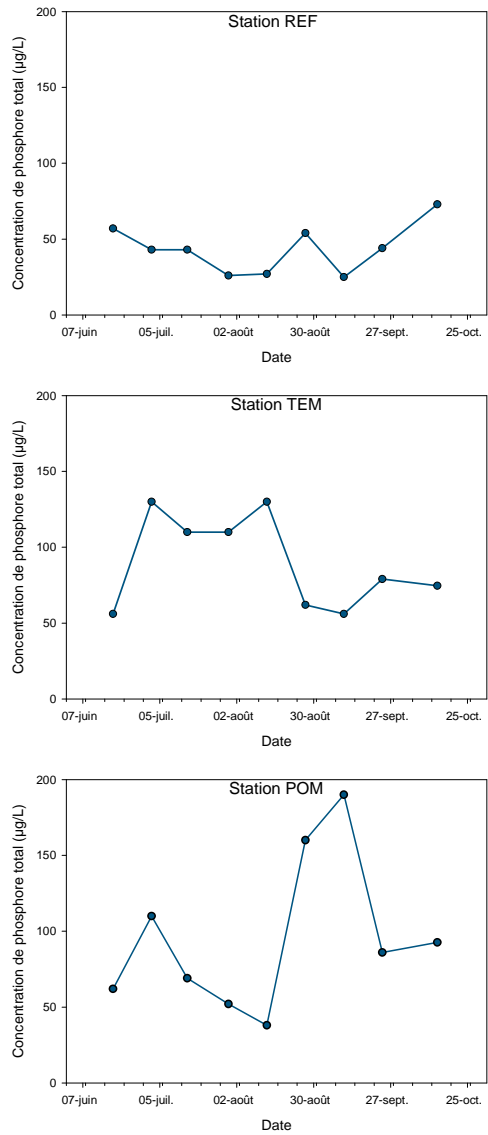


Figure 16 Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 5.2.2.2 Évolution des concentrations

Après une augmentation survenue entre le 18 juin et le 2 juillet, (64 µg/L à 100 µg/L), les concentrations moyennes de phosphore total à la station POM diminuent jusqu'au 13 août (37 µg/L) (figure 17). Après cette date, les concentrations de phosphore total se mettent à augmenter jusqu'à la fin de la période expérimentale, où elles atteignent une valeur de 73,8 µg/L. Cette tendance ressemble plus à celle observée à la station REF que celle de la station TEM où pour cette dernière, les concentrations tendent plutôt à diminuer au cours de cette même période.

## 5.2.3 Variation des concentrations de phosphore dissous dans les échantillons intégrés

### 5.2.3.1 Comparaison statistique

La concentration moyenne de phosphore dissous à la station POM est significativement différente de celle mesurée à la station REF (tableau 27). La concentration présente dans l'eau à cette station est près du double de celle mesurée à la station de référence du lac Waterloo.

Malgré le fait que l'analyse statistique ne révèle pas de différence significative entre les stations TEM et POM, la teneur en phosphore dissous est près de deux fois moindre que celle mesurée à la station TEM. Il est à noter que l'écart-type calculé sur la moyenne à la station TEM est très élevé, ce qui limite la possibilité de détecter une différence significative avec la station POM.

Tableau 27 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF et POM mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	8,5	6,9	6,4	a
TEM	9	31,2	25,1	23,2	b
POM	9	16,2	8,3	18,0	b

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles (p>0,05).

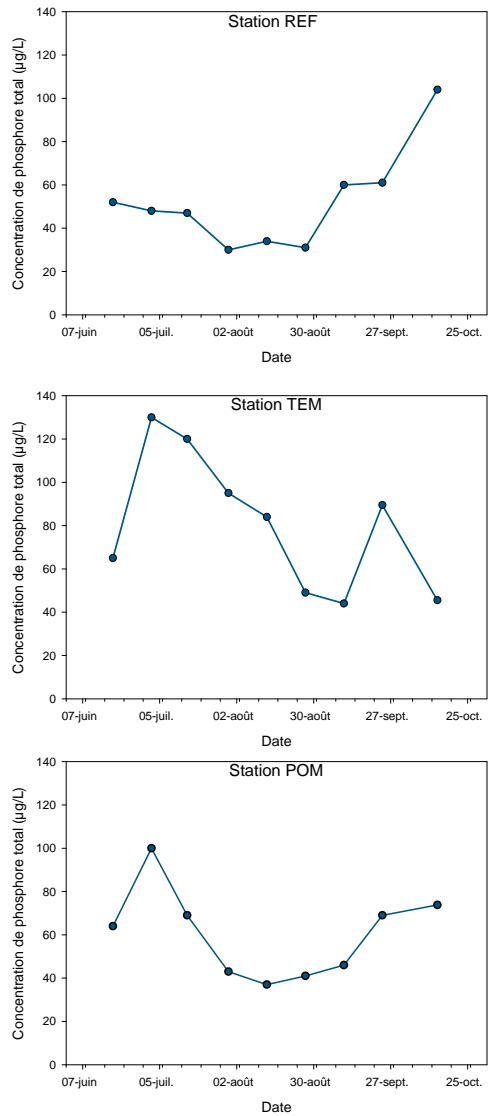


Figure 17 Variation des concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 5.2.3.2 Évolution des concentrations

Il est possible de constater à la figure 18 que les concentrations de phosphore dissous ont été plus faibles à la station de référence pendant la majeure partie de l'expérimentation, soit entre le 18 juin et le 24 septembre. Au cours de cette période, les concentrations ont varié entre 11 µg/L et 0,6 µg/L à la station REF, tandis qu'elles ont varié entre 34 µ/L et 7,8 µ/L à la station POM, et entre 76 µg/L et 4,9 µg/L à la station TEM. Il est à noter que les concentrations de phosphore dissous diminuent aux trois stations durant cet intervalle de temps, mais que cette diminution est nettement plus marquée à la station TEM (figure 18). Par ailleurs, les concentrations augmentent à nouveau après le 10 septembre aux trois stations, mais seule la station POM affiche au 14 octobre une concentration en phosphore dissous qui est inférieure à celle mesurée le 18 juin.

## 5.2.4 Variation des concentrations de phosphore dissous dans les échantillons du fond

À l'instar des échantillons intégrés de la zone photique, la teneur moyenne en phosphore dissous mesurée dans les échantillons du fond à la station POM est significativement différente de celle mesurée à la station REF (tableau 28). Les détails statistiques sont présentés à l'annexe 5. Toutefois, pour les mêmes raisons que celles évoquées à la section 5.2.3.1, il n'y a pas de différence significative avec la station TEM, malgré le fait que la moyenne mesurée à la station POM (20,6 µg/L) soit nettement inférieure à celle de la station TEM (37,7 µg/L).

Tableau 28 Résultats des analyses statistiques de la concentration moyenne de phosphore dissous aux stations TEM, REF et POM mesurés dans les échantillons du fond entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Station	n	Moyenne (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	9	13,6	16,4	7,9	a
TEM	9	37,7	26,9	28,0	b
POM	9	20,6	7,0	18,0	b

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles (p>0,05).

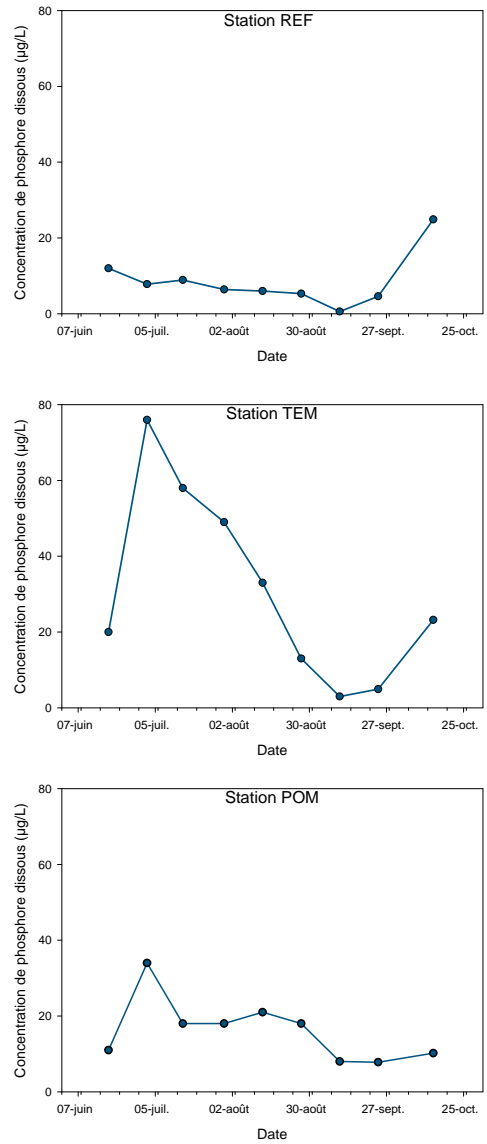


Figure 18 Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo



## 5.2.4.1 Évolution des concentrations

Les tendances observées dans les échantillons du fond (figure 19) ressemblent beaucoup à celles observées dans les échantillons intégrés de la zone photique présentées précédemment à la figure 19. Après une augmentation de sa concentration entre le 18 juin (9,5 µg/L) et le 2 juillet (34 µg/L), les concentrations de phosphore dissous affichent une diminution jusqu'au 10 septembre avant d'augmenter à nouveau la fin de la période expérimentale, le 14 octobre (24,7 µg/L). La tendance observée à la station POM montre aussi clairement que les concentrations de phosphore dissous sont demeurées supérieures à celles mesurées à la station REF pendant la quasi-totalité de la période expérimentale. À l'opposé, les teneurs sont quasi toujours inférieures à celles mesurées à la station TEM.

## 5.2.5 Variation des concentrations d'azote total et d'azote ammoniacal

### 5.2.5.1 Échantillons intégrés de la zone photique

Les concentrations d'azote total mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique sont présentées au tableau 29. La tendance observée à la station POM est comparable à celles observées aux stations REF et TEM. Elle se caractérise par une diminution de la concentration au début de l'expérimentation pour atteindre une valeur située sous le seuil de détection du laboratoire (0,2 mg/L) le 15 juillet. La concentration d'azote total se maintient sous ce seuil jusqu'au 24 septembre où elle augmente au-dessus de la limite de détection (0,2 mg/L) pour atteindre une valeur de 1,2 mg/L. La concentration d'azote total continue d'augmenter jusqu'à la fin de l'expérimentation le 14 octobre (2,0 mg/L).

Cette tendance est similaire à celles observées aux stations REF et TEM.

Tableau 29 Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons de la zone photique aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

DATE	REF		TEM		POM	
	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)
18 juin	0,6	--	0,2	--	0,7	--
2 juillet	0,5	--	0,7	--	0,8	--
15 juillet	--	--	0,03	--	--	--
30 juillet	0,4	--	0,03	--	--	--
13 août	--	0,03	--	0,02	--	0,02
27 août	--	--	--	--	--	--
10 septembre	--	--	--	--	--	--
24 septembre	2,3	0,05	0,9	0,05	1,2	0,11
14 octobre	1,1	0,04	1,4	0,09	2,0	0,05

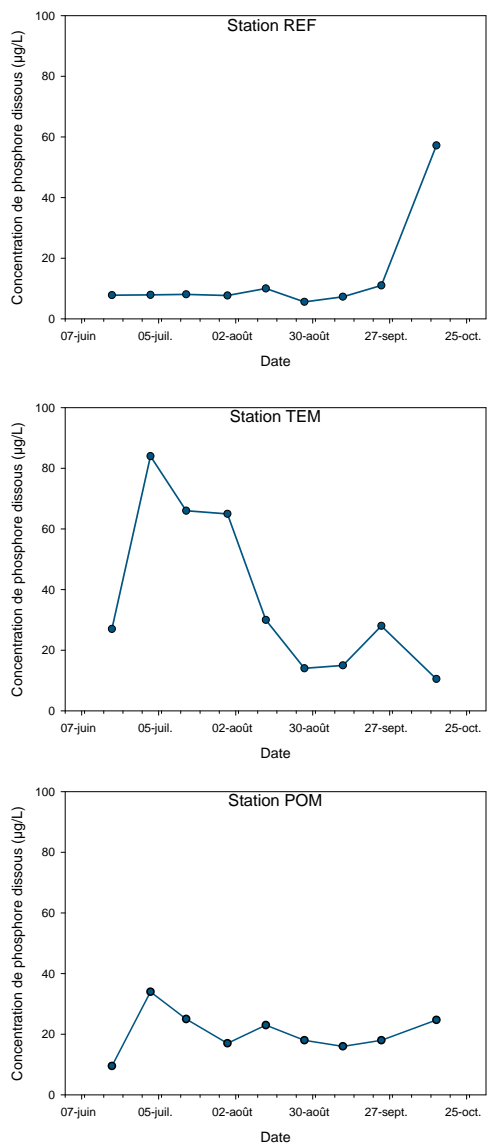


Figure 19 Variation des concentrations de phosphore dissous mesurées dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Il n'y a pas de tendance précise qui se dégage de l'examen des résultats d'analyse de l'azote ammoniacal (tableau 29). En effet, l'azote ammoniacal n'est détecté qu'à trois reprises à partir du 13 août à une concentration située à la limite de détection du laboratoire (0,02 mg/L). Après cette date, l'azote ammoniacal n'est détecté que le 24 septembre (0,11 mg/L) et le 14 octobre (0,05 mg/L). Les concentrations d'azote ammoniacal de la station POM sont comparables à celles mesurées aux stations REF et TEM, à l'exception du 24 septembre où la teneur est plus élevée à la station POM (0,11 mg/L) qu'aux stations REF et TEM (0,05 mg/L chacune).

## 5.2.5.2 Échantillons du fond

À la station POM, l'azote total n'a été détecté qu'à trois reprises au cours de la période expérimentale, soit au début (18 juin et 2 juillet), au milieu (13 août) et à la fin de la période expérimentale (24 septembre et 14 octobre).

Les concentrations sont comparables entre les stations, sauf à la fin de la période expérimentale (tableau 30). En effet, le 24 septembre, la teneur en azote total est plus élevée à la station POM (1,8 mg/L) qu'aux stations REF (0,8 mg/L) et TEM (0,7 mg/L). À l'opposé, le 14 octobre, la concentration d'azote total (0,9 mg/L) ne représente que la moitié de celle mesurée à la station REF (1,8 mg/L).

Tableau 30 Variation de la concentration d'azote total mesurée dans les échantillons du fond aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

DATE	REF		TEM		POM	
	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)	Azote total (mg/L)	Azote ammoniacal (mg/L)
18 juin	0,5	--	0,5	0,09	0,7	0,03
2 juillet	0,8	0,14	0,6	0,04	0,7	--
15 juillet	--	0,05	--	--	--	0,02
30 juillet	--	--	--	--	--	--
13 août	0,3	0,03	0,6	--	0,3	0,02
27 août	--	--	--	--	--	--
10 septembre	--	--	--	--	--	--
24 septembre	0,8	0,02	0,7	--	1,8	0,05
14 octobre	1,8	0,04	1,2	0,04	0,9	0,05

Les concentrations d'azote ammoniacal à la station POM sont situées près de la limite de détection du laboratoire (0,02 mg/L). Aucune tendance particulière n'est discernable, et les teneurs varient entre 0,02 mg/L et 0,05 mg/L (tableau 30). Ces concentrations sont comparables à celles mesurées aux stations REF et POM, à l'exception du 2 juillet à la station REF où une concentration de 0,14 mg/L a été mesurée, et le 18 juin à la station TEM où une l'azote ammoniacal a été détecté à une teneur de 0,09 mg/L.

## 5.2.6 Carbone organique total dans les échantillons de la zone photique

### 5.2.6.1 Comparaison statistique

Les analyses statistiques ne révèlent pas de différence significative en les concentrations moyennes de COT analysés dans les échantillons intégrés de la zone photique (Friedman, Chi-carré =2,688;  $p=0,611$ ). Les détails des analyses statistiques sont présentés à l'annexe 5.

### 5.2.6.2 Évolution des concentrations

La variation temporelles présente à la station POM est quasi identique celles observées aux stations REF et TEM (figure 20). Les concentrations varient peu entre le 18 juin et le 27 août, mais les teneurs augmentent soudainement le 24 septembre à des concentrations de plus de 90 mg/L, avant de redescendre sous la barre de 10 mg/L le 14 octobre. Des variations similaires ont aussi été observées aux stations REF (60 mg/L) et TEM (50 mg/L) les 24 septembre et 14 octobre (figure 20).

## 5.2.7 Carbone organique total dans les échantillons du fond

### 5.2.7.1 Comparaison statistique

À l'instar des échantillons intégrés de la zone photique, les analyses statistiques ne révèlent pas de différence significative entre les concentrations moyenne de COT pour les échantillons prélevés près du fond (ANOVA sur les mesures répétitives,  $p=0,236$ ). Le détail des analyses statistiques est présenté à l'annexe 5.

### 5.2.7.2 Évolution des concentrations

La figure 21 montre les variations temporelles observées au cours de la période expérimentale. Il est possible de constater que les patrons de variation des concentrations de COT sont comparables entre les stations, mais que les teneurs en COT ont tendance à être plus élevées à la station POM, particulièrement entre le 18 juin et le 27 août.

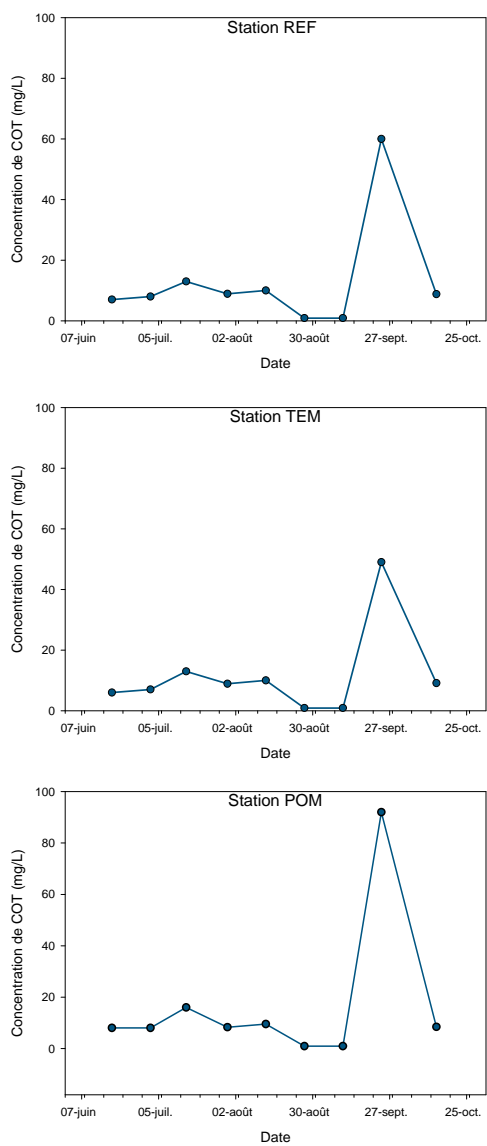


Figure 20 Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique aux statons POM, REF et TEM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

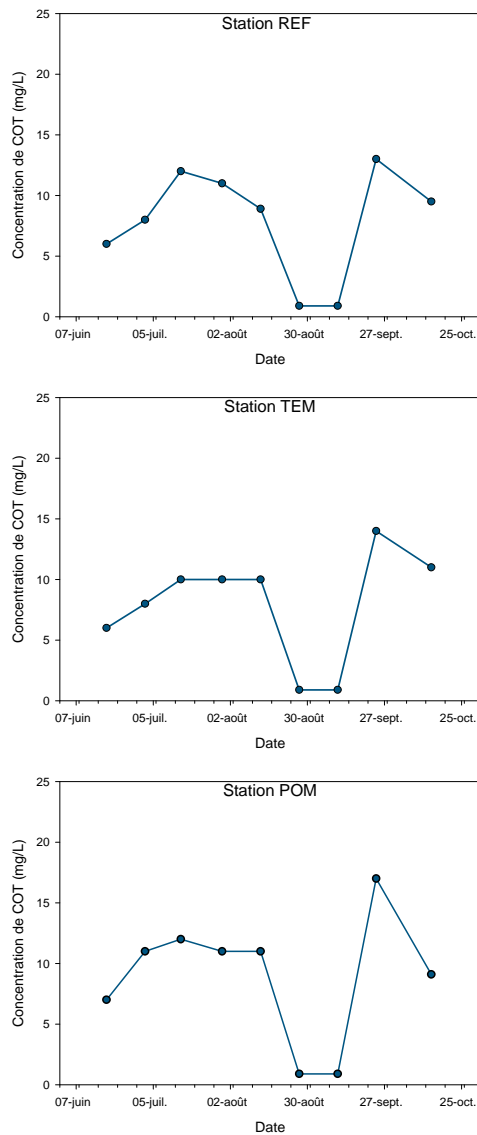


Figure 21 Variation des concentrations de COT mesurées dans les échantillons du fond aux stations POM, REF et TEM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 5.2.8 Matières en suspension

Il n'y a pas de différence significative entre les concentrations de MES mesurées à la station POM et celles mesurées aux stations REF et TEM, que ce soit pour les échantillons intégrés de la zone photique ou pour les échantillons du fond. Les détails statistiques sont présentés à l'annexe 5.

Les concentrations de MES sont légèrement plus élevées dans les échantillons du fond, variant entre 9,4 mg/L à la station TEM et 29,0 mg/L à la station REF. Pour leurs parts, les concentrations de MES dans les échantillons intégrés de la zone photique varient entre 5,3 mg/L à la station TEM et 13,8 mg/L à la station POM (tableau 31).

Tableau 31 Résultats des analyses statistiques des concentrations moyennes des MES mesurées aux stations REF, TEM, et POM mesurées dans les échantillons de la zone photique et du fond entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

	Station	n	Moyenne (mg/L)	Écart-type (mg/L)	Médiane (mg/L)	Différence statistique <sup>1</sup>
Intégré	REF	7	12,3	8,5	10	a
	TEM	6	10,0	5,3	8	a
	POM	5	13,8	6,9	12	a
Fond	REF	6	29,0	44,8	11	a
	TEM	7	9,4	6,0	6	a
	POM	5	11,4	4,3	11	a

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles ( $p > 0,05$ ).

La tendance observée à la station POM est comparable à celles des stations REF et TEM, soit une diminution des MES entre le 18 juin (12 mg/L) et le 10 septembre (sous la limite de détection du laboratoire de 4 mg/L) (figure 22). Une augmentation est observée par la suite le 24 septembre (23 mg/L), suivie d'une baisse le 14 octobre (18 mg/L) dans les échantillons intégrés de la zone photique et ceux du fond.

À l'instar des stations LEN et BRA, les concentrations de MES dans les échantillons du fond demeurent relativement constantes tout au long de l'expérimentation (figure 23), et se distinguent de la station REF pour laquelle une forte augmentation des MES survient le 14 octobre. Cette augmentation soudaine pourrait être attribuable à la présence de particules sédimentaires remise en circulation lors de l'échantillonnage.

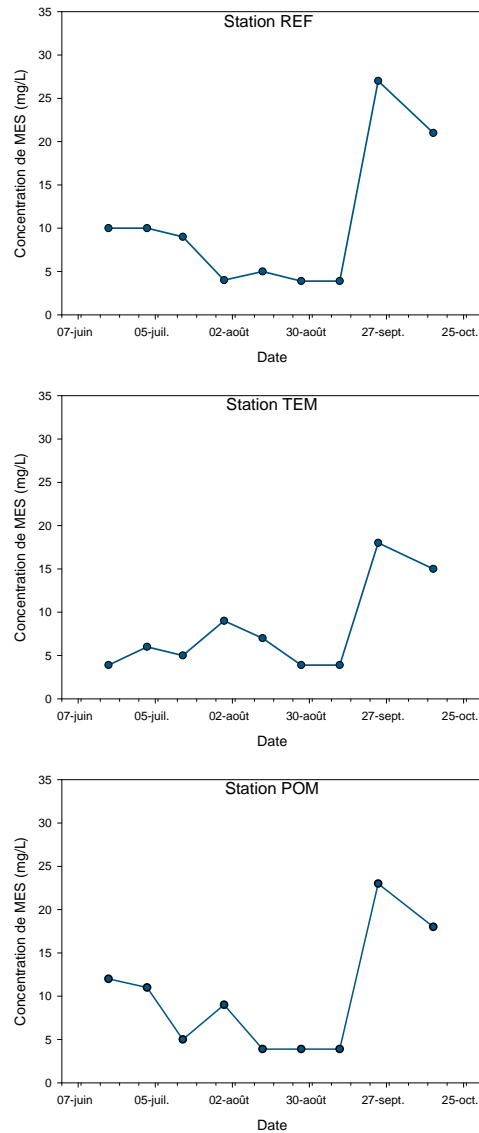


Figure 22 Variation des concentrations de MES mesurées aux stations REM, TEM et POM dans les échantillons de la zone photique entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo



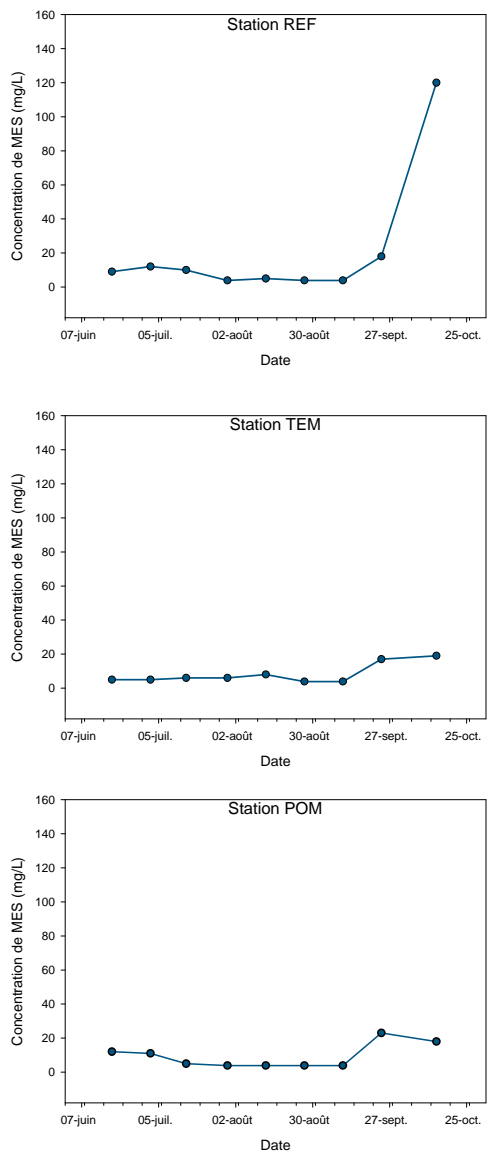


Figure 23 Variation des concentrations de MES mesurées dans les échantillons du fond aux stations REM, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

### 5.3 PARAMÈTRES MESURÉS *IN SITU*

Le pompage des sédiments n'a eu que peu d'effet sur les paramètres qui ont été mesurés chimiques mesurés *in situ* (figure 24). Ceci est particulièrement vrai pour la température, le pH et la conductivité où les courbes de variations temporelles se superposent quasi complètement. Pour leurs parts, les variations temporelles de l'oxygène dissous et du potentiel d'oxydo-réduction affichent des tendances comparables, bien qu'à certains moments, il puisse subsister certains écarts entre les stations. Par exemple, le potentiel d'oxydo-réduction mesuré le 18 juin est de 136,4 mV, 88,4 mV et 40,2 mV pour les stations TEM, REF et POM respectivement.

#### 5.3.1 Profils physicochimiques

Le pompage des sédiments n'a pas eu d'effet notable sur les profils physicochimiques déterminés à la station POM (annexe 6). Aucune stratification thermique n'est présente, bien qu'à l'occasion, un certain gradient de température en fonction de la profondeur puisse être observé le 9 juillet, le 13 août et le 3 septembre à cette station.

À l'instar des stations LEN et BRA, les profils d'oxygène dissous à la station POM affichent des stratifications à l'occasion, mais celles-ci sont souvent mal définies et non persistantes. Par exemple, à la station POM le 26 juin, une augmentation de la concentration d'oxygène dissous est observable entre la surface et un mètre de profondeur, suivie d'une diminution jusqu'au fond (annexe 6). Ce profil disparaît peu à peu au cours des semaines suivantes avant de réapparaître du 13 août jusqu'au 10 septembre. Comme il a déjà été mentionné, entre le 18 juin et le 15 juillet, aucun gradient en fonction de la profondeur n'est observé aux stations REF et TEM.

La conductivité n'affiche aucune stratification en fonction de la profondeur à la station POM. Un certain gradient est observable le 13 août mais celui-ci varie grandement entre les stations et ne persiste pas après cette date. Ainsi, aux stations BRA et TEM, la conductivité est constante sur toute la colonne d'eau. Le profil de la conductivité à la station POM montre une diminution de la surface jusqu'à 0,5 m de profondeur, et demeure constant jusqu'à environ 1,25 m. Par la suite, la conductivité augmente à nouveau environ 50 cm plus bas, et demeure constante jusqu'au fond. À la station LEN, la conductivité diminue légèrement dans les premiers cinquante centimètres, et ne varie plus par la suite jusqu'au fond du lac. Pour sa part, le profil mesuré à la station REF montre une diminution de la conductivité à 1,5 m de profondeur, passant de 0,150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à la surface à 0,116  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (annexe 6). Puis, la conductivité remonte à 0,137  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et se maintient à cette valeur jusqu'au fond.

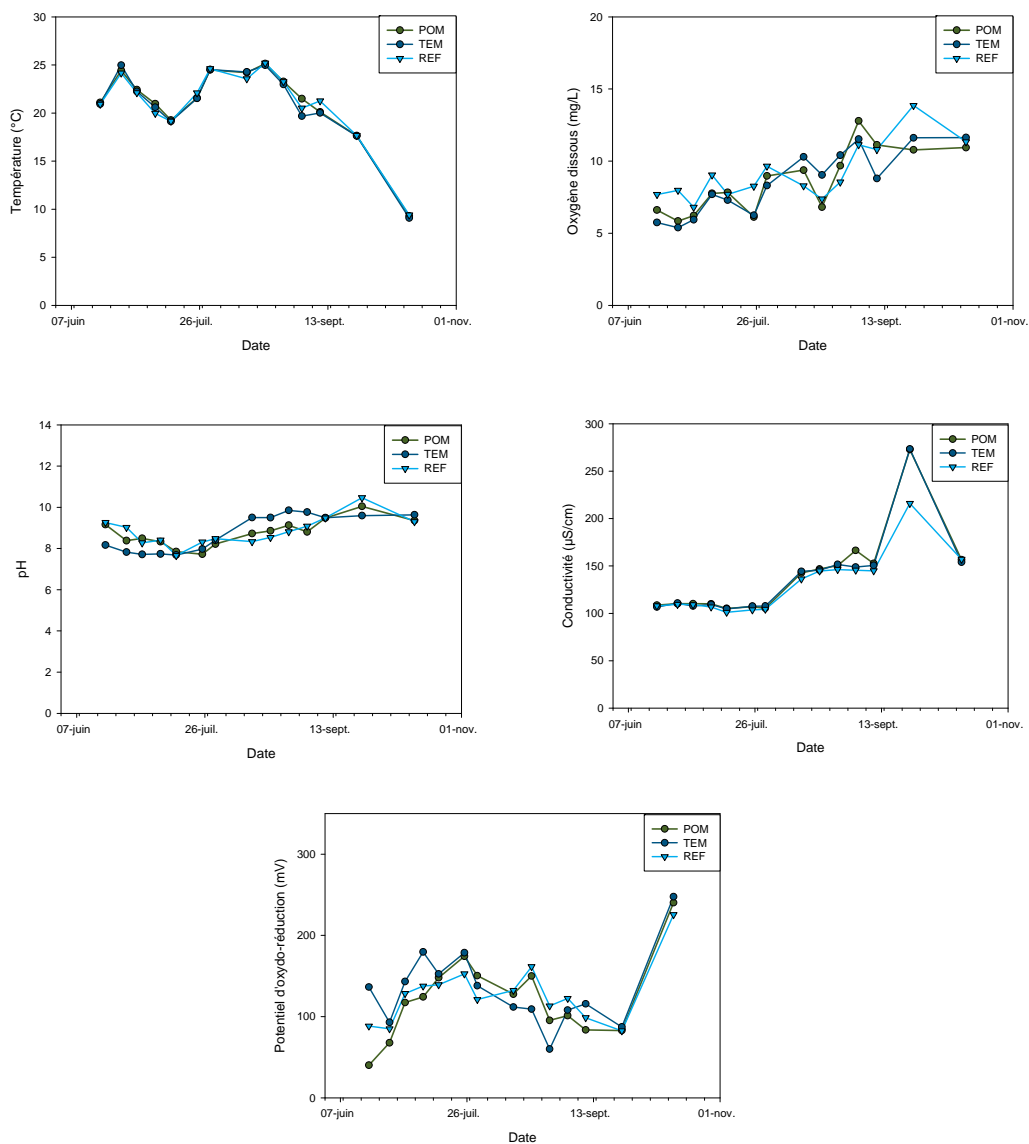


Figure 24 Variation des paramètres physicochimiques mesurés aux stations REF, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Le pH ne présente pas de réel gradient de variation en fonction de la profondeur (annexe 6). Au début de l'expérimentation, le pH diminue légèrement à partir de 1,5 m jusqu'au fond à la station POM, soit entre le 18 juin et le 9 juillet, mais ce gradient s'atténue peu à peu et disparaît par la suite. Des profils similaires pour ce paramètre sont aussi présents aux stations REF et TEM. Par contre, le septembre à la station LEN, le profil du pH montre une diminution marquée à 1,5 de profondeur où le pH passe de 9,8 à 8,5 pour revenir à 9,4 entre un et deux mètres de profondeur (fond). Le 24 septembre, toujours à la station LEN, le profil du pH montre une augmentation

soudaine à un mètre de profondeur, passant de 8,8 en surface à 10,8 à 1 m, suivi d'une diminution progressive à 10,2 à 2 m de profondeur (annexe 6).

Il n'y a pas de profil constant du potentiel d'oxydo-réduction et ceux-ci semblent varier beaucoup d'une semaine à l'autre, ainsi que d'une station à l'autre (annexe 6).

## 5.3.2 Paramètres biologiques

### 5.3.2.1 Chlorophylle

Il est important de rappeler que la sonde multiparamètres mesure la chlorophylle totale, et non seulement la chlorophylle *a*. Ces mesures ne reflètent donc pas la productivité du lac aussi fidèlement que peuvent le faire les résultats analysés en laboratoire. Néanmoins, elles permettent d'avoir rapidement une idée de l'évolution *in situ* de ce paramètre

Les concentrations de chlorophylle se situent à l'intérieur d'une fenêtre variant entre 5 µg/L et 15 µg/L (figure 25). Cependant, les fluctuations observées entre le 18 juin et le 14 octobre ne sont pas identiques entre les stations. Ainsi, les concentrations de la chlorophylle à la station POM affichent une diminution entre le 18 juin et le 25 août, suivie d'une augmentation jusqu'à la fin de la période expérimentale. Cette tendance ressemble à celle observée à la station REF pour la période qui précède le 25 août. Après cette date, la tendance observée à la station POM ressemble plus à celle de la station TEM (figure 25), où une augmentation marquée est observée jusqu'au 10 septembre, suivie d'une diminution jusqu'à la fin de la période expérimentale.

Les figures présentées à l'annexe 7 montrent qu'à la station POM, les profils de la chlorophylle en fonction de la profondeur affichent des gradients très variables dans le temps. En effet, à l'instar des autres stations, il n'y a pas de gradient stable qui se forme en fonction de la profondeur. Au contraire, ceux-ci surviennent à différentes profondeurs et ne durent que quelques jours. Ceci est particulièrement visible à la station POM entre le 20 août et le 10 septembre (annexe 7).

### 5.3.2.2 Phycocyanine

La figure 26 présente les concentrations moyennes hebdomadaires de la phycocyanine mesurées *in situ* au cours de l'expérimentation entre le 18 juin et le 14 octobre. L'analyse statistique révèle que les concentrations de phycocyanine à la station POM sont significativement moins élevées que celles mesurées à la station REF. Par contre, aucune différence significative n'est décelée entre les stations POM et TEM (tableau 32). Les résultats détaillés des analyses statistiques sont présentés à l'annexe 5.

Tableau 32 Résultats des analyses statistiques de la comparaison des concentrations de phycocyanine mesurées aux stations du lac Waterloo entre le 18 juin et le 14 octobre 2009

Station	n	Moyenne (cellules/ml)	Écart-type (cellules/ml)	Médiane (cellules/ml)	Différence observée <sup>1</sup>
REF	85	41 849,3	42 514,6	22 870,0	a
TEM	85	39 014,4	39 644,2	20 600,0	ab
POM	85	32 775,0	37 124,7	19 300,0	b

<sup>1</sup>Les stations avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes entre elles (p>0,05).

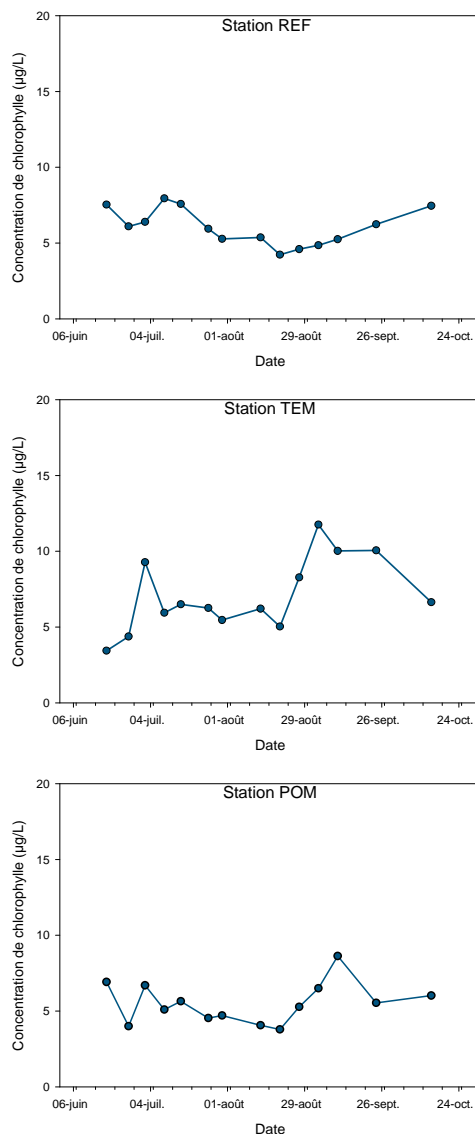


Figure 25 Variation des concentrations de chlorophylle mesurées aux stations REM, TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Les variations temporelles de la phycocyanine à la station POM sont comparables avec celles observées à la station REF, mais différent de celles observées à la station TEM (figure 26). Ainsi,

les concentrations de phycocyanine diminuent à la station POM entre le 18 juin et le 25 juillet, passant de 24 511 cellules/ml à 7 740 cellules/ml au cours de cette période. À l'opposé, la concentration de phycocyanine tend à augmenter au cours de cette période à la station TEM, particulièrement entre le 29 août et le 5 septembre. Malgré cette différence au niveau de l'évolution temporelle de la concentration de la phycocyanine, les tests statistiques ne sont pas parvenus à mesurer une différence significative entre les stations. Ceci peut être le reflet d'un effectif (n) trop faible pour que les tests statistiques soient en mesure de détecter une différence significative.

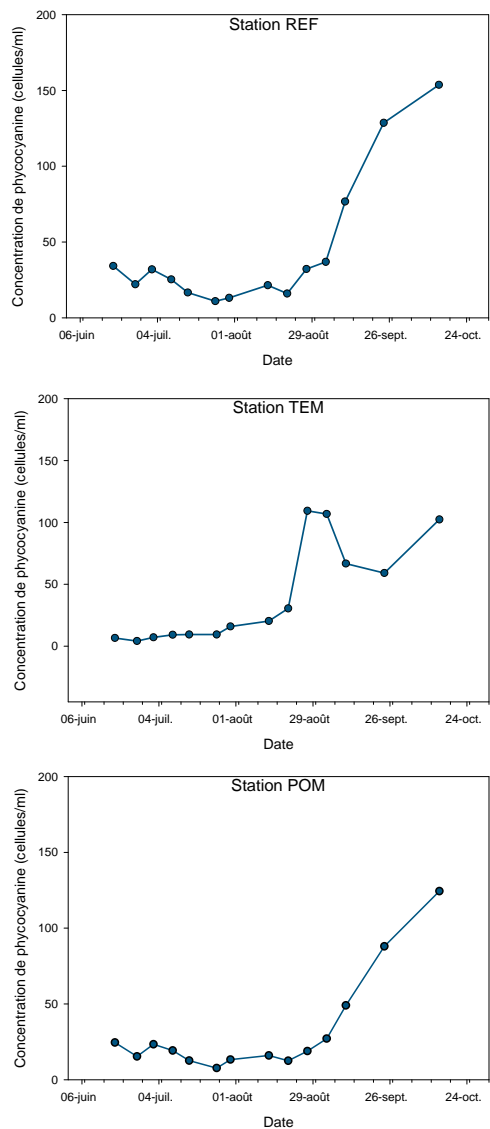


Figure 26 Variation des concentrations de phycocyanine mesurées aux stations REM. TEM et POM entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

À partir de cette date à la station POM, les concentrations de phycocyanine augmentent jusqu'au 3 septembre (27 075 cellules/ml) pour culminer le 14 octobre à une concentration de 124 400 cellules/ml.

## 5.4 MÉTAUX

Les concentrations des métaux analysés à la station POM sont comparables à celles mesurées aux stations REF et TEM (annexe 9), et demeurent relativement constantes tout au long de la période expérimentale.

Les concentrations d'aluminium dans les échantillons intégrés de la zone photique varient entre 0,02 mg/L et 0,05 mg/L et entre 0,01 mg/L et 0,06 mg/L dans les échantillons du fond.

Les concentrations de calcium varient entre 14 mg/L et 17 mg/L dans les échantillons intégrés de la zone photique, ainsi que dans les échantillons du fond. Une légère augmentation de la concentration peut être observée entre le début et la fin de l'expérimentation.

Les teneurs en magnésium mesurées varient entre 2,3 mg/L et 2,8 mg/L dans les échantillons intégrés de la zone photique ainsi que dans les échantillons du fond. À l'instar de l'aluminium, les concentrations de magnésium augmentent légèrement entre le début et la fin de l'expérimentation.

Les concentrations de potassium varient peu entre le début et la fin de l'expérimentation. Les concentrations varient entre 0,8 mg/L et 1,0 mg/L dans l'ensemble des échantillons prélevés à la station POM.

Le fer présente une plus grande variabilité que les autres métaux. Dans les échantillons intégrés de la zone photique, la concentration moyenne mesurée à la station POM (0,16 mg/L) est comparable à celle mesurée à la station TEM (0,15 mg/L), mais plus faible que celle mesurée à la station REF (0,24 mg/L).

Dans les échantillons du fond, la concentration moyenne à la station POM (0,18 mg/L) est nettement inférieure à celles mesurées aux stations TEM (0,32 mg/L) et REF (0,43 mg/L).

Le mercure n'a été détecté qu'à une seule reprise dans les échantillons intégrés de la zone photique à la station POM et ce, à une valeur égale à la limite de détection du laboratoire. Dans les échantillons du fond, les concentrations varient entre 0,0005 mg/L et 0,0008 mg/L, et sont similaires à celles mesurées aux stations REF et TEM.

Pour leurs parts, les résultats d'analyses pour le sodium affichent des concentrations variant entre 8,9 mg/L et 9,6 mg/L à la station POM dans les échantillons intégrés de la zone photique, et entre 8,3 mg/L et 9,7 mg/L à cette même station dans les échantillons du fond. Aucune tendance temporelle n'est discernable pour ce paramètre.

## 5.5 QUALITÉ DES SÉDIMENTS

La figure 27 présente les comparaisons des concentrations de l'azote total, du phosphore total et du COT mesurés dans les sédiments au début (18 juin) et la fin de l'expérimentation (14 octobre). L'utilisation de la lentille d'eau avec ou sans brassage des sédiments, ainsi que le pompage des sédiments n'ont pas eu d'effet significatifs sur la qualité des sédiments. En effet, les variations des concentrations de phosphore total dans les sédiments observées aux stations LEN et POM sont comparables à celle observée à la station TEM. Pour sa part, la concentration de phosphore total dans les sédiments de la station BRA affiche plutôt une augmentation entre le début et la fin de la période expérimentale.

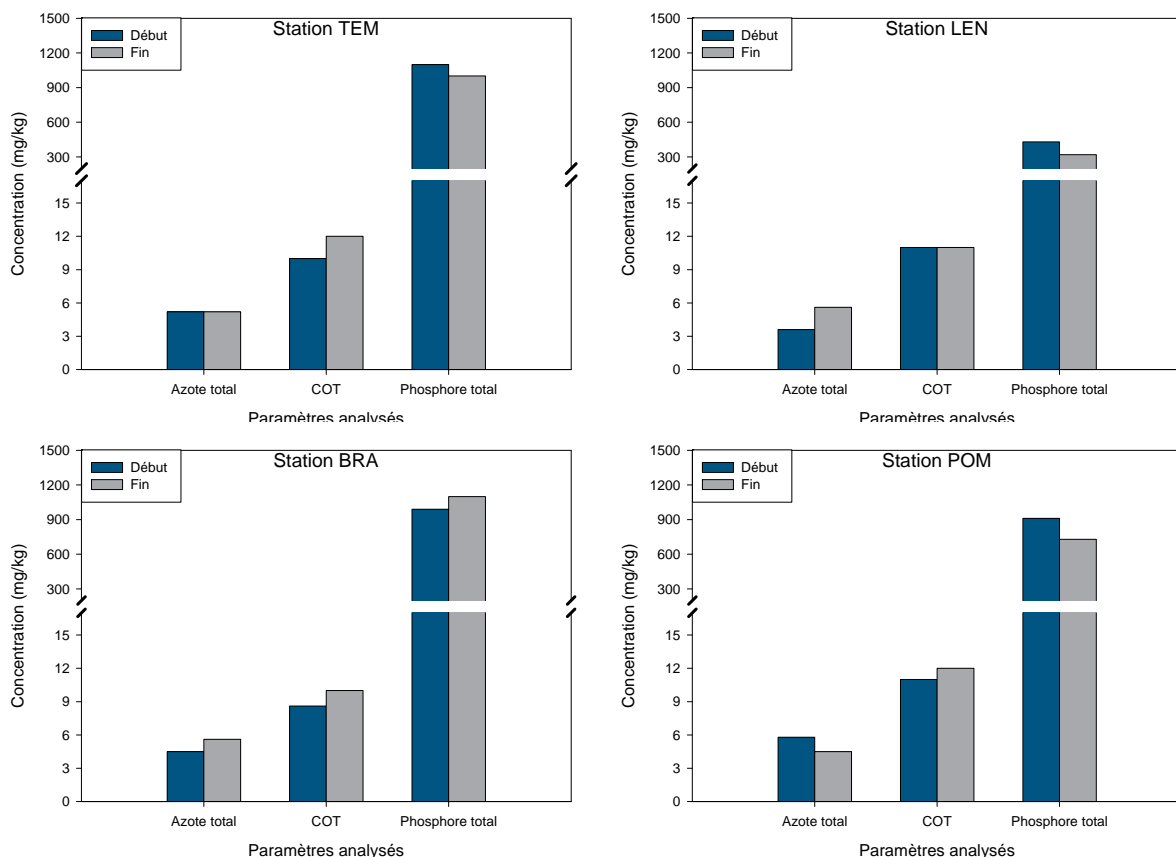


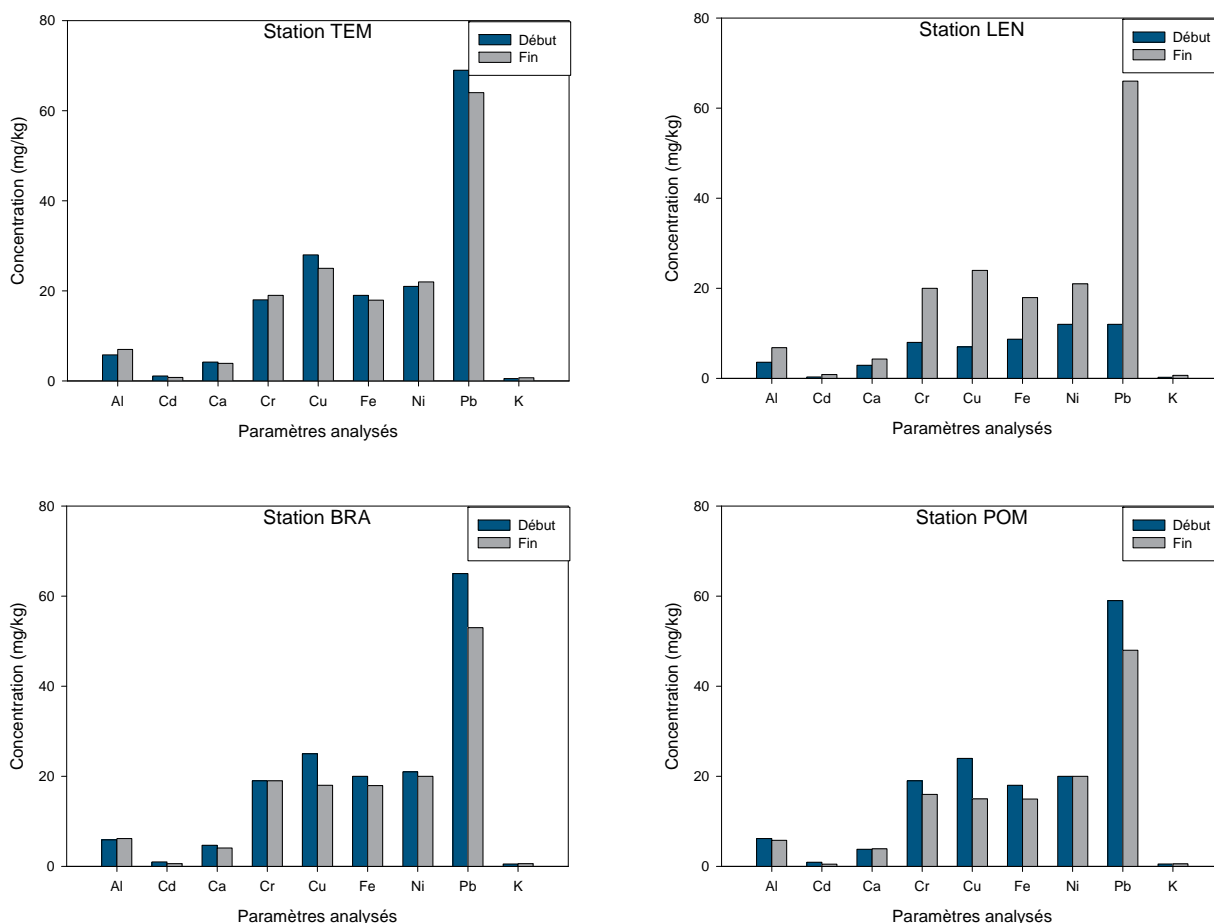
Figure 27 Variation des concentrations de phosphore, d'azote et de carbone organique total mesurées dans les sédiments entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Les teneurs en COT dans les sédiments ont légèrement augmenté entre le début et la fin de la période expérimentale aux stations POM, BRA et TEM. Pour sa part, les teneurs en COT sont demeurées inchangées à la station LEN.



Les concentrations d'azote total aux stations LEN et BRA ont augmenté entre le début et la fin de la période expérimentale. À l'opposé, les concentrations d'azote total ont diminué à la station POM au cours de cette période. À la station TEM, les concentrations n'ont pas varié entre le début et la fin de la période expérimentale.

Les concentrations de métaux lourds mesurés dans les sédiments des stations BRA et POM diminuent légèrement entre le début et la fin de la période expérimentale. Le cuivre et le plomb affichent les diminutions les plus importantes à ces stations (figure 28).



Notes : Les concentrations de fer, d'aluminium, de potassium et de calcium doivent être multipliées par 1 000

Les métaux dont les concentrations sont inférieures à la limite de détection du laboratoire ne sont pas présentés dans cette figure.

Figure 28 Variation des concentrations de métaux mesurées dans les sédiments entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Les concentrations des métaux lourds mesurés dans les sédiments de la station TEM diminuent légèrement entre le début et la fin de la période expérimentale, à l'exception de l'aluminium, du chrome et du nickel.

Les concentrations de certains métaux ont augmenté dans les sédiments de la station LEN. C'est le cas notamment pour le chrome, le cuivre, le fer, le nickel et le plomb (figure 28). L'aluminium, le cadmium et le calcium affichent aussi une augmentation de leurs concentrations, mais ces augmentations sont moins importantes que celles des métaux mentionnés précédemment. Il est important de mentionner qu'à la station LEN, les concentrations de métaux à la fin de l'expérimentation sont néanmoins comparables avec celles des autres stations. Rappelons qu'au début de l'expérimentation, les concentrations de métaux lourds à la station LEN étaient nettement moins élevées qu'aux autres stations. Il n'y a pas d'élément pertinent permettant d'expliquer cette tendance. Il peut s'agir d'un biais lié à l'échantillonnage ou d'un biais lié à l'analyse au laboratoire.

## 6 CONTRÔLE DE LA QUALITÉ

Outre le programme interne des laboratoires, les duplicatas constituent les principaux éléments du programme de qualité de ce projet pour les analyses en laboratoire. L'exactitude des sondes multiparamètres a été vérifiée à l'aide d'une solution étalon, de blancs de terrain constitués d'eau distillée et de comparaisons entre les mesures d'échantillons intégrés *in situ* et analysés en laboratoire.

### 6.1 DUPLICATA DE LABORATOIRE

Le tableau 33 présente les résultats comparatifs entre les analyses des échantillons et leurs duplicatas respectifs. Un écart inférieur ou égal à 30 % entre l'échantillon et son duplicata est jugé acceptable pour les composés organiques et inorganiques, à la condition que la concentration mesurée soit au moins dix fois supérieure à la limite de détection (LDR) rapportée par le laboratoire (Dessau, 2010).

Tableau 33 Comparaison des résultats des analyses entre les duplicatas et les échantillons correspondants

Station	Échantillon	Paramètre	Concentration de l'échantillon (µg/L)	Duplicata (µg/L)	Écart (%)
TEM	EC-1009CL/1	COT	45	46	2,3
REF	EC-1009CL/2	Phosphore total	25	21	17,3
BRA	EC-1009CL/3	Phosphore dissous	< 0,6	< 0,6	0

Les écarts observés permettent de stipuler que les concentrations entre les duplicatas et leurs échantillons respectifs sont comparables entre eux. Le plus grand écart a été observé à la station REF pour le phosphore total (17,3%). Puisque la concentration mesurée est moins de 30% de la limite de détection pour ce paramètre (0,6 µg/L), l'écart est jugé acceptable.

### 6.2 SONDE MULTIPARAMÈTRES

Outre les vérifications effectuées à l'aide des solutions étalons, des blancs de terrain constitué d'eau distillée ont été analysés pour les sondes à chlorophylle et à phycocyanine. À cela s'ajoute une comparaison entre des mesures réalisées sur des échantillons intégrés et de résultats analysés en laboratoire pour ces mêmes échantillons.

#### 6.2.1 Paramètres mesurés *in situ*

L'exactitude des sondes utilisées pour effectuer les mesures *in situ* a été vérifiée avant chacune des campagnes d'échantillonnage à l'aide de solutions étalons fournies par la compagnie *HANNA Instruments*. Lorsque l'écart était jugé trop important, c'est-à-dire lorsque l'écart entre la valeur théorique et la valeur mesurée était supérieur à la justesse rapportée par le fabricant, la sonde était

calibrée selon la procédure fournie par le fabricant. Les fiches de calibration sont présentées à l'annexe 10.

## 6.2.2 Sonde à chlorophylle

Le tableau 34 présente les résultats issus des mesures effectuées sur des blancs de terrain. Les valeurs mesurées sont toujours inférieures mais très près du zéro théorique de l'eau distillée. Ces résultats confirment la justesse de la sonde et que celle-ci a été calibrée correctement pour ce paramètre.

Tableau 34 Résultats de l'analyse *in situ* de la chlorophylle dans les blancs de terrain

Date	Résultats (µg/L)
11 juin 2009	- 0,10
18 juin 2009	- 0,40
26 juin 2009	- 0,30
2 juillet 2009	- 0,30
9 juillet 2009	- 0,30
15 juillet 2009	- 0,15
25 juillet 2009	- 0,50
30 juillet 2009	- 0,10
13 août 2009	- 0,20
20 août 2009	- 0,15
27 août 2009	- 0,30
3 septembre 2009	- 0,50
10 septembre 2009	- 0,15
24 septembre 2009	- 0,15
14 octobre 2009	- 0,50

Par ailleurs, le tableau 35 présente les comparaisons entre les mesures *in situ* de la chlorophylle dans quelques échantillons intégrés de la zone photique, et les résultats des analyses en laboratoire de ces mêmes échantillons pour la chlorophylle *a*. Les résultats montrent certains écarts entre les mesures *in situ* et les analyses en laboratoire pouvant varier entre 9,3% et 49%.

La figure 29 présente la relation entre les mesures de chlorophylle mesurées dans les échantillons intégrés de la zone photique et les résultats des analyses en laboratoire de la chlorophylle pour ces mêmes échantillons. La corrélation entre les deux séries de variables est positive avec un coefficient de détermination de 0,39 qui, par contre, n'est pas significative (ANOVA,  $p=0,073$ ). Les sources de variation peuvent être diverses. Elles peuvent provenir de la manipulation et du transport des échantillons vers le laboratoire, de l'instrument de mesure (sonde, calibration, manipulation par les techniciens), des conditions météorologiques présentes lors des mesures *in situ*, etc.

Tableau 35 Comparaison des valeurs de chlorophylle ( $\mu\text{g/L}$ ) mesurées *in situ* et les valeurs analysées en laboratoire

DATE	REF		TEM		LEN		BRA		POM	
	In situ	Exova	In situ	Exova	In situ	Exova	In situ	Exova	In situ	Exova
30 juillet	5,0	3,2	5,6	7,4	--	19,0	6,6	5,8	3,6	2,5
13 août	5,1	5,6	5,2	7,0	5,4	3,1	4,4	2,7	3,9	3,4

Il faut tout de même considérer que la sonde mesure la chlorophylle totale, tandis que le laboratoire n'a analysé que la chlorophylle *a*. Cette distinction peut aussi être à l'origine des écarts observés entre les mesures de la sonde et les résultats des analyses de laboratoire.

### 6.2.3 Sonde à phycocyanine

À l'instar de la sonde à chlorophylle, il n'existe pas de solution étalon commerciale pour vérifier l'exactitude de la sonde utilisée pour analyser la concentration de phycocyanine dans l'eau. Toutefois, une solution étalon a été préparée à l'aide d'un colorant, la rhodamine, selon les recommandations du CEAEQ. L'exactitude de la sonde a été vérifiée au mois d'août, et les valeurs mesurées étaient comparables à celles attendues, l'écart entre la valeur théorique et les valeurs mesurées étant de moins de 10%.

Selon Bastien et coll. (2009), la limite de détection estimée pour une sonde à phycocyanine d'un modèle similaire (YSI BGA-PC 6131) a été établie à 1 221 cellules/ml. Par ailleurs, l'exactitude varie entre 10% et 30% des concentrations réelles mesurées sur le terrain (*Ibid*).

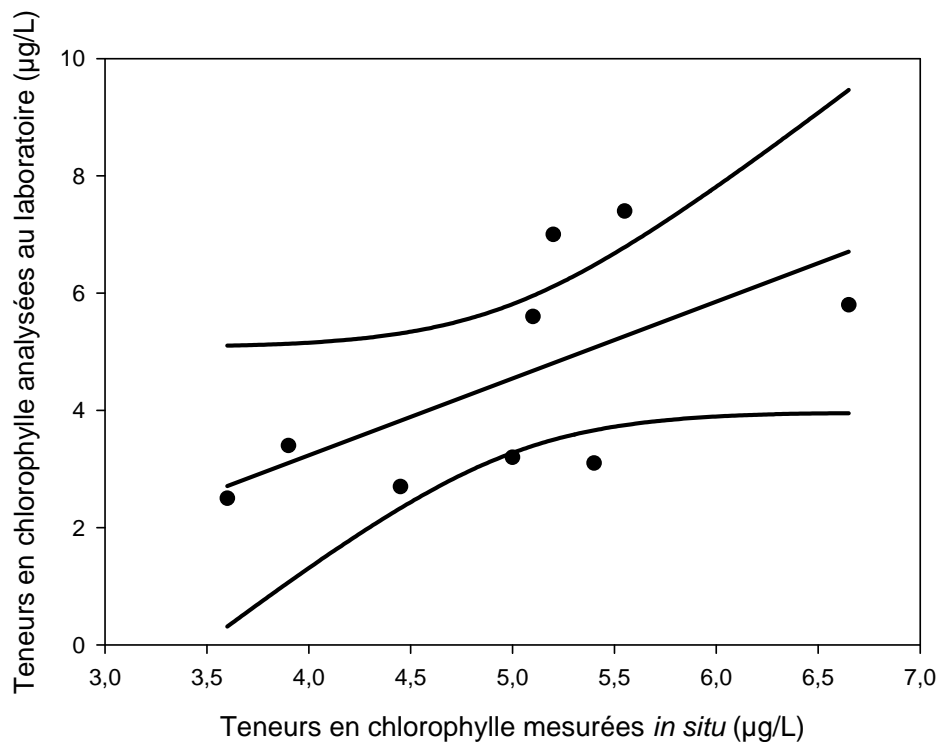


Figure 29 Relation entre les mesures de la chlorophylle mesurée *in situ* et les analyses de la chlorophylle *a* en laboratoire

## 7 ANALYSE ET DISCUSSION

Il est important de mentionner, avant d'aborder ce chapitre, que l'analyse est basée sur des résultats obtenus au cours d'une seule période expérimentale. Dans ces conditions, il est difficile d'identifier de façon précise les causes de certaines variations observées au cours de cette expérimentation. À titre d'exemples, l'augmentation soudaine de la concentration de phosphore total mesurée à la station POM après le 27 août, ou encore l'augmentation des métaux dans les sédiments de la station LEN entre le début et la fin de l'expérimentation. Ces observations peuvent être liées à la méthode, à des biais d'échantillonnage ou à des variations locales ou ponctuelles. La poursuite de ce projet sur plus d'une année pourrait contribuer à fournir des éclaircissements sur ces observations. Dans le contexte actuel où le projet ne s'est déroulé qu'à une seule reprise, il est difficile d'interpréter les résultats en fonction d'une éventuelle réplicabilité avec le même traitement.

### 7.1 INFLUENCE DE L'ENCLOS

L'examen des résultats montre que l'enclos lui-même semble avoir eu une influence sur l'évolution des concentrations de phosphore. En effet, en considérant qu'au départ les concentrations de phosphore total étaient comparables d'une station à l'autre, les concentrations de phosphore total et dissous dans les échantillons de la zone photique et les échantillons du fond ont évolué de façon différente entre la station témoin et la station de référence. Cette influence de l'enclos sur l'évolution des concentrations de phosphore fait en sorte qu'il est difficile de statuer sur l'efficacité des lentilles ou du pompage des sédiments à réduire les concentrations de phosphore dans l'eau. En effet, ces observations nous amènent à nous poser les deux questions suivantes :

- ▶ Les conditions à l'intérieur de l'enclos sont-elles comparables à celles du lac ?
- ▶ Si non, comment peut-on déterminer si l'évolution des paramètres est attribuable aux différents traitements ou aux conditions qui diffèrent à l'intérieur des enclos et le lac ?

Selon Bloesch et coll. (1988), il faut considérer que le système à l'intérieur de l'enclos demeure artificiel. Cet auteur a observé des différences significatives entre le développement du phytoplancton présent à l'intérieur des enclos et celui du phytoplancton à l'extérieur dans le lac. L'enclos peut donc introduire des artefacts qui altèrent les conditions au point où elles ne sont plus représentatives de celle du lac (Bloesch et coll., 1988; Chant et Cornett, 1988). Pour sa part, Mazumder (1990) a observé dans des mésocosmes que des modifications de la communauté planctonique par les poissons entraînent aussi des modifications dans l'évolution des concentrations de phosphore dans l'eau. Dû à l'absence de poisson à l'intérieur des mésocosmes, la communauté planctonique a pu évoluer différemment de celle du reste du lac, contribuant ainsi à modifier les patrons d'évolution de certains paramètres, dont le phosphore. Par ailleurs, plusieurs auteurs mentionnent que les mésocosmes sont généralement trop petits pour inclure toutes les interactions écologiques d'un lac (Heath, 1980; Carpenter, 1996; Schindler, 1998; *in* Pirzadeh, 2005).

Les conditions physicochimiques observées au départ à l'intérieur des enclos dans le lac Waterloo n'étaient pas vraiment différentes de celles mesurées à la station de référence, à l'exception du pH à la station TEM qui était moins alcalin, et du potentiel d'oxydo-réduction qui affichait une plus grande variabilité entre les stations. Par ailleurs, les variations temporelles montrent que les conditions physicochimiques sont demeurées relativement comparables tout au long de la période expérimentale (figures 11 et 22).

Il est difficile d'expliquer la raison de cette différence observée entre la station témoin et les autres stations au niveau de la physicochimie de l'eau. La localisation des enclos des stations BRA et LEN a été modifiée à la suite des observations des plongeurs puisque ces derniers ont dû intervenir pour enfoncer la base des parois d'une dizaine de centimètres dans les sédiments. Pour sa part, les plongeurs n'ont pas eu à modifier la position de l'enclos de la station témoin puisqu'au moment de l'installation, les parois étaient déjà enfoncées de plusieurs centimètres dans les sédiments. Par conséquent, les mesures faites à cette station ont été réalisées plus de sept jours après son installation alors que les mesures et les prélèvements initiaux aux stations LEN, BRA et POM ont été réalisés environ 72 heures après leurs installations finales par les plongeurs. De plus, l'installation du diffuseur à la station BRA a aussi possiblement généré suffisamment de perturbations des sédiments pour affecter la qualité physicochimique de l'eau à l'intérieur de cet enclos. Ces éléments auraient pu contribuer aux différences observées au niveau physicochimique entre les stations, et plus particulièrement avec la station témoin. Il est toutefois important de rappeler que les concentrations de phosphore au début de l'expérimentation étaient néanmoins comparables entre les stations.

Les profils d'oxygène dissous sont très changeants d'une station à l'autre, ainsi que d'une semaine à l'autre. Aucune stratification thermique n'est observable, ce qui indique que l'eau est mélangée fréquemment au cours de la saison estivale. Dans ce contexte, les conditions d'anoxie n'ont pas été rencontrées au site d'expérimentation du lac Waterloo en 2009. Les enclos n'ont pas exercé d'influence sur le profil d'oxygène dissous puisqu'ils sont comparables à celui mesuré à la station de référence.

Les différences observées au niveau du phosphore entre la station témoin et la station de référence pourraient être attribuables à une évolution différente des communautés planctoniques entre ces deux stations. Celles-ci peuvent avoir modifié les patrons de variation des nutriments (dont le phosphore) à l'intérieur de l'enclos de la station témoin comparativement à la station de référence. Toutefois, les résultats obtenus dans le cadre de ce projet ne permettent pas de confirmer cette hypothèse. Cette hypothèse devra être spécifiquement validée dans le cadre d'une autre expérimentation.

Le mésocosme constitue un milieu fermé à l'intérieur duquel le phosphore peut s'accumuler comparativement à un milieu ouvert si le relargage est présent. À l'opposé, une diminution importante des nutriments peut aussi apparaître à la suite de l'utilisation du phosphore par le phytoplancton, le zooplancton et les macrophytes. De telles observations ont déjà été notées aux

cours d'expérimentations impliquant l'utilisation d'enclos limnologiques (Bloesch et coll., 1988; Chant et Cornett, 1988; O'Brien et coll., 1992). L'influence du périphyton qui se développe sur les parois, la diminution des nutriments (oligotrophication) et la réduction des échanges avec le milieu environnant représentent des facteurs qui différencient les conditions présentes à l'intérieur d'un enclos de celles d'un lac (Pirzadeh, 2005).

Les observations réalisées par ces auteurs supportent le fait qu'il y ait plusieurs facteurs susceptibles d'influencer les concentrations de phosphore dans un plan d'eau, ou à l'intérieur d'enclos.

Les résultats tendent à indiquer que l'évolution des concentrations de phosphore total observées à l'intérieur de l'enclos de la station témoin diffère de celle observée à la station de référence, et appuient les éléments de discussion exposés précédemment. Dans ce contexte, s'il est souhaité d'évaluer uniquement l'influence des lentilles d'eau ou du pompage des sédiments sur les concentrations de phosphore total, les observations effectuées à l'intérieur des enclos ne devraient être comparées qu'avec la station témoin, et non avec la station de référence.

Néanmoins, il demeure intéressant de comparer l'évolution du lac par rapport à celles des stations. Ainsi, il est intrigant de constater que l'évolution des teneurs en phosphore (phosphore total et phosphore dissous), mesurées dans les échantillons de la zone photique ou dans les échantillons du fond des stations LEN et BRA ressemblent à celle observée à la station REF, tandis qu'à l'opposé, celles de la station POM ressemblent plus à celles de la station TEM.

Par ailleurs, les concentrations de phosphore total n'évoluent pas nécessairement de la même manière d'une année à l'autre. Ainsi, une augmentation des concentrations de phosphore total a été observée du printemps à l'automne dans le lac Waterloo en 2007 (Perreault, 2007). En 2008, les mesures effectuées par le MDDEP dans le cadre du programme de suivi volontaire des lacs de villégiature montrent aussi une augmentation des teneurs en phosphore total dans l'eau au cours de cette saison estivale (MDDEP, 2008). En 2004 cependant, les teneurs en phosphore ont varié de la même façon qu'en 2009, soit une diminution entre le début et le milieu de la saison estivale (juillet), suivi d'une augmentation jusqu'au mois d'août (*Ibid*).

Ces observations démontrent qu'il existe une variabilité interannuelle des variations des concentrations de phosphore total, possiblement attribuables aux conditions météorologiques, et dont il faut tenir compte dans l'interprétation des résultats. Ainsi, il est difficile, sur la base d'une seule année d'expérimentation, de déterminer avec certitude si les conditions présentes à l'intérieur de l'enclos de la station témoin soient représentatives ou non des conditions qui prévalent dans le lac Waterloo.

De plus, les résultats montrent que beaucoup de facteurs qui n'ont pas été identifiés dans le cadre de cette expérimentation semblent avoir une influence significative sur les concentrations de phosphore dans l'eau. Les limites du protocole expérimental ont été clairement mises en évidence lors de l'analyse des résultats. Ceux-ci peuvent être interprétés de façon contradictoire si les



comparaisons sont faites avec la station témoin ou la station de référence. Pour atteindre les objectifs qui ont été fixés au départ, le protocole expérimental devra être révisé en entier afin de résoudre les difficultés rencontrées au cours de l'expérimentation.

## 7.2 UTILISATION DE LA LENTILLE D'EAU

Les résultats montrent que l'utilisation des lentilles semble avoir contribué à réduire les concentrations de phosphore total dans les enclos durant la première moitié de l'expérimentation, soit jusqu'au 27 août. En effet, au cours de cette période, les teneurs en phosphore ont diminué aux stations LEN et BRA alors qu'à l'opposé, elles ont augmenté à la station témoin (TEM). Cette différence pourrait être attribuable à la consommation du phosphore par les lentilles d'eau. Ainsi, à partir de cette observation, les lentilles semblent être en mesure d'influencer la concentration du phosphore dans l'eau.

Toutefois, après le 27 août, les teneurs en phosphore se sont mises à augmenter et ce, jusqu'au 14 octobre, soit la fin de l'expérimentation. Cela peut être attribuable à :

- ▶ une diminution de la croissance des lentilles et à leurs sénescences;
- ▶ à la diminution saisonnière de la productivité du lac;
- ▶ un relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau.

Le protocole utilisé ne permet pas d'expliquer clairement la raison de ces augmentations, mais l'hypothèse la plus plausible est la diminution progressive de la croissance des plantes aquatiques (donc de la croissance des lentilles d'eau) causée par la diminution de la photopériode, et aussi par le fait qu'elles ont atteint pour la plupart leur maturité. Elles utilisent donc moins le phosphore disponible, ce qui peut favoriser une accumulation de cet élément dans l'eau. Cela implique par contre que le lac soit constamment alimenté par le phosphore, soit provenant du bassin versant (charge externe) ou des sédiments (charge interne). Les apports de phosphore pourraient entrer dans les enclos par le principe des vases communicants.

La tendance observée à la station LEN ressemble beaucoup à celle observée à la station de référence du lac (REF) au point où, entre le 16 juillet et le 10 septembre, la variation observée à la station LEN est comparable voire presque identique à celle observée à la station REF. Donc, si les variations du phosphore à la station LEN sont comparées avec celles de la station REF, les conclusions changent et montrent plutôt que la présence des lentilles d'eau n'aurait pas eu d'effet supplémentaire sur la réduction des concentrations de phosphore dans l'eau. Cette réduction serait plutôt attribuable à une variation de la productivité naturelle du lac au cours de la saison estivale. C'est ce que semblent confirmer les résultats de Bloesh et coll. (1988), de Chant et Cornett (1988) et de O'Brien et coll. (1992). Ces auteurs ont aussi observé une diminution plus importante des teneurs en phosphore total dans les mésocosmes qui serait attribuable aux développements des communautés planctoniques différents de celles du lac.

La figure 30 permet de comparer les fluctuations des concentrations de phosphore total des échantillons de la zone photique et du fond avec la production de lentilles d'eau. Il est possible

d'observer une certaine corrélation entre les deux séries de données, c'est-à-dire qu'à une diminution de la concentration de phosphore total correspond une diminution de la production de lentilles d'eau. À cette station, les lentilles d'eau ont donc été peu efficaces à réduire les concentrations de phosphore total. Toutefois, les fluctuations importantes des concentrations de phosphore total font ressortir l'influence de plusieurs facteurs non identifiés sur l'évolution temporelle de ce paramètre. Il est néanmoins possible de voir que les lentilles ont une certaine influence sur les concentrations de phosphore total aux stations LEN et BRA.

Par ailleurs, plusieurs facteurs ont pu contribuer à réduire l'efficacité des lentilles d'eau à réduire les concentrations de phosphore dans l'eau. Parmi les plus plausibles, citons :

- ▶ l'effet du vent sur la distribution des lentilles en surface;
- ▶ la turbulence générée par le diffuseur;
- ▶ la prédation par les oiseaux;
- ▶ les conditions de pH de l'eau;
- ▶ la photopériode.

Ainsi, comme il a été mentionné précédemment, la croissance des lentilles a été réduite par l'effet du vent qui a entassé les lentilles sur un seul côté des enclos. Sans vent, les lentilles ont tendance à se répartir à la surface de l'eau à l'intérieur de l'enclos. Elles couvrent alors une plus grande surface, mais la densité est plus faible. À l'opposé, avec le vent, les lentilles sont entassées sur un côté de l'enclos, occupent une surface plus restreinte et par conséquent, la densité de lentilles est plus élevée. Il en a résulté que la densité de lentilles en surface était de beaucoup supérieure à celle souhaitée (400 g/m<sup>2</sup>). De plus, la surface des mésocosmes n'a jamais été entièrement couverte, et le taux d'enlèvement du phosphore est directement proportionnel à la surface couverte par les lentilles (Bergeron et coll., 2004). L'efficacité des lentilles à pomper le phosphore de l'eau a donc été diminuée par l'effet du vent.

Le pH du lac Waterloo est élevé, et a oscillé autour de 9 au cours de la saison estivale. Ce pH ne favorise pas la croissance des lentilles. Au contraire, la croissance diminue à un pH supérieur à 7,5 et, en delà de 10, la croissance est fortement inhibée. Des modifications métaboliques peuvent alors survenir, telles qu'une scission prématurée des frondes qui entraînent le rétrécissement des thalles (Bergeron et coll., 2004). D'ailleurs, des observations réalisées par le personnel technique sur le terrain ont permis de remarquer que la taille des frondes était plutôt petite, comparée à celle des lentilles présentes dans les étangs aérés de l'usine de traitement de la ville de Waterloo.

Bien que le mésocosme constitue un milieu relativement fermé comparativement au lac, les lentilles n'ont pas eu d'effet sur le pH de l'eau puisque les pH mesurés à l'intérieur des enclos ne sont pas différents de celui mesuré à la station de référence dans le lac.

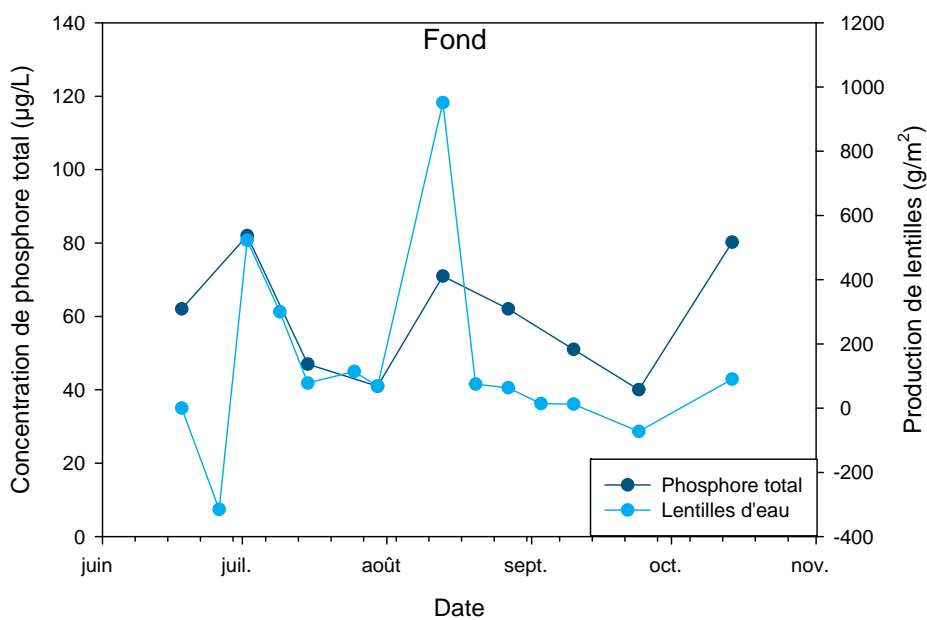
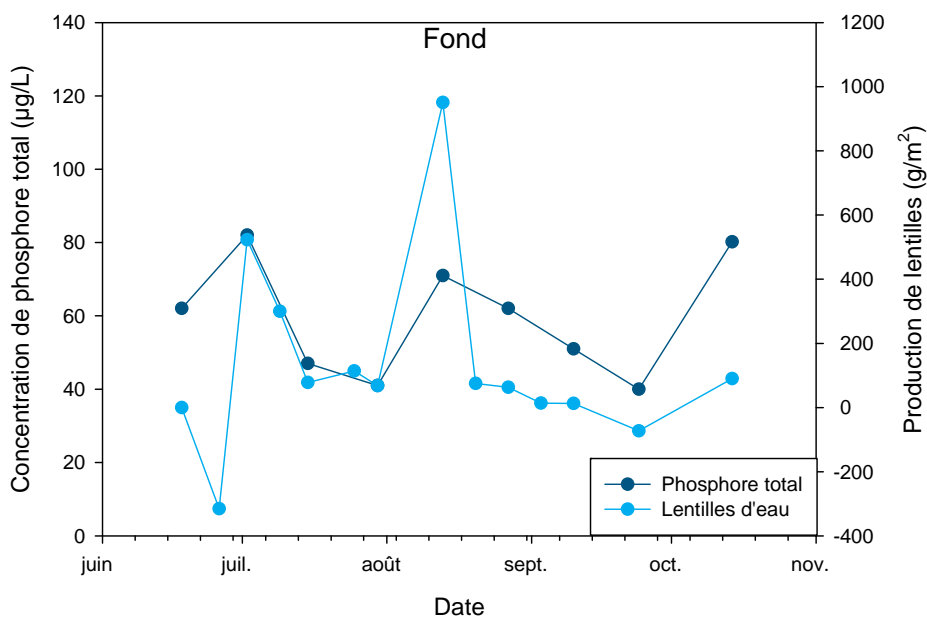


Figure 30 Comparaison entre la variation de la concentration de phosphore total avec la variation de la production de lentilles d'eau à la station LEN entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

Le maximum de la productivité des lacs et de la croissance des plantes aquatiques est atteint habituellement vers la fin du mois d'août (Wetzel, 2001). Après cela, la diminution de la photopériode et de la température de l'eau réduit la croissance des plantes et du phytoplancton et par conséquent, leurs capacités à mobiliser le phosphore.

Les diminutions de la photopériode et de la température sont aussi des facteurs qui influencent le développement des lentilles d'eau et, par la même occasion, leurs efficacités à réduire les concentrations de phosphore. En effet, la température optimale des lentilles d'eau se situe entre 23°C et 31°C (Oron et Willers, 1989). Par ailleurs, la croissance des lentilles est optimale entre la mi-juin et le début de septembre dans l'hémisphère nord (Filbin et Hough, 1985). La diminution progressive de la production de lentilles observées à partir du 27 août (tableau 11) appuie ces informations. Dans ce contexte, l'efficacité des lentilles d'eau tend à diminuer à partir de la fin du mois d'août.

Tous ces facteurs ont possiblement contribué à réduire la croissance des lentilles et par la même occasion, à réduire leurs capacités à pomper le phosphore hors du lac Waterloo.

### 7.3 UTILISATION DE LA LENTILLE ET BRASSAGE DES SÉDIMENTS

L'utilisation du diffuseur pour brasser les sédiments ne semble pas avoir eu une influence sur la réduction du phosphore total. En effet, l'analyse statistique n'a pas permis de détecter une différence significative entre les deux stations (LEN et BRA), et les tendances observées étaient comparables tout au long de la période expérimentale.

Toutefois, la figure 31 montre une corrélation négative entre les variations des concentrations de phosphore total et la production de lentilles d'eau et ce, pour les échantillons de la zone photique et du fond. Ainsi, lorsque la production de lentilles augmente, la concentration de phosphore total diminue, ce qui semble indiquer que les lentilles consomment effectivement le phosphore présent à la station BRA.

Tous les éléments relatifs à la production de lentilles mentionnés à la section 7.2 s'appliquent également aux lentilles présentes à l'intérieur de cet enclos. À ceux-ci s'ajoute la turbulence générée en surface par l'action des diffuseurs utilisés pour brasser les sédiments. Outre l'installation de tubes de styromousse afin de limiter l'influence de la turbulence sur la dispersion des lentilles, le diffuseur était en fonction qu'une à deux heures par jour. Cela permettait d'une part de permettre aux lentilles de se disperser à la surface de l'eau et d'autre part, de favoriser la déposition des sédiments sur le fond. En effet, le fait de laisser fonctionner le diffuseur en continu pouvait entraîner le déplacement des sédiments non consolidés vers les parois en dehors de l'influence du diffuseur. Ainsi, le diffuseur se serait enfoncé peu à peu dans les sédiments jusqu'à atteindre les sédiments consolidés. À partir de ce moment, le brassage n'aurait plus été efficace.

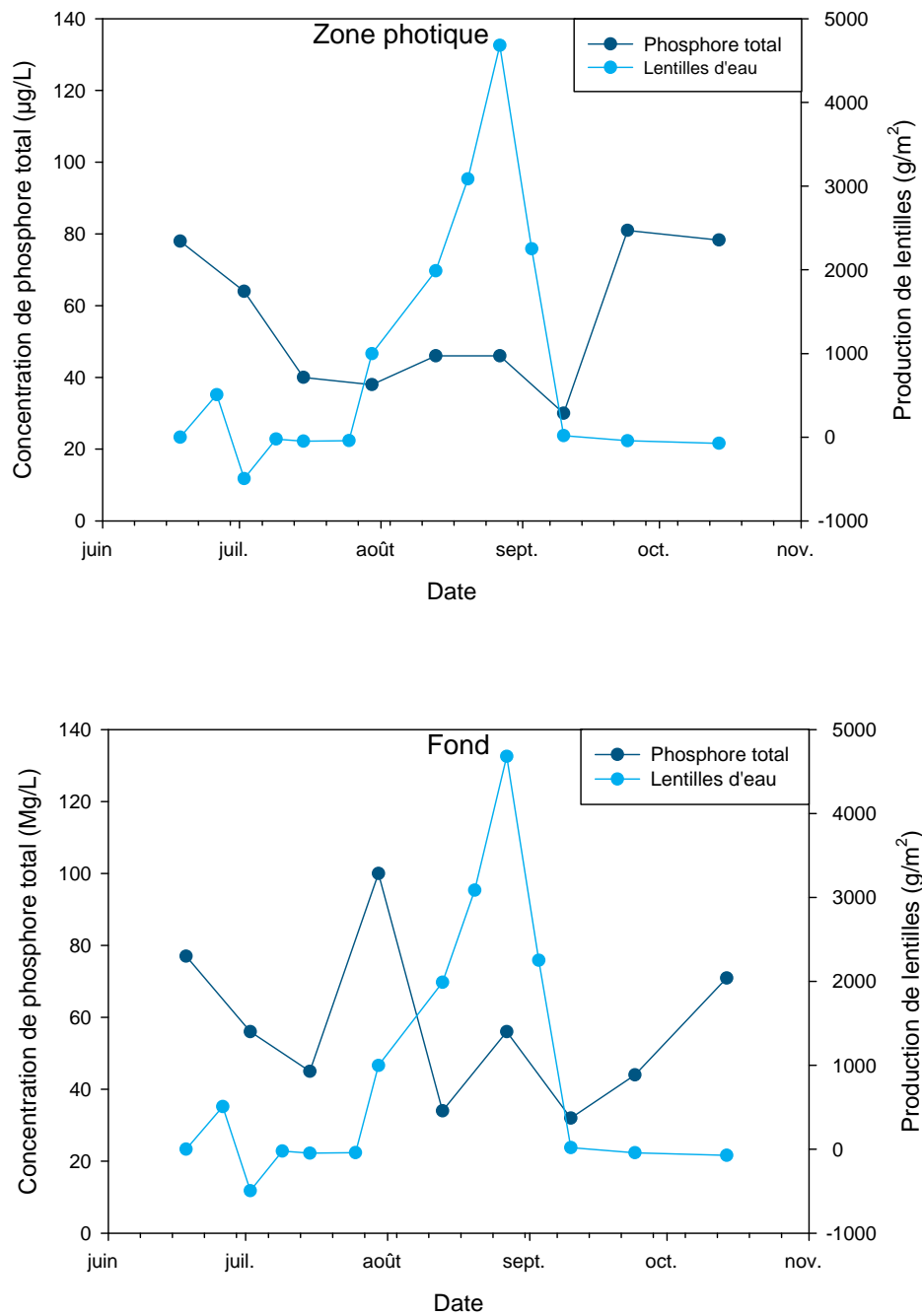


Figure 31 Comparaison entre la variation de la concentration de phosphore total avec la variation de la production de lentilles d'eau à la station BRA entre le 18 juin et le 14 octobre 2009, lac Waterloo

## 7.4 POMPAGE DES SÉDIMENTS

Les résultats obtenus par le pompage des sédiments sont paradoxaux. En effet, le pompage des sédiments ne semble pas avoir été efficace pour réduire la concentration de phosphore dans l'eau puisqu'aucune différence significative n'a été détectée avec la station TEM. Toutefois, l'examen des variations temporelles montre clairement l'influence du pompage sur les concentrations de phosphore dans l'eau puisque les tendances sont nettement différentes l'une de l'autre, en particulier entre le 18 juin et le 27 août. Étant donné la faiblesse de l'effectif ( $n = 9$ ), il est possible que les tests statistiques ne soient pas en mesure de détecter s'il y a une différence significative ou non. Dans ce contexte, l'analyse des figures montrant l'évolution des concentrations de phosphore nous apparaît plus pertinente.

Ainsi, à l'instar des lentilles, le pompage d'une partie des sédiments semble plutôt avoir contribué à réduire la concentration de phosphore total dans la zone photique entre le 18 juin et le 13 août. Par la suite, les concentrations de phosphore ont brusquement augmenté et sont demeurées élevées jusqu'à la fin de l'expérimentation au mois d'octobre. Une tendance similaire est observée dans les échantillons du fond, mais elle est beaucoup plus régulière et, contrairement à ce qui a été observé aux stations LEN et BRA, n'affiche pas de variations en dents de scie. Aucun indice de relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau n'a donc été observé à cette station.

L'analyse de la concentration de phosphore total dans les sédiments prélevés à la fin de l'expérimentation (730 mg/kg) est inférieure à celle mesurée au début de l'expérimentation (910 mg/kg). Bien que cette différence soit faible, elle peut indiquer néanmoins que la teneur en phosphore a tendance à diminuer dans les couches sous-jacentes de sédiments.

## 7.5 ANALYSE DE L'EAU RÉSIDUELLE DU SAC GÉOTUBE®

Le sac Géotube® semble avoir été en mesure de retenir une partie du phosphore total, de la chlorophylle et de la phycocyanine. Par contre, la concentration d'azote total est plus élevée, ce qui peut être expliqué d'une part par le brassage des sédiments qui a favorisé le relargage de l'azote dans l'eau et d'autre part, par le fait que l'azote n'a pas été précipité avant que l'eau ne ressorte par les pores du sac. Pour leurs parts, les concentrations de COT et de MES étaient comparables à celles mesurées dans le lac Waterloo. Le rejet de l'eau provenant du sac Géotube® n'entraînerait donc pas d'impact significatif sur la qualité de l'eau du lac Waterloo pour ces paramètres. Certains métaux mesurés dans l'eau résiduelle à la sortie du sac Géotube® étaient plus concentrés que dans le lac Waterloo. C'est le cas notamment de l'aluminium, de l'arsenic et du fer. La concentration d'arsenic (0,002 mg/L) était située très près de la limite de détection du laboratoire (0,001 mg/L). Il est donc difficile de prétendre que l'utilisation du sac Géotube® influence la concentration de cet élément. Par contre, les concentrations d'aluminium et de fer étaient de deux à trois fois plus élevées dans l'eau résiduelle que dans le lac Waterloo.

(tableau 23). Il est possible que le brassage des sédiments pendant le pompage favorise le relargage des métaux contenus dans les sédiments, et que ceux-ci ne soient pas retenus par le sac Géotube®. Dans le cadre du projet pilote, l'impact sur la qualité de l'eau du lac est négligeable étant donné le petit volume d'eau retourné dans le lac. Toutefois, s'il est envisagé d'appliquer cette technique à l'échelle d'un lac, le rejet d'une eau plus chargée en métaux lourds pourrait avoir un impact plus important sur la qualité de l'eau du lac. Puisque cette observation n'est basée que sur une seule observation, il est suggéré de documenter plus en profondeur cet aspect de l'utilisation du pompage des sédiments et de son confinement dans un sac Géotube®.

## 7.6 APPLICATION POTENTIELLE À L'ÉCHELLE D'UN LAC

Les résultats obtenus dans le cadre de ce projet pilote ne sont pas suffisamment clairs pour envisager à court ou à moyen terme une application à l'échelle d'un lac. En effet, plusieurs questions devront être éclaircies au préalable, et certains problèmes techniques devront être résolus ou à tout le moins contrôlés. Ainsi, la culture des lentilles d'eau s'est avérée plus complexe que prévu, et il faudra s'assurer de bien contrôler cet aspect avant de songer à une application à grande échelle. Le cloisonnement de la surface de l'eau à l'intérieur des enclos, l'utilisation d'estacades et l'installation de parts-vents directement sur les anneaux flottants sont des options possibles pour réduire les effets du vent sur la distribution des lentilles à la surface.

De plus, d'autres éléments qui interagissent entre eux dans un habitat lacustre doivent être documentés afin de parvenir à isoler l'influence réelle de la lentille d'eau sur les concentrations de phosphore dans le lac Waterloo. Ainsi, une étude plus précise des conditions de relargage du phosphore à l'interface sédiment-eau dans le lac Waterloo devra être réalisée afin de déterminer s'il y a réellement du relargage en période estivale, et de quantifier l'apport de phosphore provenant des sédiments. Rappelons en effet qu'en 2009, si les conditions anoxiques n'ont pas été observées dans les enclos et à la station de référence au cours de la période expérimentale, des pics d'augmentation de la concentration de phosphore ont néanmoins été observés dans les échantillons du fond.

À cela s'ajoute une étude portant sur l'évolution des communautés planctoniques (phytoplancton et zooplancton) dans les enclos car celles-ci jouent des rôles importants au niveau de la concentration des nutriments. Une évolution différente des communautés planctoniques pourrait entraîner une évolution des nutriments qui diffère de celle du lac. Cet aspect est important à considérer puisque le protocole appliqué en 2009 ne permet pas de déterminer si la diminution des concentrations de phosphore total est attribuable aux lentilles ou à d'autres éléments tels que le développement de la communauté planctonique à l'intérieur de l'enclos comme il semble être démontré par Bloesch et coll. (1988), Chant et Cornett (1988) et O'Brien et coll. (1992).

L'utilisation de la lentille d'eau comme agent déphosphatant dans les étangs aérés démontre néanmoins la capacité de cette espèce aquatique à réduire les concentrations de phosphore dans l'eau. Toutefois, les lacs sont non seulement des milieux beaucoup plus complexes et plus vastes que les étangs aérés, mais ils sont aussi beaucoup moins riches en nutriments. Ce dernier aspect

est très important puisqu'il a une incidence directe sur la croissance des lentilles et par conséquent, sur leurs capacités à utiliser le phosphore disponible.

À l'instar de l'utilisation des lentilles, les résultats obtenus pour le pompage des sédiments ne sont pas suffisamment clairs pour envisager une application à l'échelle d'un lac, compte tenu des coûts élevés et des impacts potentiels générés par cette activité, notamment l'effet du rejet d'une eau chargée en métaux lourds à la suite du confinement des sédiments dans des sacs Géotube®, ou encore sur la communauté benthique. Toutefois, dans le cas du lac Waterloo, l'utilisation passée du lac comme lieu de disposition de déchets industriels (copeaux de bois, produits chimiques, ou alimentaires, etc.) a affecté la qualité des sédiments de ce plan d'eau. Dans ce contexte, le retrait de ces sédiments ne peut qu'être bénéfique pour la qualité de cet écosystème.

## 7.7 POURSUITE DU PLAN DIRECTEUR DE L'EAU

En 2008, les municipalités de Waterloo, des Cantons-de-Shefford et de Stukely-Sud, ainsi que les Ami(e)s du bassin versant du lac Waterloo (ABVLW) ont adopté un plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant du lac Waterloo (Dessau, 2008). Plusieurs actions liées à l'égard de la gestion à la source des apports de phosphore ont été proposées et réalisées. L'annexe 11 présente la liste des actions réalisées depuis 2008, des actions actuellement en cours de réalisation ainsi que des actions qui seront réalisées au cours des prochaines années.

L'application de ce projet pilote témoigne de la difficulté à retirer le phosphore ou tout autres nutriments lorsqu'ils sont déjà présents dans un lac. Il est par contre beaucoup plus facile de contrôler les apports de nutriments, dont le phosphore, avant qu'ils n'atteignent le lac. Il est donc suggéré de poursuivre les efforts afin d'identifier les sources de nutriments dans l'ensemble du bassin versant du lac Waterloo, et d'appliquer les mesures correctrices nécessaires afin d'éliminer ces sources ou de capter les nutriments avant qu'ils n'atteignent le lac Waterloo.

Les données recueillies dans le cadre du présent projet pilote révèlent plusieurs lacunes au niveau de la connaissance du lac Waterloo, dont notamment la confirmation de la présence de relargage du phosphore des sédiments et la quantification de la quantité de phosphore relarguée des sédiments s'il y a lieu. En effet, les profils d'oxygène dissous n'ont pas montré la présence de conditions anoxiques (< 1 mg/L) favorables à un relargage du phosphore malgré le fait que des pics d'augmentation des concentrations de phosphore total aient été observés dans les échantillons du fond. Il serait donc important d'une part de confirmer et de quantifier le relargage du phosphore des sédiments, et d'autre part, de décrire les mécanismes de relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau dans le lac Waterloo.

Il est également suggéré d'identifier les sources de contamination par les coliformes fécaux dans le bassin versant. En effet, ces sources de contamination correspondent également aux sources d'azote et de phosphore provenant notamment des installations septiques défectueuses ou de l'élevage du bétail. L'analyse des coliformes fécaux est beaucoup moins dispendieuse que celle du phosphore total, et il est plus facile de lier ce type de contamination à une installation



défectueuse, à une mauvaise pratique agricole ou à un mauvais aménagement quelconque. Les mesures applicables pour corriger ce type de contamination corrigeront indirectement par la même occasion les sources de phosphore.

Un bilan des apports de phosphore devrait être mis à jour en se basant sur un bilan de masse (entrée – sortie), ainsi que l'identification de toutes les sources de phosphore à la fois dans le lac et ailleurs dans le bassin versant. En effet, le bilan de phosphore évalué par Piché (1998) est basé sur les travaux réalisés par Bourassa et LeRouzès (1980), soit sur des données vieilles de 30 ans. Ces informations doivent donc être actualisées. De plus, le bilan de phosphore est basé sur le modèle de Dillon (Dillon et coll., 1986) qui n'est plus le modèle recommandé par le MDDEP. Une mise à jour s'avère donc nécessaire, voire obligatoire dans l'optique d'une lutte efficace aux cyanobactéries et d'une restauration du lac Waterloo. Ces informations s'avèrent très importantes si l'on veut bien identifier les actions à prendre pour restaurer les lacs.

Tout en poursuivant les actions sur la gestion à la source des apports de phosphore vers le lac Waterloo, il est suggéré d'envisager des interventions récurrentes visant à réduire l'intensité et la durée des fleurs d'eau de cyanobactéries. Ainsi, le chaulage du lac Waterloo, action qui est proposée dans le PDE, peut être envisagé comme solution temporaire à la problématique des cyanobactéries au lac Waterloo. Cette technique de chaulage a été utilisée fréquemment par le MDDEP dans plusieurs plans d'eau du Québec pour augmenter le pH d'un lac. Les effets sont donc bien documentés. Toutefois, dans le cas du lac Waterloo, le pH est déjà très élevé. De plus, le lac Waterloo alimente le réservoir Choinière qui est la source d'eau pour l'usine de traitement de l'eau de la ville de Granby. Il faut donc analyser soigneusement les impacts de cette activité qui s'est révélée efficace pour réduire temporairement les teneurs en phosphore dans certains plans d'eau, dont notamment le lac Pierre-Paul près de Saint-Tite. C'est une action temporaire, mais qui peut permettre de redonner l'usage du lac à la population locale.

Une autre action pouvant être envisagée est l'utilisation d'un type d'argile surnommé « phoslock ». Le « phoslock » semble être très efficace à inactiver le phosphore dans l'eau, à le rendre indisponible pour la végétation et les algues et empêche le relargage du phosphore (Robb et coll., 2003). Ce produit a notamment été utilisé à grande échelle sur plusieurs plans d'eau d'Australie, d'Europe et des États-Unis. Il ne modifie pas la qualité physicochimique de l'eau (notamment le pH) et l'épaisseur du dépôt généré sur les sédiments ne représente que quelques millimètres. L'utilisation de ce produit peut être testée à l'intérieur d'un enclos limnologique avant d'investir dans ce traitement à l'échelle du lac afin de bien documenter les impacts potentiels d'un tel traitement sur le lac Waterloo, et de s'assurer de son efficacité.

L'avantage principal du Phoslock semble être son effet négligeable sur le pH d'un lac. Comme il a été mentionné à la question précédente, le pH du lac Waterloo est déjà très élevé. L'utilisation de chaux pourrait donc contribuer davantage à l'augmentation du pH, ce qui pourrait être éventuellement néfaste à cet écosystème.

## 8 CONCLUSION

Au début de l'expérimentation, les objectifs visés étaient les suivants :

- 1- vérifier la capacité des lentilles d'eau à réduire la concentration de phosphore;
- 2- vérifier si le pompage des sédiments chargés en phosphore et son confinement dans un sac Géotube® permettent de réduire la concentration de phosphore dans l'eau;
- 3- documenter les impacts potentiels de ces techniques sur le lac;
- 4- déterminer l'applicabilité de ces méthodes à l'ensemble de ce plan d'eau.

Les deux premiers objectifs ont été partiellement atteints. En effet, les observations faites au cours de l'expérimentation dans les enclos utilisant les lentilles montrent que ces techniques ont la capacité de réduire les concentrations de phosphore total dans l'eau durant la première moitié de la saison estivale. Les concentrations les plus basses qui ont été mesurées dans l'enclos contenant des lentilles et celui avec des lentilles combinées à un brassage des sédiments ont été respectivement de 27 µg/L et de 30 µg/L le 10 septembre. Ceci démontre le potentiel de la lentille d'eau à pomper le phosphore puisqu'une diminution de près de 40 µg/L a été observée à chacune de ces deux stations.

La diminution la plus importante a été observée à la station POM soit celle où une partie des sédiments a été pompée. À cette station, entre le 18 juin et le 13 août, la concentration de phosphore a chuté de 70 µg/L, passant de 110 µg/L à 40 µg/L au cours de cette période. Ainsi, le pompage des sédiments a également permis de réduire la concentration de phosphore dans l'eau.

Toutefois, ces techniques n'ont plus été efficaces lors de la deuxième moitié de la saison estivale puisqu'à partir du mois de septembre, les concentrations de phosphore total se sont mises à augmenter de nouveau jusqu'à la fin de l'expérimentation le 14 d'octobre.

Des observations similaires dans l'enclos où les sédiments ont été pompés montrent également que cette technique peut contribuer à réduire les concentrations de phosphore total dans l'eau durant la première moitié de la saison estivale, mais que cette approche s'est révélée inefficace par la suite.

De plus, la croissance des lentilles n'a pas été suffisante pour retirer une partie de la biomasse (donc du phosphore) du lac Waterloo. Malgré les ajustements techniques en cours d'expérimentation, il n'a pas été possible de limiter les effets du vent et des vagues sur la distribution des lentilles à la surface de l'eau. Par conséquent, les densités optimales pour la croissance des lentilles n'ont pu être maintenues tout au long de la période expérimentale.

Par ailleurs, il faut considérer qu'aucune lentille n'a été retirée du milieu, et que les densités optimales pour la croissance des lentilles n'ont pu être maintenues tout au long de la période

expérimentale. Le cas échéant, les diminutions des concentrations de phosphore auraient possiblement été plus importantes n'eût été de l'effet des vents, et du diffuseur (station avec lentilles et brassage des sédiments seulement) sur la distribution des lentilles à la surface. Comme le protocole prévoyait quantifier la quantité de phosphore utilisée par les lentilles, et que cela n'ait pas été réalisé, cela atténue l'atteinte du premier objectif.

Le troisième objectif a été atteint puisque les impacts générés par l'application de ces techniques ont pu être documentés. En effet, les impacts potentiels de l'utilisation des lentilles d'eau sont essentiellement liés au potentiel d'invasion des lacs par cette espèce. Toutefois, cette plante aquatique est une espèce indigène qui est déjà présente dans les lacs et les cours d'eau du Québec. Elle se déplace au gré des vents et se confine principalement en bordure des lacs et dans le fond des baies. Elle n'a donc pas le potentiel de remplacer d'autres espèces végétales. Par conséquent, l'impact sur un plan d'eau s'avère mineur.

Les résultats obtenus par pompage des sédiments ont permis de constater que les teneurs en métaux lourds étaient plus élevées dans l'eau résiduelle du sac Géotube® que dans le lac Waterloo. Cette observation souligne la possibilité de relargage des contaminants qui sont présents dans les sédiments et par la même occasion, l'incapacité du sac Géotube® à les retenir. Si à l'échelle du projet pilote, les impacts sur la qualité de l'eau ne sont pas significatifs, il pourrait en être autrement si cette technique est appliquée à l'échelle du plan d'eau.

Pour ce qui est de l'applicabilité de ces techniques à l'ensemble d'un plan d'eau, il faut constater que les résultats obtenus ne nous permettent pas d'envisager l'application de ce protocole à l'ensemble d'un plan d'eau. En ce sens, le quatrième objectif a été atteint.

Ainsi, lorsque les stations LEN, BRA et POM sont comparées avec la station témoin TEM, il est possible de se rendre compte que ces techniques ont une influence sur l'évolution des concentrations de phosphore dans le temps. Il est par contre intrigant de constater que les variations des concentrations de phosphore total aux stations LEN et BRA ressemblent beaucoup à celles mesurées à la station de référence REF et ce, tout au long de la période expérimentale. Il est possible que la station témoin soit atypique. Les analyses statistiques ont d'ailleurs montré que c'était la station témoin qui était différente des autres stations.

Par ailleurs, la comparaison des stations révèle néanmoins l'effet des différents traitements qui ont été appliqués. Ainsi, entre le 18 juin et le 10 septembre, la concentration de phosphore total dans les échantillons de la zone photique a diminué de 32 µg/L à la station de référence tandis que dans les enclos contenant respectivement des lentilles et celui contenant des lentilles combinées avec le brassage des sédiments, les concentrations ont chuté respectivement de 47 µg/L et 48 µg/L au cours de cette même période. Donc, dans l'hypothèse où la station TEM est atypique et que les stations LEN et BRA puissent être comparées à la station REF, il est possible de constater que les lentilles d'eau et le pompage des sédiments ont néanmoins contribué à réduire davantage les concentrations de phosphore total dans l'eau au cours de la première moitié de l'expérimentation.

Ainsi, les techniques appliquées dans le cadre de ce projet pilote ne semblent être efficaces que pendant une période déterminée de l'été puisque les concentrations de phosphore se sont mises à augmenter à partir du mois de septembre.

Pour ces raisons, et compte tenu des résultats obtenus et des difficultés techniques qui ont été rencontrées, il est difficile d'affirmer si les techniques de restauration mises à l'essai dans le lac Waterloo en 2009 sont efficaces à réduire les concentrations de phosphore dans l'eau pour l'ensemble d'un lac. Dans ce contexte, il est prématuré d'envisager à court ou à moyen terme l'application de ce protocole à l'échelle d'un plan d'eau.

## 9 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BASTIEN, C., CARDIN, R., WARREN, A., LAURION, I., MÉNARD-CLOUTIER, K. et É. VEILLEUX. 2009. *Validation of a phycocyanin probe for monitoring of cyanobacteria*. Conférence donnée dans le cadre de la 36<sup>e</sup> édition de l'Atelier de Toxicologie aquatique, La Malbaie, 27-29 septembre 2009.

BERGERON, J.-F., DUGUAY, J., PRESSEAU, R. et S. PANTAL. 2004. *Valorisation des étangs aérés par la mise en culture de lentilles d'eau*. Rapport soumis par Les Entreprises NORDIKeau inc. au Fonds d'action québécois pour le développement durable, Dossier n° 492. 111 p. et annexes.

BLOESCH, J., BOSSARD, P., BÜHRER, H., BÜRGI, R. et U. UEHLINGER. 1988. *Can results from limnocorral experiments be transferred to in situ conditions?* Hydrobiologia 159: 297-308.

BOLDUC, F. ET G. KEDNEY. 2005. *Contrôle des flux de phosphore interne du lac Waterloo : étude de faisabilité*. Rapport présenté par Pro-Faune à Les Ami(e)s du bassin versant du lac Waterloo. 40 p. et annexes.

BOURASSA, F. et LeROUZÈS. 1980. *Étude du milieu environnemental du lac Waterloo*. Ministère de l'Environnement, Service de la qualité des eaux, 66 p.

CARIGNAN, R. 2003. *Limnological Study 2002-2003 of Heney Lake and of its Watershed Lakes and Study of the Watershed of Heney Lake*. Document préparé pour le Ministère de l'Environnement du Québec, direction régionale de l'Outaouais. 73 p.

CARPENTER, S. R. 1996. *Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology*. Ecology 77: 677-680

CHANT, L. et J. CORNETT. 1988. *Measuring contaminant transport rates between water and sediments using limnocorrals*. Hydrobiologia 159: 237-245.

CLÉMENT, V et G. OUMET. 2004. *Programme d'évaluation et de surveillance des lacs*. Rapport présenté par Biofilia inc. pour la Ville de Mont-Tremblant, dossier 2004-1144, 26 p. et annexes.

COMITÉ SUR LES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT EN EAU POTABLE. 2008. *Traitement physicochimique d'une eau colorées : exigences minimales requises en présence d'un COT > 7 mg/L*. Recommandation technique, fiche 1. Disponible [en ligne] : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/fiche1-COT.pdf>

DESSAU, 2008. *Plan directeur de l'eau du bassin versant du lac Waterloo*. Document préparé pour le compte des municipalités de Waterloo, du Canton de Shefford et de Stukely-sud, et des Ami(e)s du bassin versant du lac Waterloo inc. (ABVLW). 55 p. et annexes.

DILLON, P. J., NICHOLLS, K. H., SCHEIDER, W. A., YAN, N. D. et D. S. JEFFRIES. 1986. *Lakeshore Capacity study, trophic status*. Ontario, Ministère des affaires municipales, Research and special projects branch, 81 p.

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.

- FILBIN, G. J. et A. R. HOUGH. 1985. *Photosynthesis, photorespiration and productivity in Lemna minor L.* Limnology Oceanography 30: 322-334.
- HEATH, R. T. 1980. *Are microcosms useful for ecosystem analysis ? in Microcosms in Ecological Research*, Giesy, Jr. J. P. ed. USA: Technical Information Center U.S Department of Energy.
- HÉBERT, S. et S. LÉGARÉ. 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement, Envirodoq No ENV-2001-0141, rapport no QE-123, 24 p. et annexes.
- IQUBAL, S. 1999. *Duckweed Aquaculture, Potentials, Possibilities and Limitations for Combined Wastewater Treatment and Animal Feed Production in Developing Countries*. SANDEC Report No 6/99
- LAM, A. K.-Y. et E. E. PREPAS. 1997. *In situ evaluation of options for chemical treatment of hepatotoxic cyanobacterial blooms*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 1736-1742.
- LEE, G.F., SONZOGNI, W.C. et R.D. SPEAR. 1977. *Significance of oxic versus anoxic conditions for lake Mendota sediment phosphorus release*. Proc. International Symposium on Interactions between sediments and fresh water, Amsterdam, 1976. W. Junk, Purdoc, the Hague, pp. 294-306.
- MAZUMDER, A., TAYLOR, W.D., McQUEEN, D.J., LEAN, D.R.S. et N. R. LAFONTAINE. 1990. *A comparison of lakes and lake enclosures with contrasting abundances of planktivorous fish*. Journal of Plankton Research, vol. 12 : 109-124.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). 2002. *Signification environnementale et méthode d'analyse des principaux paramètres de la qualité de l'eau*. Site internet du MDDEP consulté le 8 janvier 2010. Disponible [en ligne] : [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/rivieres/annexes.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes.htm)
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). 2008. *Lac Waterloo (station 37) – Suivi annuel 2004-2008. Réseau de surveillance volontaire des lacs*. Disponible [en ligne] : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lac/index.htm>
- NÜRNBERG, G. K. 1994. *Phosphorus release from anoxic sediments : what we know and how we can deal with it*. Limnética 10 : 1-4.
- O'BRIEN, W. J., HERSHEY, A. E., HOBBIE, J. E., HULLAR, M. A., KIPPHUT, G. W., MILLER, M. C., MOLLER, B. et J. R. VESTAL. 1992. *Control mechanisms of arctic lake ecosystems: a limnocorral experiment*. Hydrobiologia 240: 143-188.
- ORON, G. et H. WILLERS. 1989. *Effects of wastes quality on treatment efficiency with duckweed*. Water Science and Technology 21: 639-645.
- PICHÉ, I. 1998. *Bilan des apports de phosphore au lac Waterloo en 1998*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques 21 p.
- PIRZADEH, P. 2005. *Plankton Community Tests – Tools for the Risk Assessment of Chemicals to the Aquatic Environment*. Introductory paper no 170. Department of Ecology, Chemical Ecology and Ecotoxicology, Lund. 28 p.

PERREAULT, I. 2007. Suivi de la qualité de l'eau du lac Waterloo. Rapport réalisé pour Les Ami(e)s du bassin versant du lac Waterloo. 23 p.

ROBB, M., GREENOP, B., GOSS, Z., DOUGLAS, G. et J. ADENEY. 2003. *Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings*. Hydrobiologia 494: 237-243.

SCHINDLER, D. W. 1998. *Replication versus Realism: The Need for Ecosystem – Scale Experiments*. Ecosystems 1: 323-334.

SKILLICORN, P., SPIRA, W. et W. JOURNEY. 2009. Duckweed Aquaculture. A New Aquatic Farming System For Developing Countries. Technical Working Paper. 46 p. Disponible [en ligne]: <http://www.p2pays.org/ref/09/08875.htm>.

SOKAL, R. R. et F. J. ROHLF 1981. *Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. Second edition. New York, W. H. Freeman and company. 859 p.

TANG, M., ZHU, Y. et Z. JIA. 1999. *Study on Influential Factors of Phosphorus Release From West Lake Sediments*. Rep. Suwa. Hydrobiol. 11: 83-86.

WASSMANN, P. et K. OLLI. 2004. *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. Disponible [En ligne]: [http://lepo.it.da.ut.ee/eutr/html/htmlbook\\_95.html](http://lepo.it.da.ut.ee/eutr/html/htmlbook_95.html)

WETZEL, R. G. 2001. *Limnology. Lake and Rivers Ecosystems*. Third edition. San Diego, Academic Press. 1 006 p.

**Annexe 1 Photographies du montage  
d'un enclos limnologique**

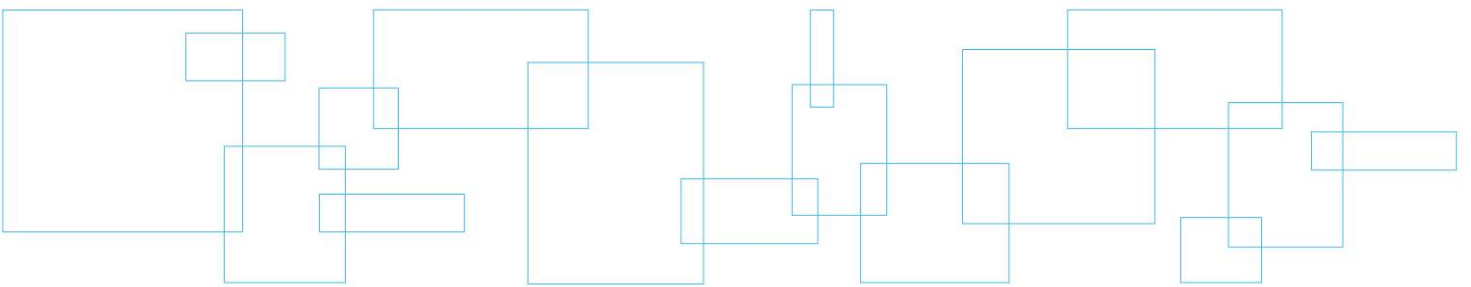






Photo 1 : Montage d'un enclos limnologique



Photo 2 : Détails du système d'attache en coin



Photo 3 : Mise en place de la chaîne d'amarrage



Photo 4 : Détail de l'attache de la chaîne à la base de l'enclos limnologique



Photo 5 : Section de styromousse constituant l'anneau de flottaison



Photo 6 : Montage de l'anneau de flottaison



Photo 7 : Remorquage de l'enclos limnologique vers le site d'expérimentation



Photo 8 : Mise en place de la chaîne d'ancrage

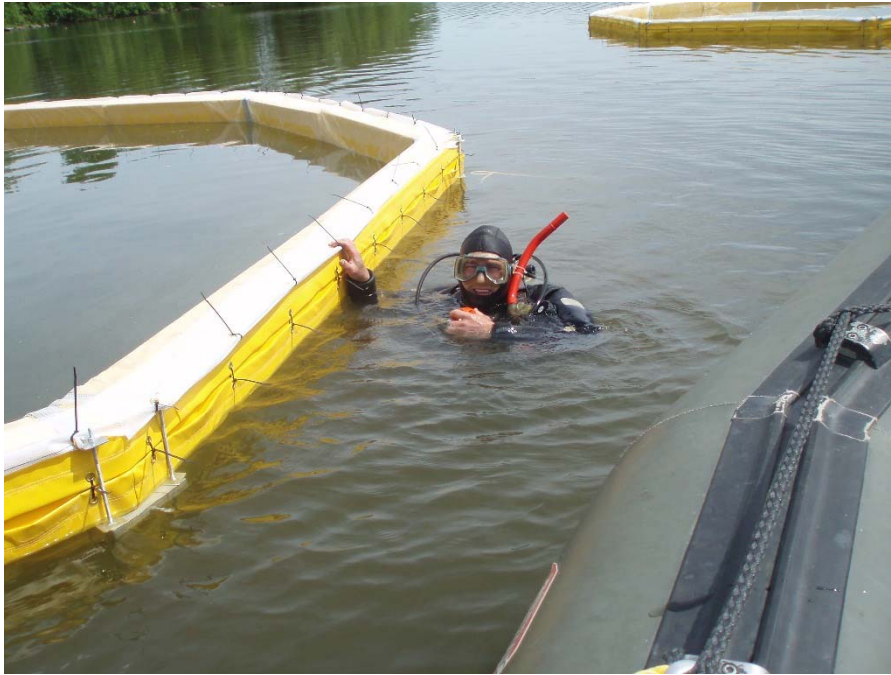


Photo 9 : Étape de la fixation de l'enclos limnologique au site d'expérimentation



Photo 10 : Diffuseur d'air utilisé pour brasser les sédiments à la station BRA

**Annexe 2 Aperçus de l'estacade, du  
filet anti-oiseau et des  
séparateurs**

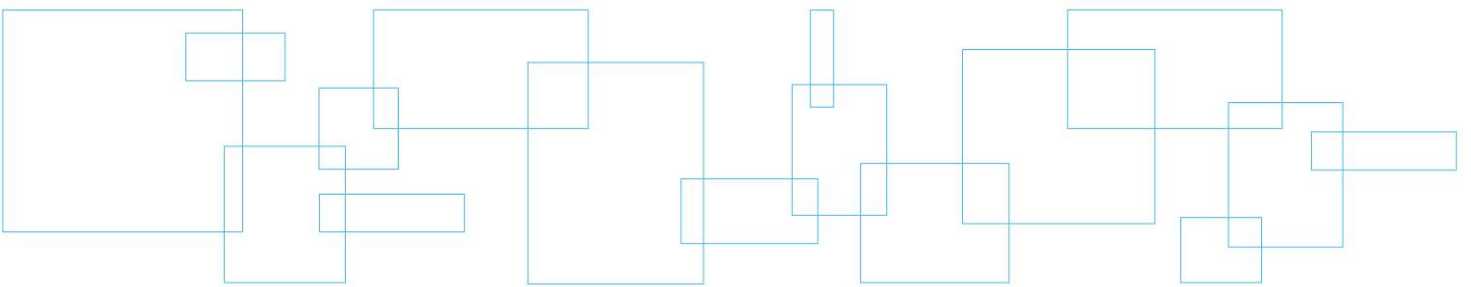




Photo 1 : Section d'une estacade



Photo 2 : Installation finale des estacades



Photo 3 : Vue des installations à partir de la zone pélagique



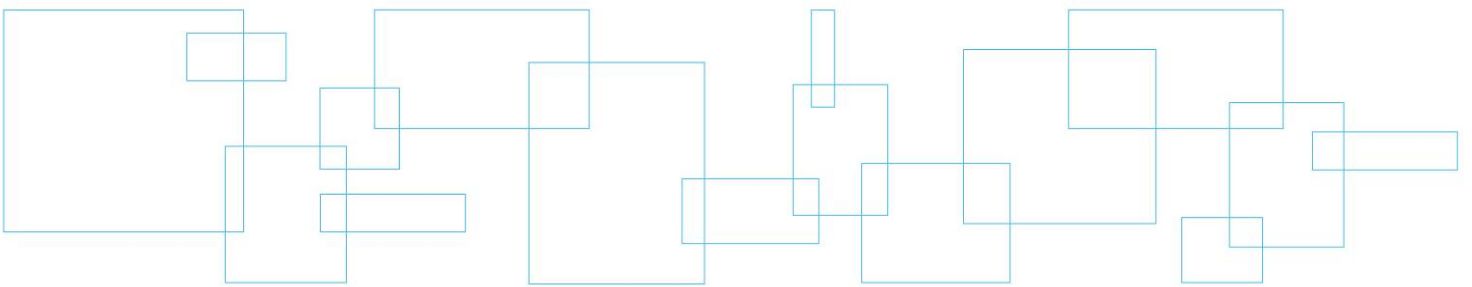
Photo 4 : Installation du filet protecteur contre les oiseaux





Photo 5 : Tubes de styromousse utilisés pour séparer la surface des enclos limnologiques et filet protecteur

**Annexe 3** Fiche signalétique du  
polymère utiliser comme  
agent flocculant dans le  
Géotube





SOLUTIONS AND ENVIRONMENTAL PRODUCTS  
WATERS - SOILS - AIR

**Emergency Phone**  
**1-613-996-6666**

# Material Safety Data Sheet

## Section 1 Product Identification

Trade Name: CHEMFLOC CTT 7536 Product Type: Flocculant

Transportation of Dangerous Goods Classification: Not controlled  
WHMIS Classification: D2B

Manufacturer: Chemco inc.  
124, de Hambourg  
Saint-Augustin-de-Desmaures  
(Québec) G3A 0B3

## Section 2 Hazardous Ingredients

	CAS Number	%	Exposure Criteria
Adipic acid	124-04-9	1 - 5	>5000 mg/Kg (DL <sub>50</sub> oral-rat)

## Section 3 Physical Data

Boiling Point, 760 mm Hg	N.A.	Melting Point	N.A.
Freezing Point	N.A.	Vapor Pressure	N.A.
Specific Gravity	0.75	Solubility in Water	1%
Vapor Density	N.A.	Evaporation Rate	N.A.
% Volatiles	N.A.	pH	3.0 - 5.0
Appearance and Odour	White, free flowing powder, little or no odour.		

## Section 4 Fire & Explosion Hazard Data

Flash Point (& Method Used)	Flammable Limits in Air % v/v		Auto Ignition Temperature
	Lower	Upper	
Not Applicable	N.A.	N.A.	N.A.

Extinguishing Media Dry Chemical; Foam; CO<sub>2</sub>, Water

### Special Firefighting Instructions

Use extinguishing techniques appropriate to the primary cause of the fire. Spills are very slippery.

### Usual Fire and Explosion Hazard

None known.

<b>Section 5</b>	<b>Reactivity Data</b>
------------------	------------------------

Stability	-	Stable
Conditions to Avoid	-	Extreme temperatures and strong oxidants agents can degrade the product
-----		
Incompatibility	-	Strong oxidants.
-----		
Hazardous Decomposition Products	-	Oxides of carbon and nitrogen, ammonia and/or hydrogen chloride.
-----		
Hazardous Polymerization	-	None
Conditions to Avoid	-	None

<b>Section 6</b>	<b>Health Hazard Information</b>
------------------	----------------------------------

Toxicity Information	-	Not listed as a carcinogen by NARC, NTP, OSHA or ACGIH
-----		
Effects of Overexposure:	Inhalation:	may cause some respiratory irritation
	Ingestion:	May cause discomfort, nausea and vomiting
	Skin Contact:	may cause slight irritation
	Eye Contact:	may cause slight irritation and/or redness
Chronic Exposure	Carcinogenic Effects:	None known.
	Mutagenic Effects:	None known.
	Teratogenic Effects:	None known.

<b>Section 7</b>	<b>Special Protection Information</b>
------------------	---------------------------------------

Ventilation Requirements	-	use sufficient ventilation.
-----		
Respiratory Protection	-	Not normally required. Use organic vapors mask as required
Eye Protection	-	Wear chemical goggles or safety glasses.
Gloves	-	impervious gloves recommended.
Other Protective Items	-	Long sleeve shirt and pants and gloves.

**Section 8 First Aid Information**

## Emergency &amp; First Aid Procedures

Inhalation: remove affected person to fresh air and treat symptomatically.  
Ingestion: Do not induce vomiting, give water. Get medical attention immediately.  
Skin Contact: wash off immediately with soap and water. Remove contaminated clothing and wash before reuse.  
Eye Contact: flush with water for 15 minutes and seek medical attention

**Section 9 Spill or Leak Procedures**

## Action if Material is Released or Spilled

Avoid run off to storm sewers and ditches which lead to waterways. Absorb with vermiculite or other inert material. Sweep dry product and dispose

---

## Waste Disposal Method

Dispose according to federal, provincial and local regulations.

**Section 10 Special Precautions**

## Precautions to be Taken in Handling and Storage

Store in closed container when not in use. Avoid extremes of temperature, wet, damp or humid conditions --

---

## Other Precautions

For Industrial Use Only. Keep out of Reach of Children, Spills make floors slippery

---

**Section 11 Regulatory Information**

All components of this material are listed on the TSCA inventory and are included on the Canadian DSL.

PREPARED BY: Claude Grenon B.Sc. Chemist

DATE: October 3th, 2006

While to the best of our knowledge, the information contained on this MSDS is accurate at the time of preparation, we cannot guarantee the content.

Chemfloc 7536

**Toxicity to fish:**

96 h/LC50: 1 - 10 mg/l

**Toxicity to aquatic invertebrates:**

48 h/EC50: 10 - 100 mg/l

**Toxicity to aquatic plants:**

72 h/EC50: 1 - 10 mg/l

**Toxicity to microorganisms:**

Not tested

**Biodegradation:**

Not tested

**Bioaccumulation:**

Considered to be zero due to charge and high molecular weight

Claude Grenon  
Chimiste

Chemco Inc.  
124, de Hambourg  
Saint-Augustin-de-Desmaures, Qc, Canada,  
G3A 0B3

Tel: 418-878-5422 poste 227  
Fax: 418-878-5323

**Annexe 4 Distribution des lentilles  
d'eau à la surface de l'eau  
dans les enclos des stations  
LEN et BRA**

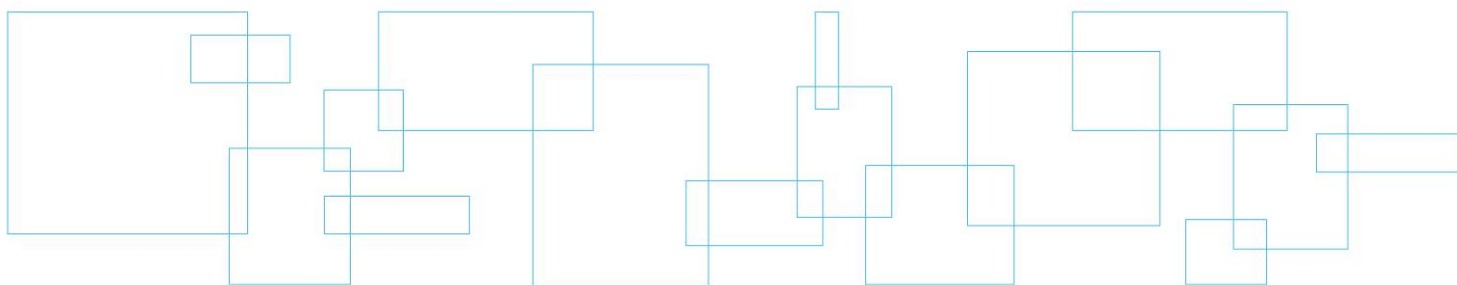




Photo 1 : Répartition des lentilles à la station BRA une semaine après l'implantation



Photo 2 : Répartition des lentilles à la station BRA une semaine après l'implantation



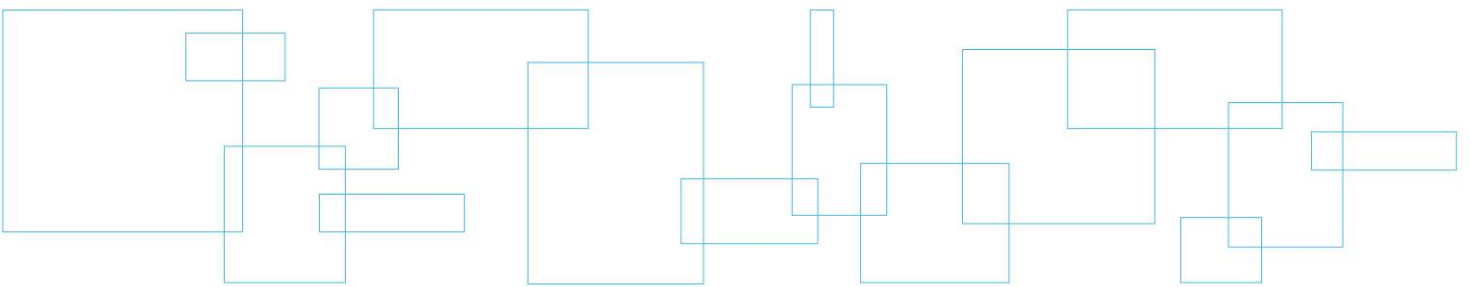


Photo 3 : Répartition des lentilles à la station LEN une semaine après l'implantation



Photo 4 : Répartition des lentilles à la station LEN une semaine après l'implantation

## Annexe 5 Détails des tests statistiques



**Descriptive Statistics:**

vendredi, novembre 20, 2009, 10:55:37

Data source: Phosphore total intégré in Notebook 1

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF-I	9	0	43,544	16,118	5,373	12,389
TEM-I	9	0	89,733	30,524	10,175	23,463
LEN-I	9	0	55,144	20,898	6,966	16,064
BRA-I	9	0	55,700	19,766	6,589	15,193
POM-I	9	0	95,511	50,525	16,842	38,837

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
REF-I	47,900	72,900	25,000	43,000	26,750	54,750
TEM-I	74,000	130,000	56,000	79,000	60,500	115,000
LEN-I	53,000	80,000	27,000	59,000	35,250	73,750
BRA-I	51,000	81,000	30,000	46,000	39,500	78,075
POM-I	152,000	190,000	38,000	86,000	59,500	122,500

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	0,482	-0,304	0,181	0,483	391,900	19143,410
TEM-I	0,251	-1,843	0,193	0,399	807,600	79922,160
LEN-I	-0,209	-1,936	0,210	0,287	496,300	30862,090
BRA-I	0,233	-1,877	0,244	0,127	501,300	31047,890
POM-I	0,978	0,0871	0,190	0,422	859,600	102523,760

### One Way Repeated Measures Analysis of Variance

lundi, janvier 25, 2010, 09:37:47

Data source: Phosphore total intégré in Analyse phosphore.SNB

Normality Test: Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, RM ANOVA on Ranks begun

### Friedman Repeated Measures Analysis of Variance on Ranks

lundi, janvier 25, 2010, 09:37:47

Data source: Phosphore total intégré in Analyse phosphore.SNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
REF-I	9	0	43,000	26,750	54,750
TEM-I	9	0	79,000	60,500	115,000
LEN-I	9	0	59,000	35,250	73,750
BRA-I	9	0	46,000	39,500	78,075
POM-I	9	0	86,000	59,500	122,500

Chi-square= 16,978 with 4 degrees of freedom. (P = 0,002)

The differences in the median values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = 0,002)

To isolate the group or groups that differ from the others use a multiple comparison procedure.

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Student-Newman-Keuls Method) :

Comparison	Diff of Ranks	q	P<0,05
POM-I vs REF-I	25,000	5,270	Yes
POM-I vs LEN-I	15,000	3,873	Yes
POM-I vs BRA-I	11,000	3,667	Yes
POM-I vs TEM-I	4,000	1,886	No
TEM-I vs REF-I	21,000	5,422	Yes
TEM-I vs LEN-I	11,000	3,667	Yes
TEM-I vs BRA-I	7,000	3,300	Yes
BRA-I vs REF-I	14,000	4,667	Yes
BRA-I vs LEN-I	4,000	1,886	No
LEN-I vs REF-I	10,000	4,714	Yes

Note: The multiple comparisons on ranks do not include an adjustment for ties.

**Descriptive Statistics:**

vendredi, novembre 20, 2009, 11:18:23

Data source: Phosphore total ponctuel in Notebook 1

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF	9	0	51,889	22,746	7,582	17,484
TEM	9	0	80,222	31,826	10,609	24,463
LEN	9	0	59,578	15,931	5,310	12,246
BRA	9	0	57,211	22,110	7,370	16,995
POM	9	0	60,311	20,441	6,814	15,712

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
REF	74,000	104,000	30,000	48,000	33,250	60,250
TEM	86,000	130,000	44,000	84,000	48,125	101,250
LEN	42,000	82,000	40,000	62,000	45,500	73,300
BRA	68,000	100,000	32,000	56,000	41,500	72,425
POM	63,000	100,000	37,000	64,000	42,500	70,200

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF	1,602	3,343	0,233	0,169	467,000	28371,000
TEM	0,334	-1,209	0,170	0,561	722,000	66023,500
LEN	0,200	-1,464	0,149	0,694	536,200	33976,040
BRA	0,833	0,234	0,189	0,430	514,900	33368,810
POM	0,722	0,173	0,203	0,335	542,800	36079,440

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

vendredi, novembre 20, 2009, 11:19:09

Data source: Phosphore total ponctuel in Notebook 1

Normality Test: Passed (P = 0,190)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,239)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF	9	0	51,889	22,746	7,582
TEM	9	0	80,222	31,826	10,609
LEN	9	0	59,578	15,931	5,310
BRA	9	0	57,211	22,110	7,370
POM	9	0	60,311	20,441	6,814

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	8	5863,002	732,875		
Between Treatments	4	4192,312	1048,078	2,141	0,098
Residual	32	15662,756	489,461		
Total	44	25718,070			

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,098).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,310

The power of the performed test (0,310) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists.

Negative results should be interpreted cautiously.

**Descriptive Statistics:**

mercredi, décembre 09, 2009, 15:22:14

Data source: Data 4 in Analyse phosphore.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF-I	9	0	8,500	6,895	2,298	5,300
TEM-I	9	0	31,122	25,132	8,377	19,318
LEN-I	9	0	9,300	6,537	2,179	5,025
BRA-I	9	0	7,633	3,514	1,171	2,701
POM-I	9	0	16,222	8,295	2,765	6,376

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
REF-I	24,300	24,900	0,600	6,400	5,125	9,675
TEM-I	73,000	76,000	3,000	23,200	10,975	51,250
LEN-I	24,100	24,700	0,600	7,800	6,225	10,250
BRA-I	11,400	12,000	0,600	7,700	6,575	9,675
POM-I	26,200	34,000	7,800	18,000	9,650	18,750

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	1,884	4,525	0,255	0,095	76,500	1030,630
TEM-I	0,683	-0,606	0,179	0,495	280,100	13770,250
LEN-I	1,684	4,552	0,286	0,032	83,700	1120,270
BRA-I	-0,757	1,141	0,229	0,189	68,700	623,190
POM-I	1,191	1,771	0,193	0,399	146,000	2918,880

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

mercredi, janvier 27, 2010, 10:52:25

Data source: Intégrés in Analyse phosphore.SNB

Normality Test: Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, RM ANOVA on Ranks begun

## Friedman Repeated Measures Analysis of Variance on Ranks

mercredi, janvier 27, 2010, 10:52:25

Data source: Intégrés in Analyse phosphore.SNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
REF-I	9	0	6,400	5,125	9,675
TEM-I	9	0	23,200	10,975	51,250
LEN-I	9	0	7,800	6,225	10,250
BRA-I	9	0	7,700	6,575	9,675
POM-I	9	0	18,000	9,650	18,750

Chi-square= 15,402 with 4 degrees of freedom. (P = 0,004)

The differences in the median values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = 0,004)

To isolate the group or groups that differ from the others use a multiple comparison procedure.

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Student-Newman-Keuls Method) :

Comparison	Diff of Ranks	q	P<0,05
TEM-I vs REF-I	20,500	4,322	Yes
TEM-I vs BRA-I	18,500	4,777	Yes
TEM-I vs LEN-I	16,500	5,500	Yes
TEM-I vs POM-I	4,500	2,121	No
POM-I vs REF-I	16,000	4,131	Yes
POM-I vs BRA-I	14,000	4,667	Yes
POM-I vs LEN-I	12,000	5,657	Yes
LEN-I vs REF-I	4,000	1,333	No
LEN-I vs BRA-I	2,000	0,943	Do Not Test
BRA-I vs REF-I	2,000	0,943	Do Not Test

Note: The multiple comparisons on ranks do not include an adjustment for ties.

A result of "Do Not Test" occurs for a comparison when no significant difference is found between the two rank sums that enclose that comparison. For example, if you had four rank sums sorted in order, and found no significant difference between rank sums 4 vs. 2, then you would not test 4 vs. 3 and 3 vs. 2, but still test 4 vs. 1 and 3 vs. 1 (4 vs. 3 and 3 vs. 2 are enclosed by 4 vs. 2: 4 3 2 1). Note that not testing the enclosed rank sums is a procedural rule, and a result of Do Not Test should be treated as if there is no significant difference between the rank sums, even though one may appear to exist.



**Descriptive Statistics:**

jeudi, janvier 21, 2010, 09:52:45

**Data source:** Ponctuels in Analyse phosphore.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF	9	0	13,622	16,415	5,472	12,618
TEM	9	0	37,722	26,867	8,956	20,652
LEN	9	0	12,689	5,747	1,916	4,418
BRA	9	0	9,711	3,992	1,331	3,068
POM	9	0	20,578	7,003	2,334	5,383

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF	51,600	57,200	5,600	7,900	5,600	57,200
TEM	73,500	84,000	10,500	28,000	10,500	84,000
LEN	17,600	25,000	7,400	11,000	7,400	25,000
BRA	13,400	20,000	6,600	8,700	6,600	20,000
POM	24,500	34,000	9,500	18,000	9,500	34,000

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF	2,949	8,772	0,452	<0,001	122,600	3825,640
TEM	0,780	-1,005	0,280	0,041	339,500	18581,250
LEN	1,388	1,704	0,188	0,437	114,200	1713,320
BRA	2,619	7,402	0,360	0,001	87,400	976,220
POM	0,493	0,876	0,199	0,357	185,200	4203,340

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

jeudi, janvier 21, 2010, 10:19:33

Data source: Ponctuels in Analyse phosphore.SNB

Normality Test: Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, RM ANOVA on Ranks begun

## Friedman Repeated Measures Analysis of Variance on Ranks

jeudi, janvier 21, 2010, 10:19:33

Data source: Ponctuels in Analyse phosphore.SNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
REF	9	0	7,900	7,600	10,250
TEM	9	0	28,000	14,750	65,250
LEN	9	0	11,000	8,250	15,000
BRA	9	0	8,700	7,950	9,400
POM	9	0	18,000	16,750	24,775

Chi-square= 17,184 with 4 degrees of freedom. (P = 0,002)

The differences in the median values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = 0,002)

To isolate the group or groups that differ from the others use a multiple comparison procedure.

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Student-Newman-Keuls Method) :

Comparison	Diff of Ranks	q	P<0,05
TEM vs REF	22,500	4,743	Yes
TEM vs BRA	20,000	5,164	Yes
TEM vs LEN	13,500	4,500	Yes
TEM vs POM	4,000	1,886	No
POM vs REF	18,500	4,777	Yes
POM vs BRA	16,000	5,333	Yes
POM vs LEN	9,500	4,478	Yes
LEN vs REF	9,000	3,000	No
LEN vs BRA	6,500	3,064	Do Not Test
BRA vs REF	2,500	1,179	Do Not Test

Note: The multiple comparisons on ranks do not include an adjustment for ties.

A result of "Do Not Test" occurs for a comparison when no significant difference is found between the two rank sums that enclose that comparison. For example, if you had four rank sums sorted in order, and found no significant difference between rank sums 4 vs. 2, then you would not test 4 vs. 3 and 3 vs. 2, but still test 4 vs. 1 and 3 vs. 1 (4 vs. 3 and 3 vs. 2 are enclosed by 4 vs. 2: 4 3 2 1). Note that not testing the enclosed rank sums is a procedural rule, and a result of Do Not Test should be treated as if there is no significant difference between the rank sums, even though one may appear to exist.

**Descriptive Statistics:**

lundi, mars 08, 2010, 15:01:21

**Data source:** Azote total in Nutriments.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF-I	5	0	0,840	0,472	0,211	0,586
TEM-I	6	0	0,588	0,513	0,209	0,538
LEN-I	5	0	0,980	0,785	0,351	0,975
BRA-I	5	0	0,820	0,526	0,235	0,653
POM-I	4	0	1,175	0,591	0,295	0,940

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF-I	1,100	1,600	0,500	0,600	0,500	1,600
TEM-I	1,370	1,400	0,0300	0,500	0,0300	1,400
LEN-I	1,900	2,300	0,400	0,600	0,400	2,300
BRA-I	1,300	1,500	0,200	0,700	0,200	1,500
POM-I	1,300	2,000	0,700	1,000	0,700	2,000

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	1,387	1,158	0,294	0,167	4,200	4,420
TEM-I	0,690	-0,469	0,213	0,468	3,530	3,391
LEN-I	1,669	2,584	0,286	0,197	4,900	7,270
BRA-I	0,276	-1,596	0,190	0,639	4,100	4,470
POM-I	1,298	1,098	0,237	0,489	4,700	6,570

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

lundi, mars 08, 2010, 15:01:36

Data source: Azote total in Nutriments.SNB

Normality Test: Passed (P = 0,272)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,877)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF-I	5	0	0,840	0,472	0,211
TEM-I	6	0	0,588	0,513	0,209
LEN-I	5	0	0,980	0,785	0,351
BRA-I	5	0	0,820	0,526	0,235
POM-I	4	0	1,175	0,591	0,295

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	5	4,640	0,928		
Between Treatments	4	1,767	0,442	3,026	0,051
Residual	15	2,190	0,146		
Total	24	7,751	0,323		

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,051).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,465

The power of the performed test (0,465) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists. Negative results should be interpreted cautiously.

Expected Mean Squares:

Approximate DF Residual = 15,000

Expected MS(Subj) = var(res) + 4,000 var(Subj)

Expected MS(Treatment) = var(res) + var(Treatment)

Expected MS(Residual) = var(res)

**Descriptive Statistics:**

lundi, mars 08, 2010, 15:09:21

Data source: Azote total photique in Nutriments.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF	5	0	0,920	0,460	0,206	0,572
TEM	5	0	0,720	0,277	0,124	0,345
LEN	5	0	0,860	0,577	0,258	0,717
BRA	5	0	0,860	0,602	0,269	0,748
POM	5	0	0,880	0,559	0,250	0,694

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF	1,000	1,500	0,500	0,800	0,500	1,500
TEM	0,700	1,200	0,500	0,600	0,500	1,200
LEN	1,500	1,800	0,300	0,800	0,300	1,800
BRA	1,500	1,900	0,400	0,700	0,400	1,900
POM	1,500	1,800	0,300	0,700	0,300	1,800

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF	0,427	-2,536	0,219	0,505	4,600	5,080
TEM	1,881	3,773	0,329	0,082	3,600	2,900
LEN	1,319	2,099	0,272	0,249	4,300	5,030
BRA	1,860	3,688	0,340	0,060	4,300	5,150
POM	1,367	2,679	0,286	0,197	4,400	5,120

### One Way Repeated Measures Analysis of Variance

lundi, mars 08, 2010, 15:09:53

**Data source:** Azote total photique in Nutriments.SNB

**Normality Test:** Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, RM ANOVA on Ranks begun

### Friedman Repeated Measures Analysis of Variance on Ranks

lundi, mars 08, 2010, 15:09:53

**Data source:** Azote total photique in Nutriments.SNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
REF	5	0	0,800	0,500	1,350
TEM	5	0	0,600	0,575	0,825
LEN	5	0	0,800	0,450	1,125
BRA	5	0	0,700	0,475	1,075
POM	5	0	0,700	0,600	1,125

Chi-square= 2,710 with 4 degrees of freedom. (P = 0,608)

The differences in the median values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,608)

**Descriptive Statistics:**

lundi, mars 08, 2010, 15:27:54

Data source: Azote ammoniacal in Nutriments.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF-I	2	0	0,0550	0,00707	0,00500	0,0635
TEM-I	3	0	0,0533	0,0351	0,0203	0,0872
LEN-I	3	0	0,0400	0,01000	0,00577	0,0248
BRA-I	3	0	0,133	0,154	0,0888	0,382
POM-I	3	0	0,0600	0,0458	0,0265	0,114

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF-I	0,01000	0,0600	0,0500	0,0550	0,0500	0,0600
TEM-I	0,0700	0,0900	0,0200	0,0500	0,0200	0,0900
LEN-I	0,0200	0,0500	0,0300	0,0400	0,0300	0,0500
BRA-I	0,280	0,310	0,0300	0,0600	0,0300	0,310
POM-I	0,0900	0,110	0,0200	0,0500	0,0200	0,110

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	--	--	0,260	0,481	0,110	0,00610
TEM-I	0,423	--	0,204	0,622	0,160	0,0110
LEN-I	0,000	--	0,175	0,654	0,120	0,00500
BRA-I	1,658	--	0,350	0,162	0,400	0,101
POM-I	0,935	--	0,253	0,487	0,180	0,0150

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

lundi, mars 08, 2010, 15:28:15

Data source: Azote ammoniacal in Nutriments.SNB

Normality Test: Passed (P = 0,194)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,690)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF-I	2	0	0,0550	0,00707	0,00500
TEM-I	3	0	0,0533	0,0351	0,0203
LEN-I	3	0	0,0400	0,01000	0,00577
BRA-I	3	0	0,133	0,154	0,0888
POM-I	3	0	0,0600	0,0458	0,0265

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	2	0,0181	0,00903		
Between Treatments	4	0,0160	0,00399	0,773	0,576
Residual	7	0,0361	0,00516		
Total	13	0,0705	0,00542		

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,576).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,050

The power of the performed test (0,050) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists.

Negative results should be interpreted cautiously.

Expected Mean Squares:

Approximate DF Residual = 7,000

Expected MS(Subj) = var(res) + 4,500 var(Subj)

Expected MS(Treatment) = var(res) + var(Treatment)

Expected MS(Residual) = var(res)



**Descriptive Statistics:**

lundi, mars 08, 2010, 15:32:03

**Data source:** Azote ammoniacal in Nutriments.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF	4	0	0,0525	0,0330	0,0165	0,0526
TEM	3	0	0,0567	0,0289	0,0167	0,0717
LEN	5	0	0,0560	0,0483	0,0216	0,0599
BRA	3	0	0,0600	0,0173	0,01000	0,0430
POM	5	0	0,0340	0,0152	0,00678	0,0188

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF	0,0700	0,1000	0,0300	0,0400	0,0300	0,1000
TEM	0,0500	0,0900	0,0400	0,0400	0,0400	0,0900
LEN	0,120	0,140	0,0200	0,0400	0,0200	0,140
BRA	0,0300	0,0700	0,0400	0,0700	0,0400	0,0700
POM	0,0300	0,0500	0,0200	0,0300	0,0200	0,0500

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF	1,560	2,173	0,280	0,302	0,210	0,0143
TEM	1,732	--	0,385	0,089	0,170	0,0113
LEN	1,942	3,971	0,349	0,045	0,280	0,0250
BRA	-1,732	--	0,385	0,089	0,180	0,0114
POM	0,315	-3,081	0,254	0,329	0,170	0,00670

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

lundi, mars 08, 2010, 15:32:13

Data source: Azote ammoniacal in Nutriments.SNB

Normality Test: Passed (P = 0,391)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,531)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF	4	0	0,0525	0,0330	0,0165
TEM	3	0	0,0567	0,0289	0,0167
LEN	5	0	0,0560	0,0483	0,0216
BRA	3	0	0,0600	0,0173	0,01000
POM	5	0	0,0340	0,0152	0,00678

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	4	0,00824	0,00206		
Between Treatments	4	0,00163	0,000407	0,593	0,675
Residual	11	0,00754	0,000686		
Total	19	0,0177	0,000931		

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,675).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,050

The power of the performed test (0,050) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists. Negative results should be interpreted cautiously.

Expected Mean Squares:

Approximate DF Residual = 11,000

Expected MS(Subj) = var(res) + 3,750 var(Subj)

Expected MS(Treatment) = var(res) + var(Treatment)

Expected MS(Residual) = var(res)

COT

**Descriptive Statistics:**

jeudi, décembre 10, 2009, 13:42:49

Data source: Data 1 in Notebook 2

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF-I	9	2	16,529	19,263	7,281	17,815
TEM-I	9	2	14,714	15,283	5,776	14,135
LEN-I	9	2	15,071	12,181	4,604	11,265
BRA-I	9	2	12,000	6,974	2,636	6,450
POM-I	9	2	21,457	31,238	11,807	28,890

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
REF-I	53,000	60,000	7,000	8,900	8,200	12,250
TEM-I	43,000	49,000	6,000	9,100	7,475	12,250
LEN-I	34,000	42,000	8,000	11,000	8,375	14,750
BRA-I	21,000	27,000	6,000	9,900	8,275	12,500
POM-I	84,000	92,000	8,000	8,400	8,075	14,375

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	2,593	6,781	0,430	<0,001	115,700	4138,650
TEM-I	2,530	6,522	0,402	0,001	103,000	2917,020
LEN-I	2,390	5,886	0,345	0,012	105,500	2480,250
BRA-I	2,106	4,912	0,300	0,056	84,000	1299,820
POM-I	2,601	6,808	0,426	<0,001	150,200	9077,700

COT

**One Way Repeated Measures Analysis of Variance**

jeudi, décembre 10, 2009, 13:43:42

Data source: Data 1 in Notebook 2

Normality Test: Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, RM ANOVA on Ranks begun

**Friedman Repeated Measures Analysis of Variance on Ranks**

jeudi, décembre 10, 2009, 13:43:42

Data source: Data 1 in Notebook 2

Group	N	Missing	Median	25%	75%
REF-I	7	0	8,900	8,200	12,250
TEM-I	7	0	9,100	7,475	12,250
LEN-I	7	0	11,000	8,375	14,750
BRA-I	7	0	9,900	8,275	12,500
POM-I	7	0	8,400	8,075	14,375

Chi-square= 2,688 with 4 degrees of freedom. (P = 0,611)

The differences in the median values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,611)

**Descriptive Statistics:**

vendredi, janvier 29, 2010, 14:46:52

**Data source:** cot Ponct in Nutriments.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF	9	0	7,800	4,437	1,479	3,411
TEM	9	0	7,867	4,495	1,498	3,455
LEN	9	0	8,644	5,014	1,671	3,854
BRA	9	0	8,978	4,965	1,655	3,816

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF	12,100	13,000	0,900	8,900	0,900	13,000
TEM	13,100	14,000	0,900	10,000	0,900	14,000
LEN	14,100	15,000	0,900	10,000	0,900	15,000
BRA	12,100	13,000	0,900	11,000	0,900	13,000

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF	-0,753	-0,633	0,185	0,457	70,200	705,080
TEM	-0,694	-0,441	0,238	0,149	70,800	718,620
LEN	-0,736	-0,627	0,273	0,051	77,800	873,620
BRA	-1,089	-0,421	0,248	0,112	80,800	922,620

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

vendredi, janvier 29, 2010, 14:47:06

Data source: cot Ponct in Nutriments.SNB

Normality Test: Passed (P = 0,100)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,421)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF	9	0	7,800	4,437	1,479
TEM	9	0	7,867	4,495	1,498
LEN	9	0	8,644	5,014	1,671
BRA	9	0	8,978	4,965	1,655

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	8	669,307	83,663		
Between Treatments	3	9,124	3,041	1,515	0,236
Residual	24	48,171	2,007		
Total	35	726,602			

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,236).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,136

The power of the performed test (0,136) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists.

Negative results should be interpreted cautiously.

**Descriptive Statistics:**

jeudi, décembre 10, 2009, 16:50:15

Data source: MES in Notebook 2

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
TEM-I	6	0	10,000	5,292	2,160	5,553
LEN-I	7	0	11,857	8,859	3,348	8,193

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
TEM-I	13,000	18,000	5,000	8,000	6,000	15,000
LEN-I	24,000	28,000	4,000	11,000	4,500	17,000

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
TEM-I	0,850	-1,175	0,242	0,312	60,000	740,000
LEN-I	1,141	0,610	0,253	0,191	83,000	1455,000

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

jeudi, décembre 10, 2009, 16:50:32

Data source: MES in Notebook 2

Normality Test: Passed (P = 0,269)

Equal Variance Test: Passed (P = 1,000)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
TEM-I	6	0	10,000	5,292	2,160
LEN-I	7	0	11,857	8,859	3,348

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	6	386,190	64,365		
Between Treatments	1	1,333	1,333	0,0297	0,870
Residual	5	224,667	44,933		
Total	12	622,000	51,833		

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,870).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,050

The power of the performed test (0,050) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists.

Negative results should be interpreted cautiously.

Expected Mean Squares:

Approximate DF Residual = 5,000

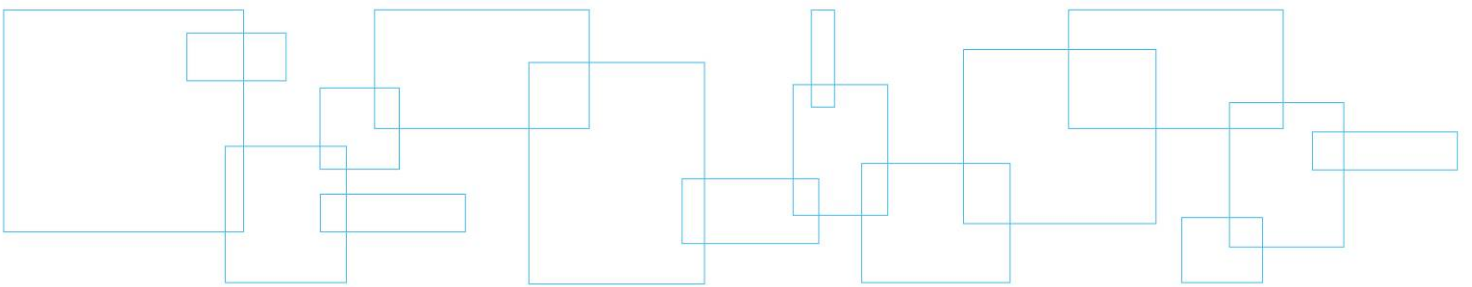
Expected MS(Subj) = var(res) + 1,833 var(Subj)

Expected MS(Treatment) = var(res) + var(Treatment)

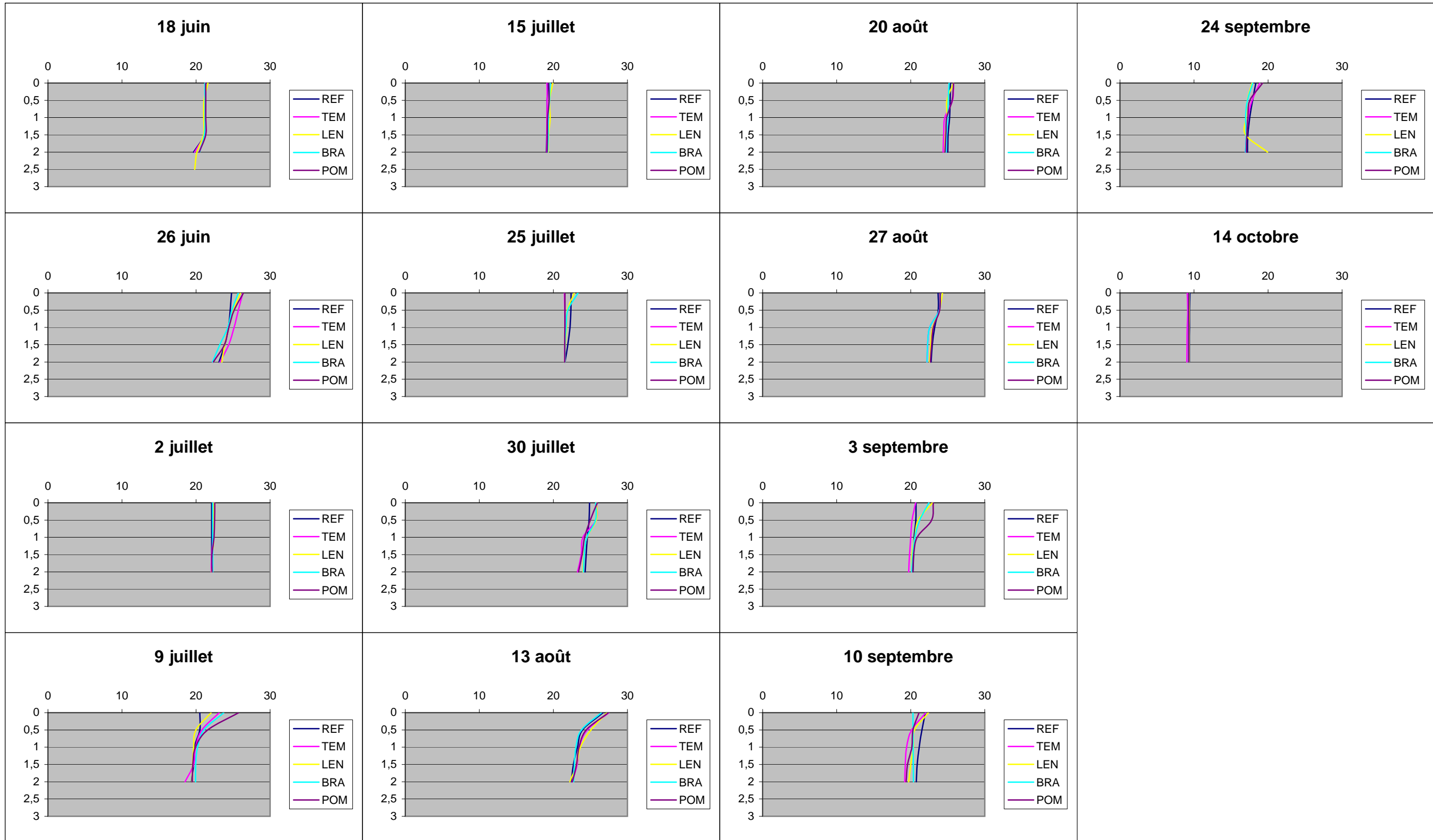
Expected MS(Residual) = var(res)



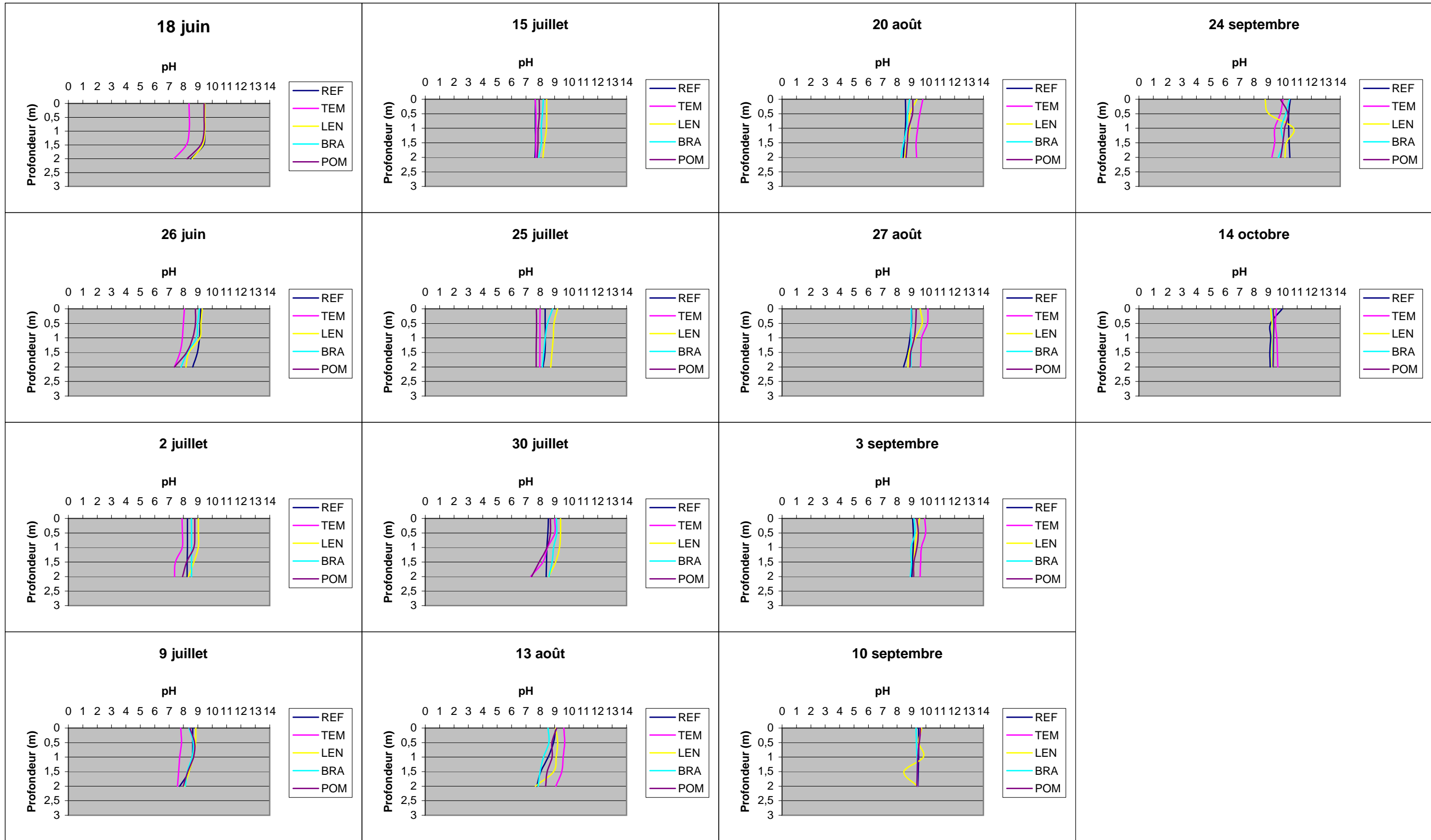
**Annexe 6 Profils physicochimiques  
mesurés aux stations du lac  
Waterloo**



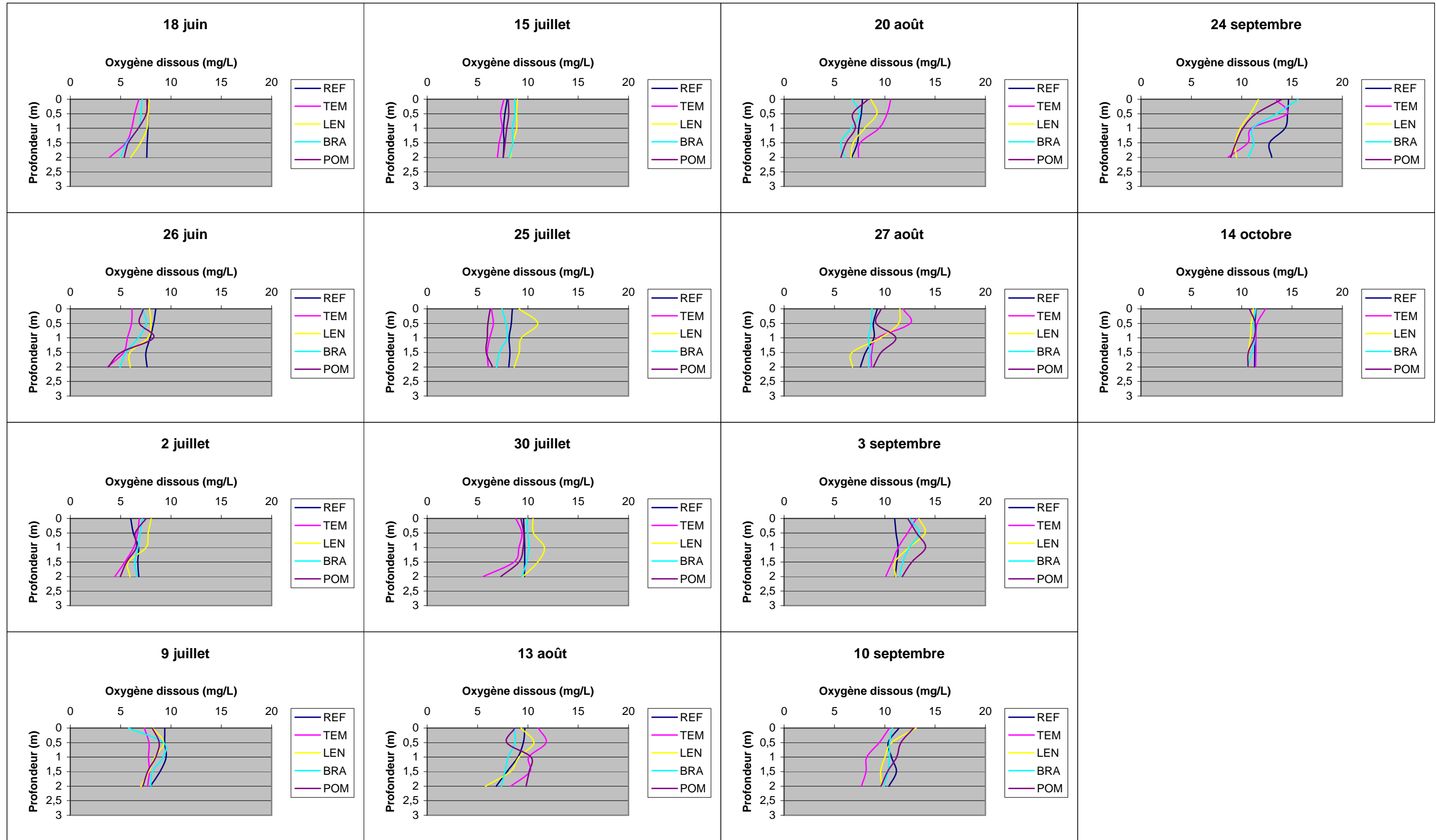
Profil de la température



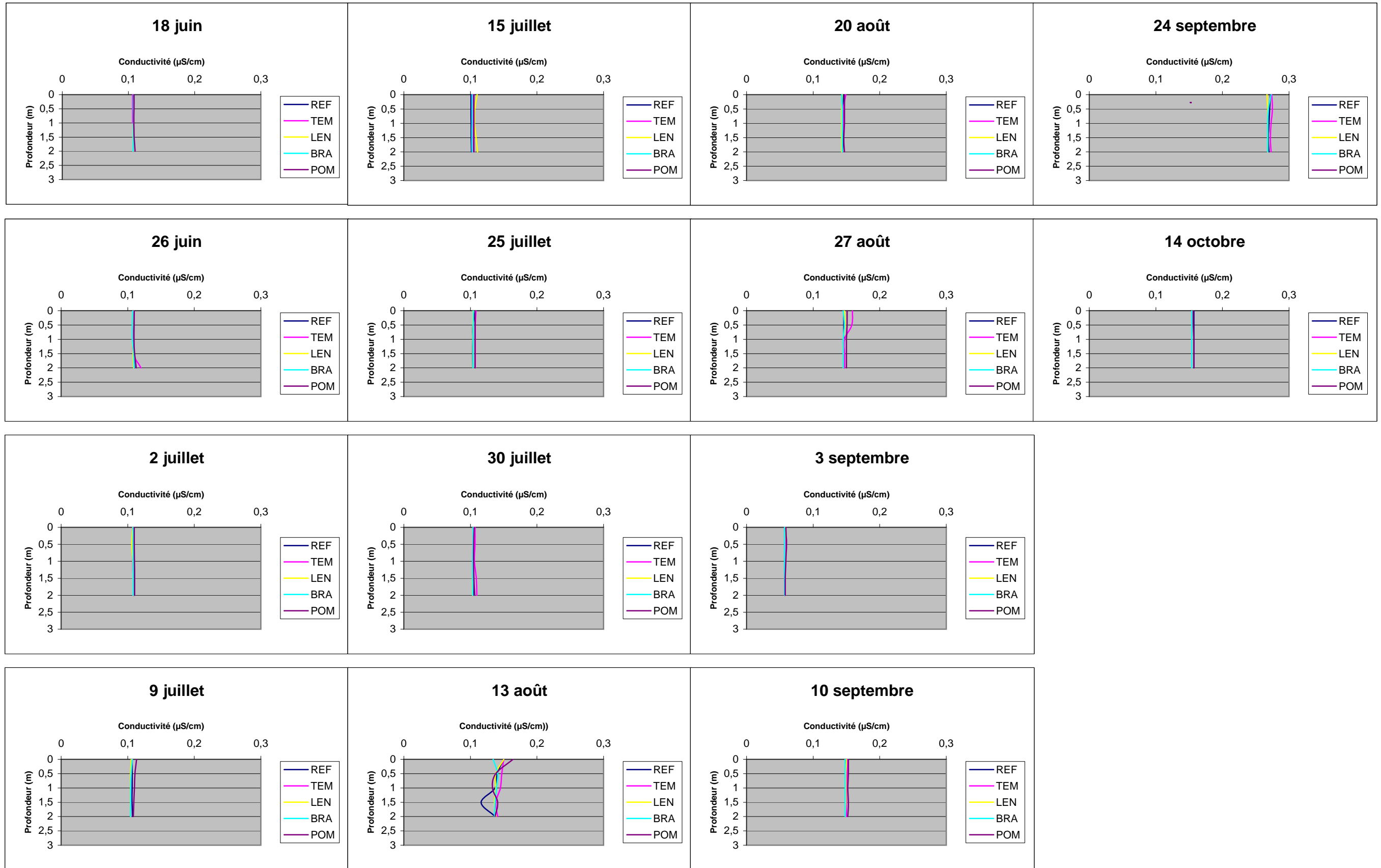
Profil du pH



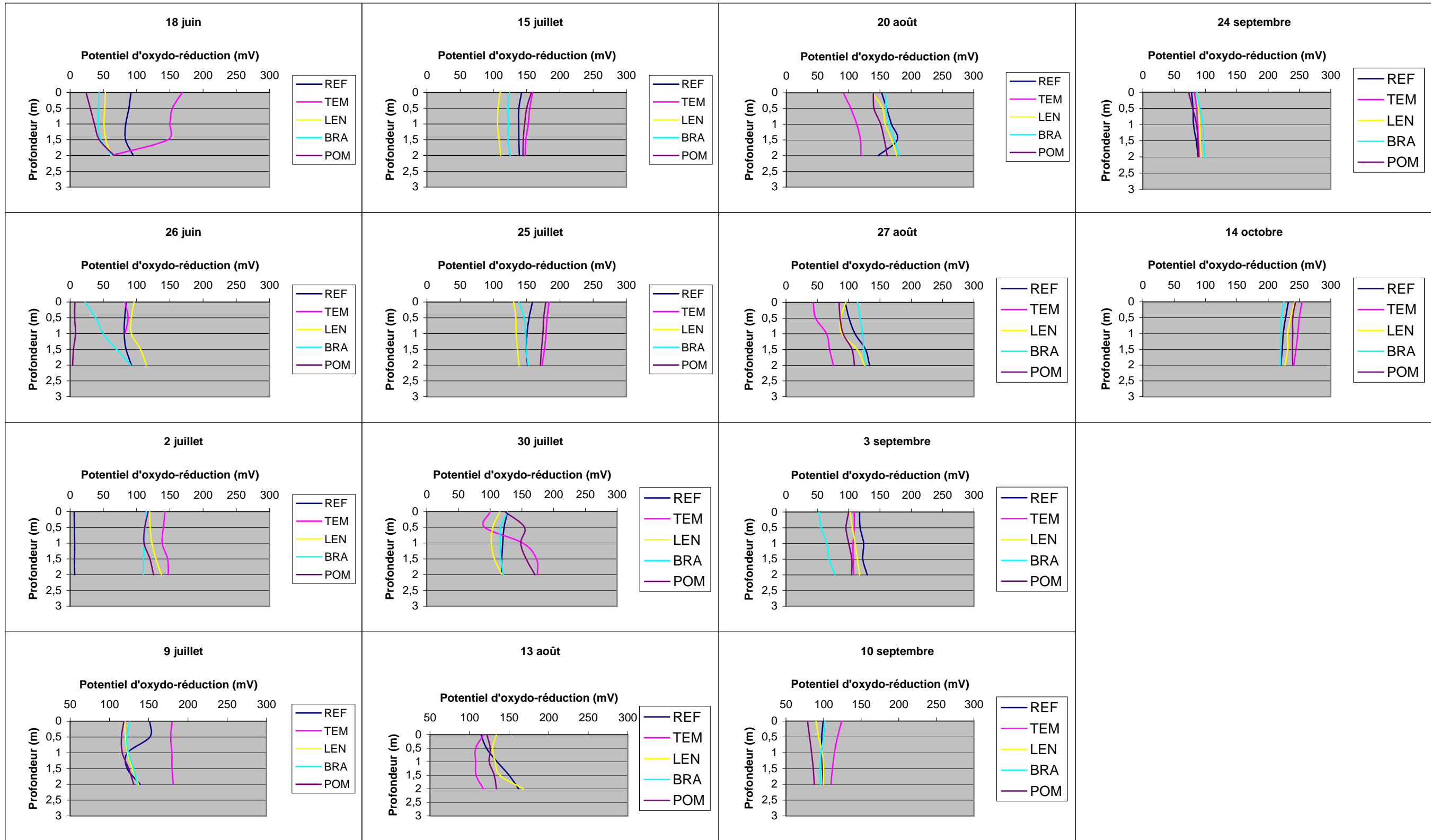
Profil de l'oxygène dissous



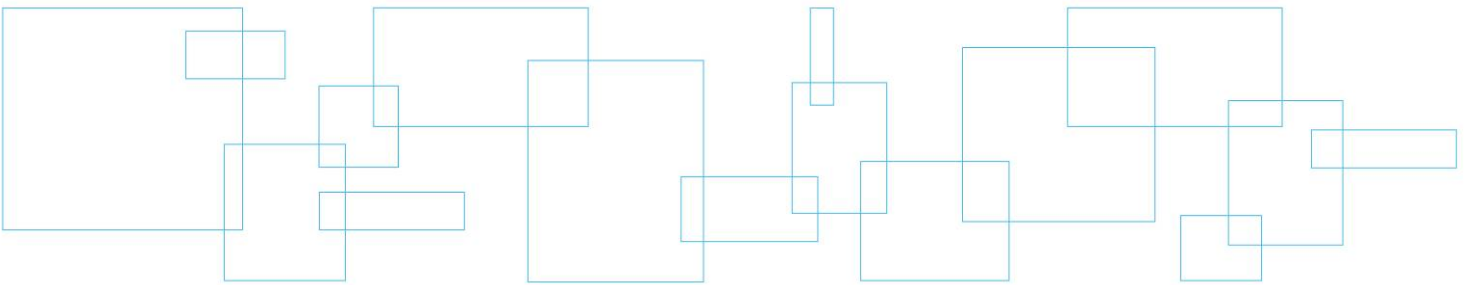
Profil de la conductivité



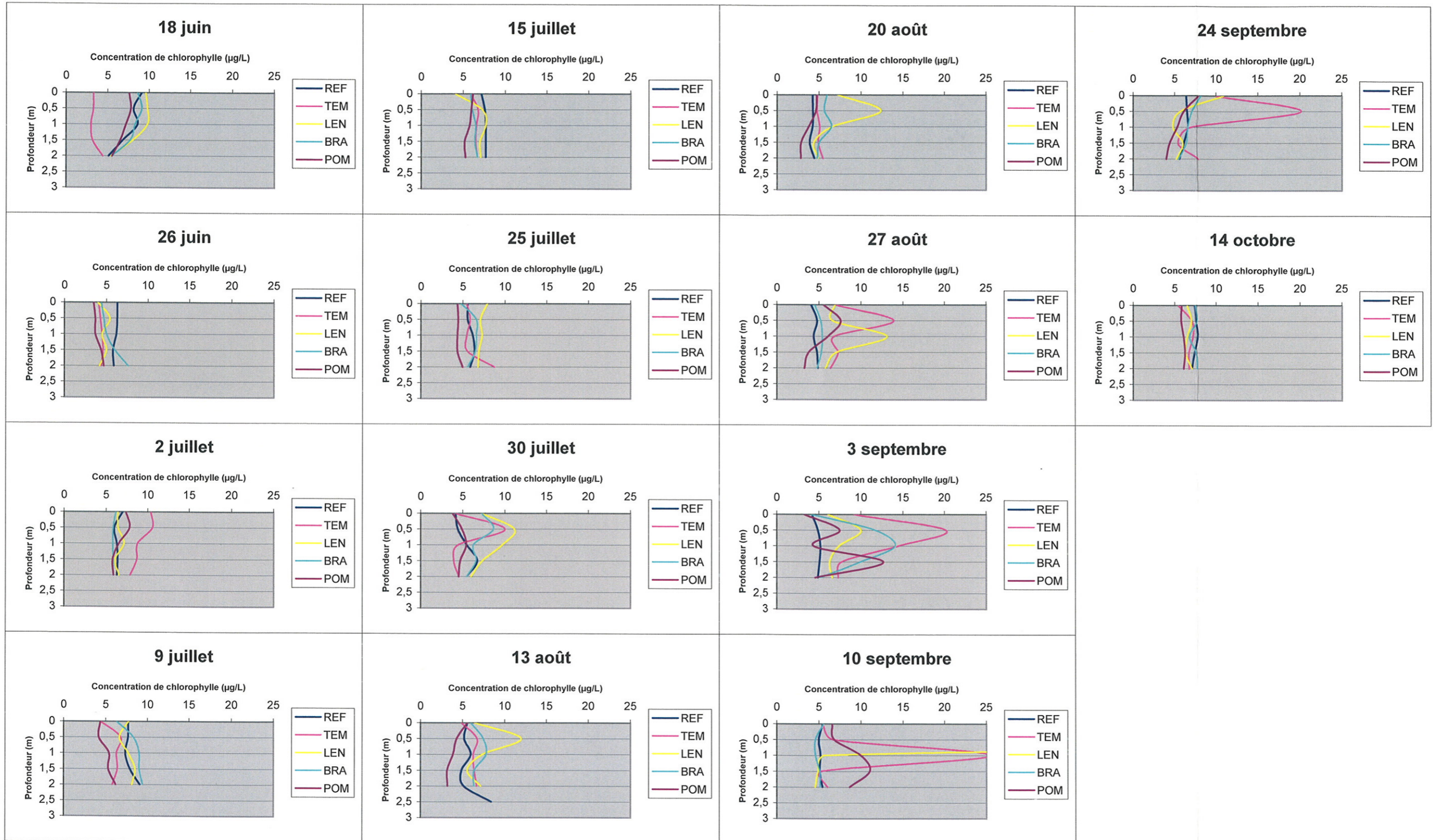
Profil du potentiel d'oxydo-réduction



**Annexe 7 Profils de la chlorophylle  
mesurés aux stations du lac  
Waterloo**

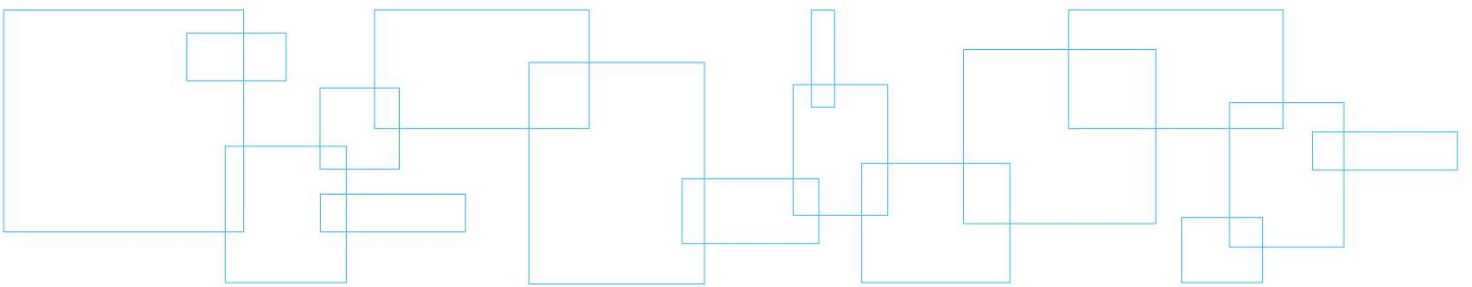


Profil de la chlorophylle





## Annexe 8 Résultats de l'analyse de la phycocyanine



**Descriptive Statistics:**

mardi, novembre 24, 2009, 14:30:04

Data source: Data 1 in Notebook 1

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF	14	0	44278,655	44451,591	11880,187	25665,585
TEM	14	0	39883,150	40948,913	10944,057	23643,199
LEN	14	0	41800,050	35719,913	9546,548	20624,064
BRA	14	0	42149,626	41946,803	11210,755	24219,363
POM	14	0	34949,275	34620,267	9252,656	19989,147

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
REF	142730,000	153750,000	11020,000	28571,500	16697,700	36870,000
TEM	106694,500	110794,500	4100,000	18076,200	9250,000	66700,000
LEN	134120,000	148320,000	14200,000	26614,833	21625,000	48515,700
BRA	138646,600	148070,000	9423,400	25143,250	17100,000	38933,333
POM	116660,000	124400,000	7740,000	19029,600	13344,600	49000,000

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF	1,839	2,420	0,352	<0,001	619901,167	53135661319,194
TEM	0,916	-0,868	0,255	0,014	558364,100	44067894765,070
LEN	2,374	6,177	0,263	0,009	585200,700	41048276968,657
BRA	1,822	2,463	0,316	<0,001	590094,767	47746219100,939
POM	1,763	2,499	0,333	<0,001	489289,850	32681643158,923

### One Way Analysis of Variance

mardi, novembre 24, 2009, 14:30:27

Data source: Data 1 in Notebook 1

Normality Test: Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

### Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

mardi, novembre 24, 2009, 14:30:27

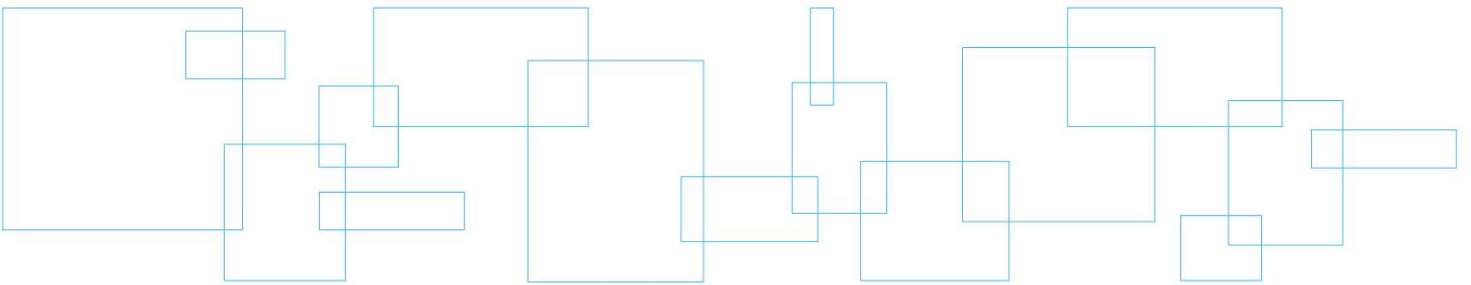
Data source: Data 1 in Notebook 1

Group	N	Missing	Median	25%	75%
REF	14	0	28571,500	16697,700	36870,000
TEM	14	0	18076,200	9250,000	66700,000
LEN	14	0	26614,833	21625,000	48515,700
BRA	14	0	25143,250	17100,000	38933,333
POM	14	0	19029,600	13344,600	49000,000

H = 3,204 with 4 degrees of freedom. (P = 0,524)

The differences in the median values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,524)

## Annexe 9 Résultats de l'analyse des métaux



**Descriptive Statistics:**

lundi, décembre 14, 2009, 09:42:46

Data source: Fer in Notebook 1

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean
REF-I	4	0	0,240	0,106	0,0528	0,168
TEM-I	4	0	0,150	0,0383	0,0191	0,0609
LEN-I	4	0	0,180	0,0589	0,0294	0,0937
BRA-I	4	0	0,198	0,0457	0,0229	0,0728
POM-I	4	0	0,160	0,0812	0,0406	0,129

Column	Range	Max	Min	Median	25%	75%
REF-I	0,230	0,370	0,140	0,225	0,155	0,325
TEM-I	0,0800	0,200	0,120	0,140	0,120	0,180
LEN-I	0,120	0,240	0,120	0,180	0,130	0,230
BRA-I	0,1000	0,250	0,150	0,195	0,160	0,235
POM-I	0,180	0,240	0,0600	0,170	0,0950	0,225

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	0,521	-2,416	0,246	0,448	0,960	0,264
TEM-I	0,855	-1,289	0,283	0,289	0,600	0,0944
LEN-I	5,181E-016	-4,891	0,252	0,425	0,720	0,140
BRA-I	0,196	-3,202	0,226	0,536	0,790	0,162
POM-I	-0,485	-2,173	0,231	0,516	0,640	0,122

**One Way Repeated Measures Analysis of Variance**

lundi, décembre 14, 2009, 09:43:17

Data source: Fer 1 in Notebook 1

Normality Test: Passed (P = 0,395)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,317)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF-I	4	0	0,240	0,106	0,0528
TEM-I	4	0	0,150	0,0383	0,0191
LEN-I	4	0	0,180	0,0589	0,0294
BRA-I	4	0	0,198	0,0457	0,0229
POM-I	4	0	0,160	0,0812	0,0406

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	3	0,0627	0,0209		
Between Treatments	4	0,0202	0,00506	5,220	0,011
Residual	12	0,0116	0,000968		
Total	19	0,0945			

The differences in the mean values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = 0,011). To isolate the group or groups that differ from the others use a multiple comparison procedure.

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,783

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Holm-Sidak method):

Overall significance level = 0,05

Comparisons for factor:

Comparison	Diff of Means	t	Unadjusted P	Critical Level	Significant?
REF-I vs. TEM-I	0,0900	4,090	0,00150	0,005	Yes
REF-I vs. POM-I	0,0800	3,636	0,00341	0,006	Yes
REF-I vs. LEN-I	0,0600	2,727	0,0184	0,006	No
BRA-I vs. TEM-I	0,0475	2,159	0,0518	0,007	No
REF-I vs. BRA-I	0,0425	1,931	0,0774	0,009	No
BRA-I vs. POM-I	0,0375	1,704	0,114	0,010	No
LEN-I vs. TEM-I	0,0300	1,363	0,198	0,013	No
LEN-I vs. POM-I	0,0200	0,909	0,381	0,017	No
BRA-I vs. LEN-I	0,0175	0,795	0,442	0,025	No
POM-I vs. TEM-I	0,01000	0,454	0,658	0,050	No

**Descriptive Statistics:**

mardi, mars 09, 2010, 15:48:29

Data source: Sodium in Métaux.SNB

Column	Size	Missing	Mean	Std Dev	Std. Error	C.I. of Mean	
REF-I	2	0	8,700	0,849	0,600	7,624	
TEM-I	3	0	9,067	0,416	0,240	1,034	
LEN-I	3	0	9,000	0,693	0,400	1,721	
BRA-I	3	0	9,100	0,608	0,351	1,511	
POM-I	3	0	9,400	0,436	0,252	1,083	

Column	Range	Max	Min	Median	5%	95%
REF-I	1,200	9,300	8,100	8,700	8,100	9,300
TEM-I	0,800	9,400	8,600	9,200	8,600	9,400
LEN-I	1,200	9,400	8,200	9,400	8,200	9,400
BRA-I	1,100	9,500	8,400	9,400	8,400	9,500
POM-I	0,800	9,700	8,900	9,600	8,900	9,700

Column	Skewness	Kurtosis	K-S Dist.	K-S Prob.	Sum	Sum of Squares
REF-I	--	--	0,260	0,481	17,400	152,100
TEM-I	-1,293	--	0,292	0,344	27,200	246,960
LEN-I	-1,732	--	0,385	0,089	27,000	243,960
BRA-I	-1,680	--	0,356	0,148	27,300	249,170
POM-I	-1,630	--	0,343	0,179	28,200	265,460

## One Way Repeated Measures Analysis of Variance

lundi, décembre 14, 2009, 10:07:42

Data source: Sodium in Métaux.SNB

Normality Test: Passed (P = 0,096)

Equal Variance Test: Passed (P = 0,193)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
REF-I	2	0	8,700	0,849	0,600
TEM-I	3	0	9,067	0,416	0,240
LEN-I	3	0	9,000	0,693	0,400
BRA-I	3	0	9,100	0,608	0,351
POM-I	3	0	9,400	0,436	0,252

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Subjects	2	2,382	1,191		
Between Treatments	4	1,183	0,296	2,705	0,119
Residual	7	0,765	0,109		
Total	13	3,764	0,290		

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference (P = 0,119).

Power of performed test with alpha = 0,050: 0,296

The power of the performed test (0,296) is below the desired power of 0,800.

Less than desired power indicates you are less likely to detect a difference when one actually exists.

Negative results should be interpreted cautiously.

Expected Mean Squares:

Approximate DF Residual = 7,000

Expected MS(Subj) = var(res) + 4,500 var(Subj)

Expected MS(Treatment) = var(res) + var(Treatment)

Expected MS(Residual) = var(res)



**Aluminium (mg/L)**

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04
2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
15	0,04	0,04	0,03	0,02	0,04
30	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
13	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02
27	0,02	0,04	0,03	0,03	0,02
10	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04
24	0,04	0,05	0,05	0,06	0,05
14	0,06	0,04	0,06	0,06	0,05
Moyenne	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04

Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	0,05	0,18	0,06	0,05	0,04
2	0,05	0,04	0,06	0,03	0,05
15	0,02	0,05	0,03	0,03	0,04
30	0,02	0,04	0,03	0,04	0,04
13	0,02	0,03	0,02	0,03	0,01
27	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02
10	0,04	0,05	0,06	0,06	0,03
24	0,05	0,08	0,07	0,24	0,06
14	0,24	0,06	0,06	0,05	0,05
Moyenne	0,06	0,06	0,05	0,06	0,04

Calcium (mg/L)

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	14	14	14	14	14
2	15	14	14	14	14
15	13	13	14	13	13
30	15	14	14	15	15
13	15	15	15	16	16
27	15	16	15	16	16
10	16	17	16	16	17
24	17	17	17	17	17
14	16	15	15	16	16
Moyenne	15,1	15,0	14,9	15,2	15,3

Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	14	14	14	14	14
2	15	14	14	15	14
15	9,6	13	13	14	14
30	15	15	14	15	15
13	15	15	15	15	15
27	16	15	16	16	16
10	16	17	16	16	17
24	17	17	16	17	17
14	16	16	16	16	16
Moyenne	14,84	15,11	14,89	15,33	15,33

**Fer (mg/L)**

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	0,17	0,12	0,14	0,15	0,13
2	0,37	0,2	0,24	0,25	0,24
15	--	--	--	--	--
30	--	--	--	--	--
13	0,14	0,12	0,12	0,17	0,06
27	--	--	--	--	--
10	--	--	--	--	--
24	--	--	--	--	--
14	0,28	0,16	0,22	0,22	0,21
Moyenne	0,24	0,15	0,18	0,20	0,16

Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	0,22	0,67	0,24	0,2	0,15
2	0,29	0,16	0,26	0,19	0,22
15	--	--	--	--	--
30	--	--	--	--	--
13	0,2	0,16	0,19	0,21	0,14
27	--	--	--	--	--
10	--	--	--	--	--
24	--	--	--	--	--
14	1	0,28	0,26	0,17	0,2
Moyenne	0,43	0,32	0,24	0,19	0,18

**Magnésium (mg/L)**

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	2,3	2,2	2,3	2,3	2,3
2	2,4	2,4	2,3	2,3	2,3
15	2,2	2,2	2,2	2,1	
30	2,4	2,2	2,3	2,4	2,4
13	2,5	2,4	2,5	2,7	2,6
27	2,6	2,6	2,6	2,7	2,7
10	2,6	2,6	2,6	2,6	2,7
24	2,7	2,8	2,7	2,7	2,8
14	--	--	--	--	--
Moyenne	2,5	2,4	2,4	2,5	2,5

Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	2,3	2,4	2,3	2,3	2,3
2	2,4	2,3	2,3	2,4	2,3
15	1,9	2,2	2,1	2,2	2,2
30	2,4	2,4	2,3	2,4	2,4
13	2,5	2,4	2,5	2,5	2,5
27	2,7	2,6	2,6	2,7	2,7
10	2,6	2,7	2,7	2,6	2,7
24	2,7	2,8	2,7	2,7	2,8
14	--	--	--	--	--
Moyenne	2,44	2,48	2,44	2,48	2,49

Potassium (mg/L)

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	0,8	0,8	1	0,9	0,9
2	--	0,8	0,8	0,8	0,9
15	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9
30	1	0,9	0,9	0,9	0,9
13	0,9	0,8	0,9	1	0,9
27	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
10	0,7	0,7	0,7	0,8	1
24	1	1	1	1	1
14	1,1	0,9	1	1	1
Moyenne	0,9	0,8	0,9	0,9	0,9

Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	0,8	0,9	0,9	0,8	0,8
2	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
15	0,8	0,8	0,9	0,8	0,9
30	0,9	0,9	0,9	1	0,8
13	0,9	0,9	0,9	1	0,9
27	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
10	0,7	0,8	0,8	0,9	0,8
24	0,9	1	0,9	0,9	1
14	1,1	0,9	1	1,1	1
Moyenne	0,88	0,88	0,89	0,91	0,88

**Sodium (mg/L)**

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	9,3	9,2	9,4	9,5	9,6
2	--	9,4	9,4	9,4	9,7
15	--	--	--	--	--
30	--	--	--	--	--
13	8,1	8,6	8,2	8,4	8,9
27	--	--	--	--	--
10	--	--	--	--	--
24	--	--	--	--	--
14	--	--	--	--	--
Moyenne	8,7	9,1	9,0	9,1	9,4

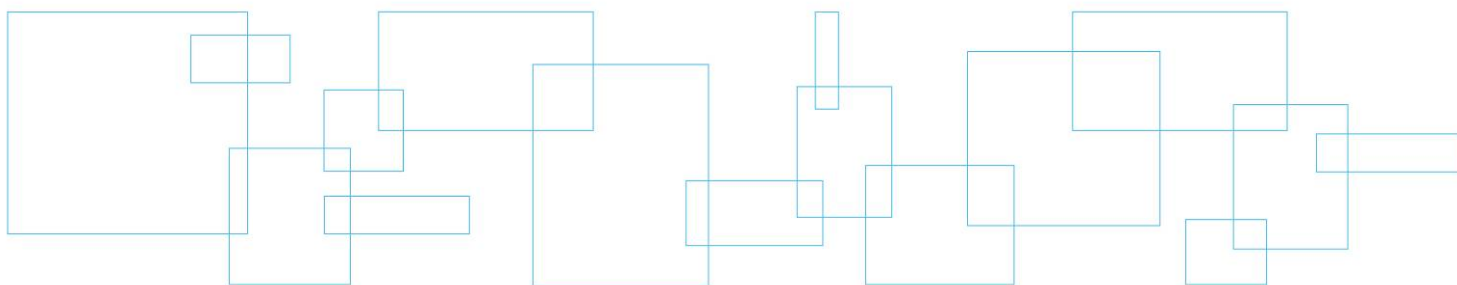
Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	9,4	9,4	9,4	9,4	9,6
2	9,6	9,3	9,4	9,5	9,7
15	--	--	--	--	--
30	--	--	--	--	--
13	8,1	8,5	8,2	7,9	8,3
27	--	--	--	--	--
10	--	--	--	--	--
24	--	--	--	--	--
14	--	--	--	--	--
Moyenne	9,03	9,07	9,00	8,93	9,20

**Mercure (mg/L)**

Date	REF-I	TEM-I	LEN-I	BRA-I	POM-I
18	--	--	--	--	--
2	--	--	--	--	--
15	--	--	--	--	--
30	--	--	--	--	--
13	--	--	--	--	--
27	--	--	--	--	--
10	--	--	--	--	--
24	0,0001	0,0001	0,0001	--	0,0001
14	0,0001	0,0001	--	--	--
Moyenne	0,0001	0,0001	0,0001	--	0,0001

Date	REF	TEM	LEN	BRA	POM
18	--	--	--	--	--
2	--	--	--	--	--
15	--	--	--	--	--
30	0,001	0,0006	0,0006	0,0006	0,0007
13	--	--	--	--	--
27	0,0017	0,001	0,0025	0,003	0,0008
10	0,0003	0,0005	0,0046	0,0003	0,0007
24	0,0009	0,0008	0,0013	0,0006	0,0005
14	0,0002	0,0001	0,0003	0,0007	0,0005
Moyenne	0,0008	0,0006	0,0019	0,0010	0,0006

**Annexe 10**    **Fiches de calibration des sondes YSI**

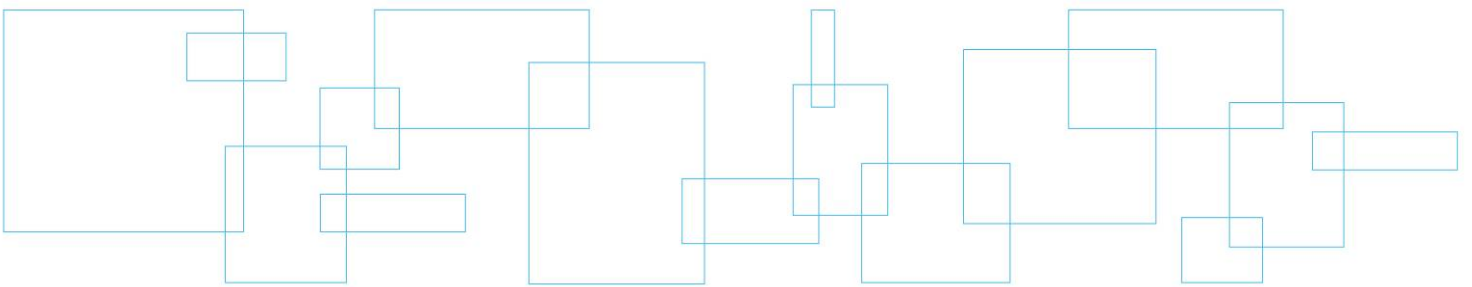








**Annexe 11 Réalisations relatives à la  
gestion des cours d'eau**





## RÉALISATIONS RELATIVES À LA GESTION DES COURS D'EAU DEPUIS L'ENTRÉE EN VIGUEUR DE LA LOI SUR LES COMPÉTENCES MUNICIPALES

- 2006-05-08 Amorce du service de vidange systématique de l'ensemble des fosses septiques installées sur le territoire de la MRC (plus de 11 500 fosses). Le service se poursuit toujours.
- 2006-10-12 Création du nouveau poste de coordonnateur à la gestion des cours d'eau à la MRC.
- 2006-12-14 Entrée en vigueur de la Politique relative à la gestion des cours d'eau sous juridiction de la MRC de La Haute-Yamaska.
- 2007-02-20 Entrée en vigueur du Règlement 2006-179 régissant les matières relatives à l'écoulement des eaux des cours d'eau de la MRC de La Haute-Yamaska.
- 2007-05-19 Tenue d'un kiosque d'information à l'occasion de la Fête de la rivière afin de sensibiliser les citoyens relativement aux compétences de la MRC en matière de cours d'eau.
- 2008-05-05 Début du programme d'inspection et de caractérisation des cours d'eau de la MRC. Les objectifs de ce projet sont :
- 1) doter la MRC d'une banque de données relatives à l'état des bandes riveraines, l'érosion des rives, l'état des ponts et ponceaux, le libre écoulement des eaux, la présence d'animaux de ferme ayant accès aux cours d'eau et des infractions diverses;
  - 2) sensibiliser la population à l'égard des règlements et normes relatifs aux cours d'eau, plus particulièrement au récent règlement sur le respect des bandes riveraines;
  - 3) dresser un portrait spécifique du territoire afin de bien orienter le plan directeur de l'eau de la MRC prévu pour l'automne 2010. Ce projet s'est terminé à l'automne 2009.

Ce travail a nécessité l'embauche de 4 personnes sur une période de 2 ans (36 semaines). Ainsi, ces observations nous ont permis de caractériser les cours d'eau de plus de soixante (60) sous-bassins versants sur le territoire de la MRC, représentant approximativement 2 000 kilomètres de cours d'eau, à l'aide de près de 40 000 données géoréférencées qui furent recueillies.

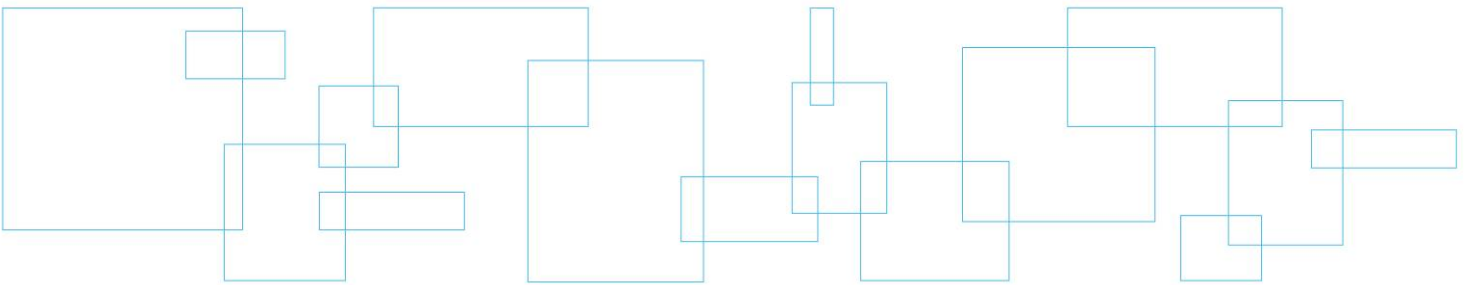
- 2008-05-10 Tenue d'un kiosque d'information à l'occasion de la Fête de la rivière afin de sensibiliser les citoyens relativement aux compétences de la MRC en matière de cours d'eau.
- 2008-06-13 Publicité d'une page couleur dans le cahier spécial « Environnement » de l'hebdomadaire L'Express pour fins de sensibilisation des citoyens à l'égard de la réglementation applicable relative aux cours d'eau de la MRC. Cette sensibilisation a été accompagnée d'une publicité radiophonique (40 diffusions d'une capsule de 30 secondes) sur les ondes de la station M105 de Granby.
- 2008-08-25 Embauche d'un chargé de projet affecté à l'élaboration d'un plan directeur de l'eau de la MRC. Dépôt prévu à l'automne 2010.
- 2008-09-16 Entrée en vigueur du Règlement 2008-201 modifiant le Règlement de contrôle intérimaire afin d'intégrer des mesures de protection des rives, du littoral et des plaines inondables.
- 2008-09-16 Présentation d'un mémoire à la Commission parlementaire des transports et de l'environnement relative au projet de Loi 92, *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection*.
- 2008-11-17 Réalisation d'un dépliant de sensibilisation intitulé « Gestion des cours d'eau – Rive, littoral et bande riveraine » à propos de la réglementation applicable relative aux cours d'eau de la MRC.
- 2009-01-07 Début du partenariat avec l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) pour la réalisation du « Projet de connaissance sur les eaux souterraines de la Montérégie-Est (bassin Richelieu et Yamaska) ». Le dépôt de cette étude est prévu en 2013.
- 2009-05-06 Publicité d'une page couleur dans le cahier spécial « Environnement » de l'hebdomadaire L'Express pour fins de sensibilisation à l'égard de la réglementation applicable relative aux cours d'eau de la MRC.
- 2009-05-09 Publicité d'une page couleur dans l'édition du samedi du quotidien La Voix de l'Est pour fins de sensibilisation à l'égard de la réglementation applicable relative aux cours d'eau de la MRC.
- 2009-05-09 Tenue d'un kiosque d'information à l'occasion de la Fête de la rivière afin de sensibiliser les citoyens relativement aux compétences de la MRC en matière de cours d'eau.

- 2009-06-11 Réalisation d'une campagne de sensibilisation relative à la protection des bandes riveraines par l'envoi de plus de 3 000 dépliants « Gestion des cours d'eau – Rive, littoral et bande riveraine » à tous les riverains de la MRC.
- 2009-10-01 Début du projet « Programme d'aide à la prévention d'algues bleu-vert (PAPA) » encadré par le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT). Le but de ce projet est d'inventorier, de classer et d'élaborer un plan correcteur pour les installations septiques déficientes en bordure des lacs et des cours d'eau affectés par les cyanobactéries. La fin de ce projet est prévue pour le 31 mars 2010.
- 2009-11-30 Début du programme d'échantillonnage des eaux de surface de la MRC. Ce programme implique la mise en place de 25 stations d'échantillonnage sur le territoire afin de vérifier le phosphore, les matières en suspension et les coliformes fécaux dans ces eaux. Ce programme reprend en avril 2010.

#### RÉALISATIONS À VENIR

- Printemps 2010 Tenue d'un kiosque d'information à l'occasion de la semaine de l'environnement du CEGEP de Granby afin de sensibiliser les citoyens relativement aux compétences de la MRC en matière de cours d'eau.
- Printemps 2010 Dépôt du rapport relatif au Programme d'aide à la prévention d'algues bleu-vert (PAPA) au sujet des installations septiques déficientes.
- Printemps 2010 Reprise du programme d'échantillonnage des eaux de surface de la MRC.
- Printemps/Été 2010 Envoi d'environ 1 500 avis de courtoisie afin de sensibiliser les propriétaires où la bande riveraine ne respectait pas la réglementation de la MRC.
- Automne 2010 Dépôt du plan directeur de l'eau de la MRC.

**Annexe 12 Réponses aux questions et commentaires du MDDEP**



**Ville de Waterloo  
Ministère du Développement durable, de  
l'Environnement et des Parcs**

**Essai de deux techniques de restauration au lac  
Waterloo  
Projet pilote**

Réponses aux questions et commentaires du Ministère du  
Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

Préparé par :



Marcel Proulx, biologiste M.Sc.

Chargé de projet

Approuvé par :



Fabien Bolduc, biologiste M.Sc.

Chef d'équipe



## TABLE DES MATIÈRES

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>RÉPONSES AUX QUESTIONS ET COMMENTAIRES .....</b>	<b>2</b>
Commentaires généraux .....	2
Commentaires spécifiques .....	4
<i>Chapitre 1 - Introduction .....</i>	<i>4</i>
<i>Chapitre 2 - Matériel et méthodes .....</i>	<i>6</i>
<i>Chapitre 3 - État de référence de la qualité de l'eau et des sédiments .....</i>	<i>10</i>
<i>Chapitre 4 - Utilisation de la lentille d'eau .....</i>	<i>15</i>
<i>Chapitre 5 - Effets du pompage des sédiments sur la concentration des nutriments.....</i>	<i>18</i>
<i>Chapitre 6 - Analyse et discussion .....</i>	<i>23</i>
<i>Chapitre 7 - Conclusion .....</i>	<i>29</i>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>32</b>

## INTRODUCTION

À la suite du dépôt du rapport portant sur le projet pilote d'essai de deux techniques de restauration réalisé au lac Waterloo en 2009, le comité de suivi des projets pilotes de restauration de lac<sup>1</sup> a émis, sous la coordination de Lise Boudreau de la Direction du suivi de l'état de l'environnement, des commentaires et des recommandations visant à améliorer le contenu de ce rapport.

Toutefois, certaines questions et certains commentaires d'ordre général n'entraînaient pas nécessairement de modification du rapport principal. Pour cette raison, cette annexe reprend chacun des commentaires spécifiques, et présente à la suite les réponses correspondantes. Cette approche facilite d'une part le suivi des modifications qui ont été apportées à la version finale du rapport. D'autre part, cette annexe permet de démontrer que toutes les questions et tous les commentaires émis par le comité de suivi ont bel et bien été considérés et tenus pour compte.

Les questions et commentaires sont présentés intégralement en italique tel qu'ils nous ont été transmis. Les réponses suivent immédiatement ces questions ou commentaires.

---

<sup>1</sup> Le comité de suivi des projets pilotes de restauration de lacs est coordonné par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et regroupe, outre plusieurs directions du MDDEP, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le ministère des Transports du Québec (MTQ), le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), le ministère du Développement économique, de l'Innovation et de l'Exportation (MDEIE) et le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT).

## RÉPONSES AUX QUESTIONS ET COMMENTAIRES

### COMMENTAIRES GÉNÉRAUX

*Le comité de suivi des projets pilotes de restauration de lacs considère que, dans l'ensemble, le rapport est bien structuré et que les résultats de l'expérimentation sont présentés de façon claire et détaillée. L'analyse des résultats est honnête et fait ressortir la difficulté d'interpréter les résultats obtenus en enclos et de les extrapoler à l'échelle d'un lac.*

*Toutefois, certains volets de l'analyse mériteraient plus ample développement. C'est le cas notamment des résultats obtenus avec le pompage des sédiments. De façon générale, nous croyons que l'analyse des résultats devrait aller au-delà de l'approche très descriptive de présentation des données et de comparaison statistique.*

*En conclusion du rapport, l'influence des mésocosmes est amplement discutée. Toutefois, le rapport traite peu des limites interprétatives liées au faible nombre d'échantillons prélevés (n=9) pour l'analyse des variables physicochimiques. Cet élément devrait ressortir afin de bonifier des études futures, notamment lorsqu'une forte variabilité saisonnière, naturelle, est observée. Des commentaires plus spécifiques aux différents volets du projet sont présentés plus bas.*

*Nous sommes en accord avec la conclusion indiquant que le relargage du phosphore des sédiments du lac Waterloo demeure un phénomène qui devra être mieux compris. Il pourrait être pertinent d'indiquer les façons de combler les lacunes à ce sujet en se basant sur les connaissances acquises jusqu'à maintenant, incluant les résultats des diverses études réalisées au lac Waterloo. À cet égard, notons qu'il est paradoxal que la conception du présent projet repose justement sur la prémisse que « même s'il était possible de réduire la charge externe à zéro, la concentration de phosphore dans l'eau demeurerait élevée puisque la quantité de phosphore dans les sédiments est telle que le lac peut s'auto-suffire pendant des années ». Les conclusions du rapport semblent remettre en question le fondement de cette prémisse.*

*Nous sommes également en accord avec la suggestion que le bilan des apports de phosphore au lac Waterloo, basé sur un bilan de masse, devrait être mis à jour. Nous croyons que dans l'ensemble, une analyse rigoureuse de la situation, basée sur l'ensemble des connaissances de la problématique du lac, demeure à réaliser avant d'opter pour une nouvelle intervention dans le lac. Il est impératif de faire la démonstration (preuve ou évidences scientifiques fortes) que la charge interne contribue de façon importante à la concentration en phosphore de la masse d'eau du lac et que le contrôle de la charge interne est essentiel au rétablissement du lac. En ce sens, nous considérons que les suggestions de recourir au chaulage ou au Phoslock sont pour le moment peu fondées et semblent précipitées. Il sera nécessaire d'étayer davantage le choix de ces solutions par une justification rationnelle basée sur l'analyse des conditions qui prévalent dans le lac et les*

*effets attendus des technologies. La proposition d'un nouveau projet d'intervention visant à réduire la charge interne de nutriments devrait inclure une évaluation préliminaire des chances de réussite.*

*Nous croyons également que les actions visant à réduire les apports externes de nutriments sur le bassin versant doivent être poursuivies, voire intensifiées. D'une part, les efforts doivent être orientés vers la réduction du phosphore à la source, notamment en ce qui regarde les résidences isolées, les débordements du réseau sanitaire, du terrain de golf et du terrain de camping. D'autre part, il est primordial de limiter le ruissellement par l'instauration de bonnes pratiques sur tout le territoire, autant en milieu rural qu'urbain. L'aménagement du territoire et les plans de développement doivent donc être réalisés de façon à diminuer le plus possible les apports de phosphore au lac. Il est également primordial d'assurer la conservation des milieux naturels riverains et de favoriser le reboisement dans le bassin versant.*

## Réponse aux commentaires généraux

Au cours de l'analyse des données, nous avons pris conscience des limites interprétatives liées au petit nombre d'échantillons. La version finale du rapport en fait mention plus fréquemment afin de mettre en perspective les résultats issus de l'expérimentation. Pour ce qui est de l'analyse, due à la petitesse de l'échantillonnage, il nous a été préférable de ne pas pousser la discussion des résultats puisque ceux-ci peuvent être interprétés de façon contradictoire.

Nous ne croyons pas qu'il soit paradoxal que la conception du projet soit basée sur la prémisse disant que « même s'il était possible de réduire la charge externe à zéro, la concentration de phosphore dans l'eau demeurerait élevée puisque la quantité de phosphore dans les sédiments est telle que le lac peut s'auto-suffire pendant des années ». Cette prémisse est basée sur les études de Bourassa et Le Rouzès (1980), Piché (1997), Bolduc et Kedney (2005) et Carignan (2007). Il est évident que le rapport de Piché doit être mis à jour, mais nous considérons que les valeurs mentionnées dans ce rapport sont suffisamment précises pour orienter les interventions. Par contre, une mise à jour de ces informations, notamment au niveau du relargage du phosphore provenant des sédiments, permettrait certainement d'avoir une meilleure image du lac et de mieux orienter les interventions par la suite. Pour l'instant, il n'y a pas d'information permettant de contredire cette prémisse. Au contraire, les interventions réalisées jusqu'à présent pour contrôler les apports de phosphore vers le lac n'ont pas abouti en une amélioration notable de l'état de ce plan d'eau. Par ailleurs, les conclusions du rapport ne remettent nullement en question cette prémisse. Elles font plutôt état de l'incapacité des techniques proposées pour réduire le phosphore.

Pour ce qui est de recourir au chaulage ou au Phoslock, il est certain que ces interventions ne permettront pas de résoudre le problème récurrent de cyanobactéries au lac Waterloo. Actuellement, des efforts sont menés par la municipalité et la population pour contrôler les apports de phosphore vers le lac. Il est probable que ces efforts donneront des résultats favorables à la restauration du lac Waterloo. Toutefois, dans une volonté de redonner à court ou à moyen terme les usages récréatifs du lac à la population locale, une intervention dans le lac, menée

conjointement avec le contrôle des apports à la source, doit être envisagée. Le chaulage ou l'utilisation du Phoslock ne sont que des suggestions, et doivent faire l'objet d'une évaluation détaillée sur la base des conditions actuelles du lac Waterloo, d'où l'importance d'une mise à jour des sources et des quantités de phosphore identifiées par l'étude de Piché (1997).

## COMMENTAIRES SPÉCIFIQUES

### Chapitre 1 - Introduction

#### 1.1 Justification

*L'introduction fait mention des résultats des études de caractérisation du lac Waterloo qui indiqueraient que la charge interne de nutriments est problématique. Toutefois aucune précision concernant les résultats de ces études n'est présentée. Étant donné que cette prémisse justifie le projet, qui porte essentiellement sur des techniques de réduction de la charge interne de phosphore, il serait nécessaire que l'importance relative de la charge interne de phosphore dans la problématique d'eutrophisation du lac Waterloo soit mieux étayée, références à l'appui.*

Les études de 1975 et de 1976 (Bourassa et Le Rouzès, 1980) ont démontré qu'à l'époque, la charge interne de phosphore pouvait varier entre 92 kg/an et 687 kg/an, selon l'ampleur de la zone en anoxie. Lorsque les équations de Nürnberg (2005) sont appliquées, la charge interne est alors estimée à 352 kg/an (Bolduc et Kedney, 2005). Ces auteurs estiment que la quantité totale de phosphore accumulé dans les sédiments serait de l'ordre de 340 tonnes (*Ibid*).

L'évaluation du flux de phosphore de Piché (1997) a évalué la charge externe totale de phosphore à 804,8 kg/an. Les apports naturels représentent 36% de cette valeur, soit 289,7 kg de phosphore par année.

Par ailleurs, selon l'étude de Carignan (2007), la capacité de support d'un lac en termes d'apport de phosphore serait équivalente à la quantité naturelle de phosphore provenant du bassin versant avec un ajout de 10%. Ainsi, la capacité de support du lac Waterloo est estimée à 320 kg de phosphore par année.

Par conséquent, en éliminant les apports externes de phosphore, ce qui est virtuellement impossible, la quantité de phosphore libérée par les sédiments (352 kg/an) serait déjà supérieure à la capacité de support du lac Waterloo. Le lac Waterloo se trouve donc dans une situation où il est devenu irrécupérable si les efforts sont uniquement menés sur les apports de phosphore provenant du bassin versant.

Il est important de mentionner que le contrôle du phosphore à la source constitue une avenue obligatoire pour lutter contre l'eutrophisation d'un plan d'eau. Toutefois, dans la situation du lac Waterloo, nous considérons que cet effort seul serait insuffisant pour éviter l'apparition de fleur d'eau de cyanobactéries dans le lac Waterloo, et que des actions directes s'imposent afin de redonner le plus rapidement possible le plein usage de ce lac à la population de cette municipalité.

*D'autant que la dernière phrase de la section 2.2.3 énonce, sans justification, que le pompage des sédiments permettrait de réduire la charge interne à un niveau suffisamment bas pour limiter l'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries.*

Il est mentionné à plusieurs reprises dans la littérature scientifique que le retrait des sédiments chargés en phosphore pourrait s'avérer être une avenue pour réduire la charge interne en phosphore d'un plan d'eau. Toutefois, cette approche demeure théorique jusqu'à présent, et cette technique n'a pas vraiment été mise à l'essai dans un plan d'eau. C'est pour cette raison que nous l'avons testé dans un mésocosme, et non dans un lac entier. Dans le cadre de ce projet pilote, cette affirmation doit plutôt être interprétée comme étant un objectif à atteindre, et non comme une affirmation que cette technique permet de réduire la concentration de phosphore dans l'eau à un niveau suffisamment bas pour limiter l'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries. Afin d'éviter toute confusion, cette phrase a été retirée de la version finale du rapport.

## **1.2 Contexte du projet pilote**

*La phrase « L'origine du phosphore provient principalement des activités humaines dans le bassin versant » est plutôt vague. Il serait nécessaire que le rapport précise de façon succincte les principaux secteurs d'activités les plus susceptibles de contribuer à l'eutrophisation du lac Waterloo, en s'appuyant sur les résultats des études qui ont abordé cette question.*

Il a été maintes fois mentionnées que les activités humaines telles que l'agriculture, le développement résidentiel et de villégiature, le mauvais aménagement des rives des lacs et des cours d'eau, l'état des fosses septiques, l'utilisation des engrais et des fertilisants, etc. Comme le projet pilote porte sur l'essai d'une technique de restauration *in situ*, et non sur la gestion à la source du phosphore, il ne nous a pas paru pertinent de préciser de façon succincte les secteurs d'activités qui contribuent à l'eutrophisation du lac Waterloo. Les informations ci-après ont été ajoutées à la section 1.2 afin de préciser l'origine du phosphore.

Selon l'étude de Piché (1997), la charge externe se répartit comme suit :

- ▶ Apports naturels : 36%;
- ▶ Agriculture et élevage : 29%;
- ▶ Résidences isolées : 20%;
- ▶ Terrain de golf : 8%;
- ▶ Zone urbaine : 7%.

Le lessivage des sols du bassin versant (charge externe) et le relargage du phosphore des sédiments (charge interne) lorsque des conditions anoxiques sont rencontrées à l'interface sédiments-eau représentent les deux principales sources de phosphore du lac.

## Chapitre 2 - Matériel et méthodes

### 2.1 Localisation du site d'expérimentation

*Carte 1 : La légende indique « station de référence » (identifiée REF dans le rapport) et « mésocosme de référence » (identifiée TEM dans le rapport). Le mésocosme devrait être identifié « témoin » (au lieu de « référence »).*

La carte a été modifiée selon ces indications.

### 2.2.2 Utilisation de la lentille d'eau avec brassage des sédiments

*Il semble y avoir une erreur qui s'est glissée à la fin de la troisième phrase : relargage du phosphore vers les **sédiments** (vers la colonne d'eau?).*

Il s'agit effectivement d'une erreur dans le texte, et il faut plutôt lire que le phosphore est effectivement relargué vers la colonne d'eau. La correction a été effectuée dans la version finale de ce rapport.

*On comprend mal le lien entre la situation du lac Heney (largage du P des sédiments en raison de la faible concentration de fer dans ce lac) et les conditions limnologiques du lac Waterloo. La situation du lac Heney n'est qu'un exemple montrant que l'anoxie n'est pas le seul facteur impliqué dans la rétention ou non du P des sédiments.*

*À la dernière phrase de cette section, il faudrait préciser quel est le but exact du brassage des sédiments à l'aide du diffuseur.*

Au départ, l'idée était de brasser les sédiments pour favoriser le relargage du phosphore. Toutefois, l'utilisation des aérateurs avait soulevé le point suivant : l'oxygène de l'air provenant des aérateurs pouvait générer une situation défavorable au relargage du phosphore puisque la zone anoxique serait alors absente ? Nous voulions alors indiquer que le relargage du phosphore en présence d'oxygène pouvait aussi être possible en mentionnant le cas du lac Heney comme exemple. Toutefois, il est vrai que la comparaison avec la situation du lac Heney engendre de la confusion. Pour cette raison, elle a été retirée de la version finale du rapport.

### 2.2.3 Pompage des sédiments

*La dernière phrase de ce paragraphe est injustifiée et très hypothétique. À la limite, elle serait une conclusion de l'étude et de l'analyse. Voir aussi les commentaires sur la section 1.1*

Par cette phrase, nous voulions indiquer que le pompage des sédiments avait comme objectif de vérifier la capacité de cette technique à réduire la charge interne puisque des sédiments chargés en phosphore étaient retirés de ce plan d'eau. Il était en effet prématuré de faire une telle affirmation avant d'avoir les résultats du pompage *in situ*. Cette phrase a donc été retirée de la version finale du rapport.

## 2.3 Dispositif expérimental

*Il faudrait indiquer la date exacte de l'installation des enclos. Il faudrait également indiquer à quelle date ont été effectués tous les traitements (LEN, BRA, POM); combien de temps après l'installation des enclos?*

Les mésocosmes TEM, BRA et LEN ont été installés 8 juin. Le mésocosme POM a été installé le 12 juin, soit une journée après le pompage des sédiments. L'installation finale réalisée à l'aide des plongeurs a été effectuée le 15 juin. Cela comprenait l'installation du diffuseur à la station BRA, et l'enfouissement de la paroi des mésocosmes à une profondeur d'environ 10 cm dans les sédiments.

Les lentilles ont été implantées dans les mésocosmes LEN et BRA le 18 juin, après que les premiers échantillons d'eau et de sédiments aient été prélevés pour obtenir l'état de référence, soit près de 72 heures après l'installation des mésocosmes. Le protocole prévoyait 48 heures d'attente après les installations pour débiter l'expérimentation.

### 2.4.1 Profils physicochimiques, transparences et mesures *in situ* de la chlorophylle et de la phycocyanine

*Étant donné qu'il est indiqué à la page 53 (analyse des résultats) que la sonde utilisée mesure la chlorophylle totale au lieu de la chlorophylle a, il faudrait indiquer que c'est la chlorophylle totale qui est mesurée (et non la chlorophylle a). Il faudrait également indiquer à quelle profondeur sont mesurées la chlorophylle et la phycocyanine.*

Cette remarque est juste et la précision a été apportée au texte. Par ailleurs, les mesures de chlorophylle et de phycocyanine ont été effectuées simultanément avec les mesures physicochimiques. Ainsi, les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine ont été mesurées à tous les 50 cm à partir de la surface pour obtenir un profil de distribution dans la colonne d'eau.

*Il faudrait corriger une erreur concernant la phycocyanine : elle ne se retrouve pas seulement chez les cyanobactéries, mais aussi chez les rhodophytes (algues rouges) et les cryptophytes. Aussi, il serait pertinent d'indiquer comment il faut interpréter les résultats relatifs à la phycocyanine, exprimés en termes de cell/ml à la section 3.1, car la phycocyanine étant un pigment, on*



*s'attendrait à ce que la concentration soit exprimée en mg/L, comme c'est le cas pour la chlorophylle.*

Le texte de la version finale a été corrigé afin d'indiquer que la phycocyanine est aussi présente chez les rhodophytes. Par ailleurs, l'unité de mesure de la concentration de phycocyanine est bel et bien le nombre de cellules par millilitre (cell/ml).

## **2.4.2 Échantillonnage de l'eau**

*Étant donné le contenu de cette section, il serait préférable que le titre soit : Échantillonnage et analyses de l'eau.*

Le titre de cette section a été modifié selon la remarque mentionnée ci-haut.

*Dans les paramètres analysés, il faut mentionner que les paramètres sont le phosphore total et le phosphore dissous. Le mot trace ne réfère pas à la variable, mais à la méthode analytique pour les concentrations à l'état de trace. À noter que le symbole de l'arsenic est As (au lieu de Ar). Le mercure n'est pas inclus dans la liste des métaux analysés alors que l'annexe 9 présente les concentrations de mercure mesurées dans l'eau prélevée à chaque station.*

Le texte a été corrigé selon les remarques mentionnées ci-haut. Il est à noter qu'il n'était pas prévu d'analyser le mercure au départ de l'expérimentation. C'est pour cette raison que cet élément n'avait pas été inclus.

*Il est à noter que le tableau 3 (section 3.1), la figure 4 (section 3.2.4) et l'annexe 9 ne présentent pas les résultats d'analyses de tous les métaux énumérés à la section 2.4.2. Ainsi les résultats obtenus pour les concentrations d'arsenic, de cadmium, de cuivre, de nickel, de plomb et de zinc dans l'eau ne sont pas présentés.*

Selon les résultats d'analyse, les concentrations pour l'arsenic le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc dans l'eau sont inférieures à leurs limites de détection respectives. Ces métaux n'ayant pas été détectés, ils n'ont donc pas été présentés dans les tableaux et les figures de ce rapport afin d'alléger la présentation des résultats. Une mention a été ajoutée à la version finale du rapport afin de clarifier le fait que ces métaux ne figurent pas dans la présentation des résultats.

## **2.4.3 Échantillonnage des sédiments**

*Il faudrait indiquer les dates exactes des prélèvements et préciser à quel laboratoire ont été effectuées les analyses de phosphore total (est-ce véritablement une méthode « trace », tel*

*qu'indiqué ici ?). Comme pour la section précédente, il serait préférable que le titre de la section soit Échantillonnage et analyses des sédiments.*

À la station POM, les sédiments ont été prélevés à deux reprises, soit le 6 juin 2009 et le 15 juin 2009. L'échantillon du 6 juin a été prélevé avant la réalisation du pompage des sédiments. À ce moment, le mésocosme n'était pas installé, et l'échantillon a été prélevé dans la zone visée par cette activité. Le deuxième échantillon a été prélevé le 15 juin à l'intérieur du mésocosme. Le but était de vérifier l'influence du pompage sur la qualité des sédiments, et de vérifier si les sédiments sous-jacents étaient comparables à ceux qui étaient en surface.

Aux autres stations les échantillons de sédiments ont été prélevés le 15 juin 2009, soit 72 heures avant le début des traitements. Le phosphore a été analysé au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), alors que les autres analyses ont été réalisées au laboratoire Exova inc (Anciennement Bodycote).

Tel que suggéré, le titre de la section a été modifié dans la version finale du rapport.

*Les résultats des analyses de métaux présentés aux sections 3.3.2 et 5.7 ne portent pas sur tous les paramètres énumérés ici. Ainsi, le tableau 10 (section 3.3.2) ne présente pas les concentrations initiales en magnésium, sodium et zinc. La figure 28 (section 5.7) ne présente pas les valeurs initiales et finales des concentrations en arsenic (As), magnésium, sodium et zinc.*

Selon les résultats d'analyse, les concentrations pour l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc dans les sédiments sont inférieures à leurs limites de détection respectives. Ces métaux n'ayant pas été détectés, ils n'ont donc pas été présentés dans les tableaux et les figures de ce rapport afin d'alléger la présentation des résultats. Une mention a été ajoutée à la version finale du rapport afin de clarifier le fait que ces métaux ne figurent pas dans la présentation des résultats.

### **2.5.3 Évolution de la densité des lentilles**

*Il faudrait préciser ce qui advenait de la biomasse excédentaire (à 200 g) présente dans le cadre flottant de 1 m<sup>2</sup> lors de la pesée. Était-elle remise dans le mésocosme après la pesée?*

Oui, toute la biomasse était remise à l'intérieur du mésocosme, puisque les lentilles ne couvraient pas la totalité de la surface de l'eau. Une masse de 200 g de lentilles était placée à nouveau à l'intérieur du cadre flottant. Cette précision sera ajoutée au texte dans la version finale du rapport.

### **2.5.4 Évaluation du poids sec des lentilles**

*Il faudrait préciser d'où provenaient les tissus qui étaient mis à sécher (de l'excédent de la biomasse présente dans le cadre de 1 m<sup>2</sup>?); de quel enclos - LEN ou BRA?); éventuellement*

*préciser les dates des prélèvements. Il faudrait également décrire brièvement la méthode utilisée pour faire sécher les lentilles (appareil utilisé, température, durée, etc.).*

Les lentilles ont été échantillonnées à l'aide d'une pousse de 0,075 m<sup>2</sup> et ce dans chacun des mésocosmes, tel qu'il est décrit dans le protocole. Une petite portion de lentille a été prélevée, et le poids humide a été déterminé à deux reprises, soit après l'échantillonnage (après égouttement) ainsi qu'avant leurs transmissions au laboratoire Exova afin de tenir compte de l'évaporation partielle de l'eau. Le séchage a été réalisé dans un four à 105 °C au laboratoire Exova (méthode QC047-96).

*Il faudrait préciser à quoi devait servir la détermination du poids sec. Il est indiqué à la fin de ce paragraphe que le contenu en phosphore total des tissus séchés a été mesuré, mais aucun résultat de ce genre n'est présenté à la section 4.*

Le protocole présenté dans ce rapport était celui prévu au départ du projet pilote. Toutefois, étant donné d'une part que le développement des lentilles n'était pas aussi important qu'anticipé, et que d'autre part, aucune biomasse excédentaire de lentilles n'a été retirée du mésocosme, il n'était plus pertinent de compiler la quantité de phosphore présente dans les tissus de ces dernières. En effet, le but de ce calcul était d'évaluer la quantité de phosphore retiré du mésocosme lorsqu'on retire des lentilles. Puisqu'aucune biomasse de lentilles n'a été enlevée, aucun effort supplémentaire n'a été ajouté concernant cet aspect du protocole.

## **2.6 Pompage des sédiments**

*Il manque des indications sur la fréquence et la période d'échantillonnage de l'eau s'écoulant du Géotube.*

L'eau résiduelle n'a été échantillonnée qu'à une seule reprise, soit pendant les opérations de pompage. En effet, l'eau résiduelle a cessé de s'écouler du sac Géotube très rapidement. Ainsi, au début de l'expérimentation, il n'y avait déjà plus d'eau résiduelle qui s'écoulait du sac Géotube. Par conséquent, il n'y a pas eu d'analyse supplémentaire. Une précision à ce propos a été ajoutée à cette section du rapport dans sa version finale.

## **Chapitre 3 - État de référence de la qualité de l'eau et des sédiments**

### **3.1 Qualité de l'eau du lac Waterloo**

*À la page 17, il est indiqué que la **chl a** est de 9,1 mg/L alors qu'il s'agit de la chlorophylle totale. Le pH élevé du lac Waterloo devrait être souligné et pris en compte notamment lorsqu'il est suggéré, en conclusion, de procéder au chaulage du lac (6.7).*

Il est effectivement exact d'apporter la précision qu'il s'agit d'une mesure de chlorophylle totale, et non de chlorophylle *a*. Ainsi, dans la version finale, le texte a été corrigé et la mention « *a* » a été retirée des résultats.

Il est certain qu'il faut tenir compte du pH alcalin du lac Waterloo si la municipalité décide d'aller dans cette direction pour tenter d'améliorer l'état de ce plan d'eau. Il est important de rappeler que dans son état actuel, bien qu'il soit très important d'empêcher le phosphore d'atteindre le lac, le contrôle à la source s'avèrera insuffisant pour redonner à court ou à moyen terme les usages de ce plan d'eau à la population de Waterloo. La section 6.7 a pour objectif de rappeler que d'autres pistes de solution ont été identifiées dans le plan directeur du lac Waterloo, et parmi celles-ci, le chaulage du lac. Par ailleurs, le chaulage du lac dépasse le cadre de ce projet pilote, et devra faire l'objet d'une évaluation indépendante.

*Dans le protocole expérimental et à la section 2.4.2, il était question d'analyser les métaux lourds et pas uniquement Al, Ca, Fe, Mn, K et Na. Les résultats des analyses de métaux lourds ne sont pas présentés ici (voir commentaire à cet effet à la section 2.4.2).*

Comme il a déjà été mentionné précédemment, les résultats en deçà des limites de détection du laboratoire n'ont pas été présentés. Par ailleurs, s'il y a des détections ponctuelles, il n'est pas possible de leur attribuer une cause quelconque, d'autant plus que ces détections se situaient très près de la limite de détection de la méthode.

*À la page 18, il est question de la plage de variation naturelle des concentrations de phosphore généralement observée dans les plans d'eau du Québec. Précisons que la plage de variations **habituelle** de 0,010 à 0,160 mg/L de phosphore correspond aux valeurs qui sont observées dans les **rivières** du Québec. Il ne s'agit pas de teneur "naturelle"; ce peut être des teneurs qui résultent de l'activité anthropique. Et ces valeurs correspondent à celles qui ont été observées dans les rivières (et non dans les lacs) et ne doivent pas être considérées comme des références pour évaluer la qualité d'un lac. Il n'est pas pertinent de porter un jugement sur les concentrations de cette façon. Pour évaluer le degré d'eutrophisation d'un lac, les classes de niveaux trophiques peuvent être utilisées (<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>). Pour évaluer la qualité de l'eau d'un lac, il est également suggéré de comparer les concentrations de phosphore mesurées aux critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (effets chroniques): [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.asp](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp). Le même commentaire vaut pour les MES et l'azote ammoniacal pour lesquels des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique ont également été déterminés.*

Le texte a été modifié, et les mentions relatives à plage de variation du phosphore dans les rivières ont été retirées. La qualité de l'eau du lac Waterloo a plutôt été comparée avec les critères d'eau de surface pour la protection de la vie aquatique, tel que recommandé par le comité de suivi.

### 3.2 Qualité de l'eau dans les mésocosmes

*Il faudrait indiquer le nombre de jours suivant l'installation des enclos correspondant à la date où l'eau a été prélevée pour déterminer l'état de référence. À la figure 2, il manque la valeur de la station TEM pour la zone photique.*

L'installation des mésocosmes a été finalisée le 15 juin à l'aide de plongeurs. Le premier échantillonnage de l'eau a été effectué le 18 juin, soit 72 heures après l'installation des mésocosmes. Par ailleurs, selon les résultats d'analyse, la teneur en MES à la station TEM dans la zone photique est inférieure à la limite de détection du laboratoire (4 mg/L). La valeur de la limite de détection a été indiquée dans la figure 4 et, aux fins de présentation, une valeur de 3,9 mg/L de MES a été présentée dans cette même figure. Il est important de mentionner que, sous la limite de détection, la concentration de MES ne peut être évaluée, et pourrait ne pas être 3,9 mg/L.

*Dès le départ, l'enclos témoin est différent des autres enclos (oxygène dissous, pH, potentiel d'oxydo-réduction, chlorophylle, phycocyanine...). Comment expliquer cela? Est-ce le premier mésocosme à avoir été installé? Y a-t-il eu un problème lors de l'installation de la structure? Une perturbation trop importante des sédiments? Quel est le moment de prise de ces mesures par rapport à l'ajout des traitements dans les autres mésocosmes? Est-il pensable que ce qui est observé soit un artéfact lié à la présence de la structure? De manière générale, il faudrait bonifier l'analyse et la discussion sur la variation des paramètres de la qualité de l'eau, en ce qui concerne l'état de référence de même que l'analyse de l'évolution des teneurs en nutriments (section 4.2).*

Il est difficile d'expliquer la raison de cette différence observée entre le mésocosme témoin et les autres mésocosmes au niveau de la physicochimie de l'eau. Il n'y a pas eu de problème au niveau de l'installation des mésocosmes. Le mésocosme témoin a été effectivement le premier à être installé, et n'a jamais bougé par la suite. Il est donc peu probable qu'une perturbation trop importante des sédiments ait été à l'origine de cette différence. À l'opposée, la localisation des autres mésocosme (station BRA et LEN a été modifiée à la suite des observations des plongeurs. De plus, l'installation du diffuseur à la station BRA a possiblement généré suffisamment de perturbations des sédiments dans ce mésocosme pour affecter la qualité physicochimique de l'eau. Ces éléments ont pu contribuer à intensifier quelque peu les différences au niveau physicochimique entre les stations, et plus particulièrement avec la station témoin puisque les mesures et les prélèvements initiaux aux stations LEN, BRA et POM ont été réalisés environ 72 heures après leurs installations finales par les plongeurs. Pour sa part, les plongeurs n'ont pas eu à modifier la position du mésocosme témoin. Par conséquent, les mesures faites à cette station ont été réalisées plus de sept jours après son installation. Ces observations sont toutefois circonstanciées, et il n'est pas possible de déterminer la raison exacte de la différence observée dans le mésocosme témoin. Il est toutefois important de rappeler que les concentrations de phosphore au début de l'expérimentation étaient néanmoins comparables entre les stations.

Les mesures physicochimiques in situ, de même que les prélèvements des échantillons d'eau ont été réalisés avant d'implanter les lentilles d'eau et avant la mise en marche du compresseur permettant le brassage des sédiments à la station BRA. Par ailleurs, à la station POM, les échantillons d'eau et les mesures physicochimiques ont été prélevés et mesurés 72 heures après l'installation du mésocosme, soit près de 96 heures après le pompage des sédiments.

Les résultats de ce projet pilote montrent que les mésocosmes ont vraisemblablement une influence sur la qualité de l'eau à l'intérieur de l'enceinte. Cette influence était toutefois présente à chacune des stations (à l'exception de la station de référence), et cette influence aurait donc dû s'exercer de façon à peu près égale à chacune de ces stations. Il semble donc impensable que cette influence ne se soit exercée à la station témoin seulement.

### 3.2.2 Concentrations de nutriments

*Étant donné que les concentrations de Pt initiales varient passablement d'un enclos à l'autre, il serait intéressant de comparer les variations mesurées avec les variations naturelles à l'intérieur d'un lac, c'est-à-dire tenter de déterminer si l'ordre de grandeur des variations observées dans les enclos est relativement "normale". Il serait pertinent d'indiquer depuis combien de temps les enclos étaient installés lorsque le prélèvement d'eau a été effectué.*

Cette comparaison était prévue dans le protocole expérimental puisque la station de référence REF est située dans le lac, à proximité des mésocosmes mais à l'extérieur de ceux-ci. Les variations observées dans le mésocosme témoin et la station de référence étaient différentes (voir la figure 6, p.36 du rapport). Les variations sont aussi différentes pour le phosphore dissous (voir la figure 7, p 38 du rapport). En se basant sur ces observations, il semble évident que le mésocosme exerce une influence significative sur la variation du phosphore à l'intérieur de l'enceinte.

Comme il a été répondu à la question précédente, les premières mesures de la physicochimie ainsi que les premiers prélèvements d'eau ont été réalisés 72 heures après l'installation finale des mésocosmes aux stations LEN, BRA et POM, et près de sept jours après l'installation du mésocosme de la station TEM.

#### 3.2.2.2 Phosphore dissous

*Le deuxième paragraphe mentionne le déficit en oxygène dissous à la station de référence. Pour éviter la confusion avec la station REF, il faudrait préciser qu'il s'agit de la station témoin (TEM). Les données montrent effectivement un déficit en OD. Par contre, une concentration de 3,7 mg/l n'est pas une condition d'anoxie, c'est-à-dire absence d'OD. Selon les auteurs, la concentration à laquelle on peut dire qu'il y a anoxie, donc une probabilité de largage du P, est soit de 1 mg/l ou 2 mg/l.*

Il s'agit effectivement de la station témoin TEM, et non de la station de référence REF. Cette correction a été apportée dans la version finale de ce rapport.

Il est vrai qu'à une concentration de 3,7 mg/L, les conditions ne sont pas considérées comme étant anoxique. Cependant, les échantillons du fond ont été prélevés à 30 cm environ au-dessus des sédiments. Nous croyons que plus les concentrations sont faibles à cette distance des sédiments, plus la probabilité d'avoir une micro-couche anoxique au-dessus des sédiments est élevée. L'affirmation dans le deuxième paragraphe de la section 3.2.2.2 est donc hypothétique, mais raisonnable. Mentionnons aussi que du phosphore peut aussi être libéré, et ce, malgré la présence de conditions oxiques (Lee et coll., 1977).

### 3.2.3 Paramètres biologiques

*Les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine mesurées dans l'enclos témoin, nettement inférieures aux concentrations mesurées dans les autres enclos, semblent contradictoires avec les valeurs élevées de phosphore dissous dans cet enclos. On se serait attendu à une certaine corrélation entre ces deux paramètres. Il serait intéressant d'analyser cette situation dans la discussion.*

La réponse à ce commentaire est purement spéculative, et les résultats ne permettent pas d'expliquer cette apparente contradiction. Toutefois, l'explication la plus plausible est que les concentrations inférieures en chlorophylle et en phycocyanine mesurée à l'intérieur de l'enclos témoin pourraient être le résultat de la présence d'une population plus faible d'algues et de cyanobactéries présentes à cette station, entraînant par la même occasion une consommation moins grande de phosphore dissous par ces organismes.

### 3.3.2 Qualité des sédiments

*Quelques erreurs présentes dans le tableau 10 ont été relevées:*

- ▶ *Il faudrait enlever le terme "intérimaires" dans la colonne Critères intérimaires et indiquer plutôt "Critères de qualité".*
- ▶ *Il existe un critère de qualité pour le nickel, c'est la CEO : 47 mg/kg.*
- ▶ *Pour le paramètre COT, les valeurs ne sont-elles pas exprimées en % plutôt qu'en mg/kg?*

Les éléments mentionnés précédemment ont été apportés dans la version finale du rapport. Par ailleurs, les valeurs de COT sont effectivement exprimées en pourcentage. L'unité a été précisée dans le tableau 10.

## Chapitre 4 - Utilisation de la lentille d'eau

*Le titre du chapitre ne devrait-il pas indiquer qu'il s'agit de la présentation des résultats?*

Afin d'éviter la confusion, les titres ont été modifiés. Ainsi, le chapitre 4 s'intitule désormais « Résultats de l'utilisation de la lentille d'eau ». Le chapitre 5 s'intitule désormais « Résultats du pompage des sédiments ».

### 4.1.1 Évolution de la densité du tapis de lentilles

*Selon la présentation des résultats, on comprend que la production des lentilles a été déterminée à l'aide de la densité mesurée dans le gabarit de 1 m<sup>2</sup> et que l'évolution de la densité du tapis de lentilles a été mesurée avec la technique de la puise (0,075 m<sup>2</sup>). L'utilisation ultime de ces deux techniques n'est pas clairement expliquée à la section 2.5.3. Par ailleurs, l'utilisation de deux techniques distinctes pour calculer la densité des lentilles semble produire des résultats très différents : les valeurs de la colonne Densité du tableau 11 sont bien différentes de celles présentées à la colonne Densité du tableau 12. La densité mesurée avec la technique de la puise semble généralement plus élevée, à quelques exceptions près, que la densité mesurée dans le quadrat de 1 m<sup>2</sup>. Outre le fait que les lentilles ne soient pas réparties uniformément sur toute la surface de l'enclos, quelles sont les raisons qui peuvent expliquer ces différences? Est-ce que, pour les deux techniques, ce sont les mesures de poids humides qui ont été utilisées? Est-ce que les mesures de poids secs ont aussi été utilisées? Si oui, comment?*

*Plutôt que de retenir les deux séries de résultats, ne serait-il pas plus approprié de ne conserver que la série de résultats qui a été générée par la technique jugée la plus adéquate? La justification de la technique retenue devrait faire l'objet d'une argumentation (à la section 2.5.3).*

Il est important de mentionner que dans le tableau 11, la colonne intitulée « Densité de lentilles (g/m<sup>2</sup>) » présente la densité de lentilles dans le gabarit, et non dans le mésocosme. C'est pour cette raison que les valeurs de densité du tableau 11 sont différentes de celles du tableau 12.

Il est vrai que ces deux tableaux peuvent porter à confusion. Cependant, il ne s'agit pas de deux façons distinctes d'évaluation de la densité de lentilles, bien que celle-ci influence grandement leur croissance. Dans le tableau 11, l'utilisation du gabarit avait pour objectif d'évaluer la biomasse produite par la croissance de la lentille d'eau. Ce sont donc les résultats liés à la croissance de la lentille qui sont présentés au tableau 11. D'une part, la surface couverte par les lentilles était évaluée qualitativement, et ne pouvait pas être utilisée pour calculer un taux de croissance. D'autre part, le gabarit était moins influencé par les vents, et permettait de faire abstraction de la surface couverte par le tapis de lentilles dans le mésocosme.

Pour sa part, le tableau 12 présente une évaluation de la densité du tapis de lentilles présent dans les deux mésocosmes. Ce calcul est pour nous donner une idée de l'influence du vent sur la



densité de lentilles. La densité est fortement influencée par les vents, et constitue un facteur limitant pour la croissance des lentilles et, d'ailleurs, a effectivement limité leur croissance.

Dans les deux cas, c'est le poids humide qui a été utilisé.

*Il faudra porter attention à la clarté de la présentation des résultats. Ainsi la colonne Gabarit ( $1 \text{ m}^2$ ) du tableau 11 devrait plutôt s'intituler Poids dans le gabarit de  $1 \text{ m}^2$  et l'unité de mesure est le gramme (g).*

Le titre de cette colonne du tableau 11 a été modifié tel que suggéré.

*La colonne Surface couverte (%) procure de l'information intéressante. Il serait pertinent d'indiquer à la section 2.5.3 comment a été mesurée la surface couverte (estimation par observation visuelle?). Il est intéressant de constater que les pourcentages de surface couverte les plus élevés correspondent aux valeurs de densités les plus faibles. Il serait intéressant d'analyser cette situation dans la discussion (Chapitre 6).*

Cela s'explique facilement par le vent qui pousse les lentilles sur un côté du mésocosme. Sans vent, les lentilles ont tendance à se répartir à la surface de l'eau à l'intérieur du mésocosme, donc une surface plus grande couverte mais une densité plus faible de lentilles. À l'opposé, avec le vent, les lentilles sont entassées sur un côté du mésocosme, occupent une surface plus restreinte et par défaut, le tapis est plus dense.

Comme il a été mentionné à la question précédente, la surface couverte par les lentilles a été évaluée par observation visuelle seulement.

*Il serait également pertinent de rapporter les observations visuelles effectuées durant l'été qui permettent de suivre la croissance des lentilles et leur cycle de vie (par exemple la présence de frondes jaunes, blanches..., le flétrissement et la décomposition de tissus, etc.).*

Cet aspect n'a pas été l'objet d'un suivi particulier. La présence de lentilles blanches a été constatée à chaque visite de terrain. Par ailleurs, les lentilles se reproduisaient par bourgeonnement, mais il a aussi été constaté que les frondes étaient petites et beaucoup plus pâles comparativement à celles qui se développaient dans les étangs aérés par exemple.

*Par ailleurs, est-ce que le contenu en P des lentilles d'eau a été déterminé, comme prévu, par des mesures de poids sec? Aucun résultat à cet effet n'a été présenté. Un des objectifs du projet était*

*de déterminer le pourcentage d'enlèvement du phosphore par les lentilles d'eau. Les résultats obtenus permettent-ils d'atteindre cet objectif?*

Le contenu en phosphore a effectivement été analysé, mais n'a pas été compilé puisqu'aucun retrait de lentilles n'a été effectué au cours de l'expérimentation. La croissance des lentilles était insuffisante et les conditions environnementales ne permettaient pas une distribution uniforme sur toute la surface du mésocosme. Ainsi, des contraintes techniques n'ont pas permis de rencontrer cet objectif qui était de déterminer la quantité de phosphore qu'il était possible de retirer du mésocosme en prélevant une partie de la biomasse de lentilles.

*L'usage du terme « mobiliser » (« mobiliser la plus grande quantité de possible de phosphore ») semble plus ou moins approprié, nous suggérons plutôt le terme « capter ».*

Le terme « mobiliser » a été remplacé par le terme « capter » tel que suggéré.

#### **4.2.6 Carbone organique total dans les échantillons intégrés de la zone photique**

*Une erreur s'est glissée dans le titre du tableau 19 qui présente les résultats de la zone photique (au lieu des échantillons de fond).*

Le tableau a été remplacé dans la version finale du rapport.

#### **4.3.3.1 Chlorophylle**

*A-t-on effectué des observations visuelles qui pourraient expliquer le pic de chlorophylle observé à la station LEN le 10 septembre?*

Il n'y a pas d'observation susceptible d'expliquer la raison de cette augmentation de chlorophylle à cette station. Cependant, bien qu'ils soient de moindres importances, des pics de chlorophylle peuvent aussi être observés aux stations TEM, BRA, et POM.

#### **4.3.3.2 Phycocyanine**

*Comme pour la chlorophylle, il faudrait indiquer comment ont été calculées les concentrations moyennes (la moyenne des valeurs lues à diverses profondeurs?). Il serait intéressant de voir des figures mettant en relation les concentrations de phosphore total et dissous avec les concentrations de chlorophylle et les concentrations de phycocyanine.*

Les concentrations de chlorophylle et de phycocyanine ont été mesurées à l'aide d'une sonde multiparamètre YSI à tous les demi-mètres entre la surface et le fond. Puisque les lectures n'étaient jamais stables, les valeurs minimales et maximales ont été notées à chaque point de mesures et une médiane a été calculée. Puis une valeur moyenne des médianes a été calculée pour en arriver à une teneur quotidienne moyenne en chlorophylle et en phycocyanine.

#### 4.3.4 Métaux

*Les résultats des analyses de métaux présentés à l'annexe 9 ne sont pas complets par rapport à la liste des métaux énumérés à la section 2.4.2. (voir commentaires relatifs à cette section). Par ailleurs, nous avons noté que les unités de mesure des valeurs présentées à l'annexe 9 ne sont pas indiquées.*

Comme il a été répondu précédemment, les métaux pour lesquels les concentrations sont inférieures à la limite de détection ne sont pas présentés. Par ailleurs, les unités de mesure ont été ajoutées aux valeurs présentées à l'annexe 9.

## Chapitre 5 - Effets du pompage des sédiments sur la concentration des nutriments

### 5.1 Qualité de l'eau rejetée du sac Géotube

*Il faudrait préciser (préférentiellement dans le chapitre 2 présentant les méthodes) comment a été effectuée la caractérisation de l'eau (date, nombre d'échantillons, etc.) qui sort des Géotubes. En plus de la date d'échantillonnage de l'eau du Géotube, il faudrait également indiquer dans le tableau 23 la date de prélèvement de l'eau échantillonnée dans le lac.*

L'échantillonnage de l'eau qui sort du Géotube n'a été effectué qu'à une seule reprise puisque l'eau a cessé de s'écouler du sac environ 24 heures après la fin du pompage. L'eau a été échantillonnée directement dans les flacons fournis par le laboratoire Exova dans le bassin de rétention aménagé près du sac Géotube, avant que l'eau ne soit rejetée dans le lac Waterloo. Les flacons ont été transmis au laboratoire d'analyse Exova à l'intérieur d'un délai de 24 heures. La date d'échantillonnage a été ajoutée au tableau 23.

*Pourquoi avoir utilisé les résultats d'orthophosphate ici plutôt que de phosphore dissous, comme c'était le cas pour les analyses effectuées dans l'eau des autres enclos?*

L'ortho-phosphate a aussi été analysé aux autres stations d'échantillonnage, mais les concentrations étaient inférieures à la limite de détection du laboratoire. C'est principalement pour cette raison que ce paramètre n'a pas été abordé dans le rapport.

*À noter que le seuil de détection de la méthode (0,01 mg/l) est trop élevé. Pour ce qui est de l'eau du lac, les résultats présentés jusqu'à maintenant portaient sur le phosphore dissous (et le phosphore total), alors qu'ici (tableau 23), il s'agit d'orthophosphate. Il serait pertinent de bien préciser au chapitre 2 les méthodes d'analyses utilisées car on ne mesure pas exactement la même chose selon l'une ou l'autre méthode.*

Les analyses ont été faites dans un laboratoire accrédité par le MDDEP, sauf pour le phosphore dissous et le phosphore total pour lesquels les analyses ont été réalisées par le CEAEQ. Le tableau 23 ne vise qu'à comparer l'eau sortant du Géotube comparativement à celle du lac afin d'évaluer les impacts potentiels sur la qualité de l'eau du lac Waterloo. Il aurait fallu en effet analyser le phosphore dissous dans l'eau sortant du Géotube. Toutefois, les orthophosphates ont été analysés aux autres stations tout au long de la période expérimentale, mais ils n'ont pas été détectés. Pour cette raison, ils n'ont pas été présentés.

*En comparant les concentrations de PT de l'eau qui sort du sac Géotube et le PT de la colonne d'eau du lac, il est conclu que le sac Géotube a retenu une partie du phosphore total. Cette affirmation nous semble inappropriée car l'eau qui sort du géotube n'est pas équivalente à celle de la colonne d'eau du lac; elle provient de l'interface eau/sédiments et n'a pas les mêmes caractéristiques que celle de la colonne d'eau. La comparaison permet simplement de vérifier que l'eau qui sort du géotube est moins concentrée en phosphore que celle de la colonne d'eau du lac.*

La remarque est pertinente, mais la concentration de phosphore dans l'eau résiduelle est comparée avec la concentration de phosphore de l'échantillon du fond, et non avec l'échantillon intégré de la zone photique.

*Il serait pertinent de déterminer si le flocculant utilisé avant l'entrée dans le Géotube a eu un effet sur la concentration de P dissous dans l'eau qui sort du géotube. Cet aspect n'est pas discuté.*

Ce commentaire est pertinent. Malheureusement, le phosphore dissous n'a pas été analysé dans l'eau résiduelle du sac Géotube.

*À la première ligne du tableau 23, il faudrait corriger la valeur du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) du phosphore total. Il est plutôt de 20 ug/L (au lieu de 0,02). De plus, il s'agit d'un critère s'appliquant aux cours d'eau pour essayer de réduire l'eutrophisation dans les lacs. Il faut prendre ce critère avec circonspection car, même à ce seuil, la charge entrante peut être trop grande.*

Le critère de qualité pour la vie aquatique (effet chronique) est effectivement de 20 µg/L, et a été corrigé dans le tableau 23.

*Le critère de qualité du cadmium varie en fonction de la dureté. Si on a pu le déterminer, pourquoi n'a-t-on pas aussi calculé les critères du chrome, du cuivre, du nickel, du plomb et du zinc, qui varient eux aussi en fonction de la dureté?*

Les critères n'ont pas été calculés parce que ces paramètres n'ont pas été détectés.

*De façon générale, étant donné le fait qu'il n'y a eu qu'un seul prélèvement de caractérisation, il faudrait préciser que les résultats ne sont pas nécessairement représentatifs des conditions moyennes prévalentes. Il est toujours possible que le hasard d'échantillonnage capture une situation extrême de la variabilité des observations effectuées pour un n plus grand.*

Cette précision a été ajoutée à la version finale du rapport. Toutefois, étant donné le temps relativement court durant lequel l'eau s'est écoulée du sac Géotube (24 h à 48 h), il est peu probable qu'une situation extrême de la variabilité des observations soit survenue. Nous considérons donc que cet échantillonnage est représentatif de ce qui s'écoulait du sac Géotube.

*Les paragraphes traitant de l'azote, en particulier le paragraphe sur l'hypothèse de « relargage » doivent être révisés et tenir compte du cycle de l'azote (dégradation de la matière organique, nitrification ou dénitrification des formes réactives de l'azote, l'ammonium et les nitrites-nitrates) en prenant en considération ce qui a été mesuré (NT et azote ammoniacal NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub>). L'azote total comprend habituellement l'azote organique et inorganique.*

Le paragraphe traitant de l'azote a été révisé et simplifié, car il est difficile de déterminer une cause précise expliquant l'augmentation de la concentration d'azote dans l'eau résiduelle du sac Géotube.

*Il faudrait donner des informations sur le fonctionnement du Géotube : temps de brassage du floc, temps de décantation, moment de l'échantillonnage, etc.*

Voir la réponse à la première question de cette section (5.1).

*La mesure des paramètres biologiques à la sortie du Géotube peut sembler plus ou moins pertinente. On ne s'attend pas à mesurer des concentrations importantes de chlorophylle et de phycocyanine dans l'eau provenant des sédiments. La production primaire dans ce compartiment*

*est plutôt faible. Par contre, si l'eau repose un certain temps dans le bassin de décantation avant de retourner au lac, il pourrait se développer une certaine productivité. Si les résultats de ces paramètres sont présentés, il serait souhaitable d'indiquer comment ils peuvent être interpréter, quelle information signifiante ils peuvent fournir.*

L'objectif était, dans la mesure du possible, de documenter la qualité de l'eau qui sortait par les pores du sac Géotube. Il n'y avait pas d'information de disponible sur ce sujet. Nous avons donc profité de l'occasion pour analyser certains paramètres biologiques pour voir quels pouvaient être les effets de ce type de traitement sur ces paramètres afin d'être en mesure d'évaluer les impacts potentiels de l'eau rejetée par le Géotube du lac Waterloo.

Par ailleurs, pendant le pompage, les techniciens relevaient régulièrement l'embout de la pompe afin de pomper un peu d'eau du lac pour éviter de colmater le système. Ainsi, l'eau qui sortait du sac n'était pas constituée uniquement de l'eau interstitielle ou provenant de l'interface eau-sédiment, mais d'une partie de l'eau du lac au-dessus des sédiments.

## **5.2 Évolution des teneurs en nutriments**

*L'utilisation de l'expression « évolution des tendances » utilisée à plusieurs endroits dans le document pour désigner l'évolution des concentrations avec le temps est un pléonasme. Il faudrait revoir ce titre. De plus, habituellement une analyse de tendance fait référence à une analyse statistique de l'évolution des concentrations.*

Afin d'éviter toute confusion avec l'expression généralement utilisée avec la statistique, l'expression « évolution des tendances » a été remplacée par « évolution des concentrations ».

*De façon générale, il faudrait interpréter davantage les résultats, et non seulement les décrire. L'augmentation importante de la concentration de phosphore total dans la zone photique du mésocosme POM après le 27 août (figure 16) peut-elle être expliquée? Il est intéressant de constater que, contrairement à ce qui est généralement attendu, l'augmentation est beaucoup plus importante dans la zone photique que dans la couche de fond. Cela devrait être discuté (chapitre 6).*

Cette section présente les résultats sans les interpréter. L'interprétation est présentée au chapitre 6. Par ailleurs, nous n'avons pas d'explication particulière sur cette variation inhabituelle de la concentration de phosphore total à la station POM. Le fait que l'augmentation de la concentration de phosphore total soit plus importante dans la zone photique que dans la couche du fond peut être attribuable au brassage des eaux du lac Waterloo sous l'effet du vent. L'évolution des profils physicochimiques tout au long de l'expérimentation suggère que la colonne d'eau était brassé, même à l'intérieur des mésocosmes.

### 5.5.1 Chlorophylle a

*Étant donné que la sonde lit la chlorophylle totale, le titre de cette section devrait être Chlorophylle. Il faudrait également s'assurer que le terme utilisé dans le texte soit bien « chlorophylle » et non « chlorophylle a ». Cette erreur apparaît dans la première phrase du deuxième paragraphe.*

Cette précision a été apportée dans la version finale du rapport.

### 5.5.2 Phycocyanine

*Est-ce pertinent d'établir une moyenne saisonnière pour comparer les stations (tableau 32), étant donné qu'il y a beaucoup de variabilité dans le temps? Les résultats de phycocyanine présentés de cette façon (moyenne saisonnière) indiquent que la station TEM n'est pas différente des autres stations.*

L'analyse statistique permet de faire une comparaison plus objective et plus facile, étant donné qu'il y a en effet des variations importantes dans le temps. L'examen de la figure 25 montre que la station TEM se distingue par une augmentation importante de la phycocyanine à la fin du mois d'août, mais que cette augmentation n'est pas suffisante pour que les tests statistiques détectent une différence significative entre les stations.

## 5.7 Qualité de sédiments

*Il y a une erreur à la figure 27. Il faudrait présenter le graphique de la station TEM au lieu de celui du phosphore.*

La figure a été corrigée dans la version finale du rapport.

*Les résultats des analyses de métaux (figure 28) ne portent pas sur tous les paramètres énumérés à la section 2.4.3 (voir le commentaire relatif à cette section). La concentration de métaux dans les sédiments de la station LEN est plus élevée à la fin de l'expérimentation qu'au début. Il serait pertinent de tenter d'expliquer ce phénomène.*

Comme il a été mentionné à la réponse du commentaire 2.4.3, certains métaux n'ont pas été détectés dans les sédiments. Pour cette raison, ceux-ci n'apparaissent pas dans les résultats présentés dans ce graphique.

Nous n'avons pas d'explication sur le fait que les concentrations de métaux sont plus élevées à la fin de l'expérimentation qu'au début à la station LEN. Il peut s'agir d'un biais lié à l'échantillonnage ou à l'analyse dans les sédiments.

## Chapitre 6 - Analyse et discussion

*Il serait utile de rappeler que le plan expérimental ne comprend qu'un seul réplicat par traitement et qu'il est, dans ces conditions, difficile d'inférer par rapport à une hypothétique reproduction des mêmes résultats avec le même traitement.*

Cette précision est pertinente, et a été ajoutée en introduction de cette section dans la version finale du rapport.

*Le fait d'utiliser le terme physico-chimie uniquement pour désigner les mesures in situ est un peu confondant. Ce terme désigne habituellement l'ensemble des mesures physiques et chimiques (autant en labo que in situ).*

Afin d'éviter toute confusion, le terme « physico-chimie ou physico-chimique » a été retiré du texte. En lieu et place, il sera question de mesures *in situ*.

### 6.1 Influence du mésocosme

*La discussion sur l'influence du mésocosme sur le comportement du phosphore est intéressante. Il faudrait ajouter en quoi la station POM se compare aux autres stations (page 87) car on réfère seulement aux résultats des autres stations.*

La discussion sur l'influence du mésocosme est en fait basée sur la comparaison entre la station témoin TEM (sans intervention) et la station de référence REF située dans le lac à l'extérieur d'un mésocosme. Il est présumé que l'influence du mésocosme soit la même aux stations LEN, BRA et POM qu'à la station TEM, mais l'influence du mésocosme aux stations LEN, BRA et POM ne peut être observée due aux traitements réalisés à l'intérieur des enceintes.

*Les faibles valeurs d'oxygène dissous aux dates mentionnées dans le troisième paragraphe de la page 88 ne semblent pas correspondre aux résultats présentés à l'annexe 6. Même commentaire pour la discussion sur les valeurs d'oxygène à la station REF (6<sup>e</sup> paragraphe).*

Les valeurs utilisées pour la présentation des graphiques de l'annexe 6 étaient bel et bien situées à l'intérieur des intervalles mentionnés dans le troisième et le sixième paragraphe de la page 88 du rapport. Par ailleurs, les paragraphes concernés ont été retirés de la version finale lors de la révision de cette section afin d'intégrer l'ensemble des commentaires et des questions du comité de révision.



*Le paragraphe qui fait le lien avec la situation du lac Heney n'apporte pas un éclairage utile par rapport à la situation du lac Waterloo si on ne fait que prendre en considération le parallèle de la concentration en OD. Pour que ça soit utile, il faut aussi tenir compte des autres conditions qui font que, dans le lac Heney, il y avait libération de phosphore même en condition oxygène, soit le manque de fer ou d'autres éléments capables d'absorber le phosphore dissous (suite à la décomposition de la matière organique). Nous croyons qu'il n'est pas souhaitable d'établir un parallèle avec le lac Waterloo aussi simplement. Voir autre commentaire sur ce qui définit une situation d'anoxie (section 3.2.2.2) et le commentaire sur la section 2.2.2.*

Il n'est mentionné nulle part dans le rapport que la situation du lac Heney s'applique à celle du lac Waterloo. Il est plutôt mentionné à la dernière phrase du quatrième paragraphe de la page 88 que l'existence d'un mécanisme ou d'une situation permettant le relargage du phosphore dans le lac Waterloo en conditions oxygènes doit être démontrée ou, à tout le moins, investiguée. L'objectif de la mention de la situation du lac Heney était de souligner qu'il existait d'autres mécanismes qui pouvaient favoriser le relargage du phosphore des sédiments que la présence de conditions anoxiques. Il est évident que la situation du lac Heney ne s'applique pas à celle du lac Waterloo puisque, de toute façon, la concentration de fer est beaucoup plus élevée dans ce plan d'eau. Le point commun entre ces deux lacs est la présence de matières organiques en quantité appréciable dans les sédiments. Par ailleurs, cette comparaison a été retirée lors de la révision de la version finale du rapport car nous sommes d'accord avec le fait que cette comparaison n'apportait pas une compréhension supplémentaire à la situation du lac Waterloo.

*La discussion sur la possible libération du P des sédiments vers la colonne d'eau (page 88) semble manquer de fondement. Il faut baser l'argumentation sur des observations solides. Le rapport entre les concentrations de P aux stations LEN et BRA et la concentration d'oxygène à la station TEM (4<sup>e</sup> paragraphe) semble confus et peu approprié. Une augmentation du PT n'est pas nécessairement attribuable au phosphore provenant des sédiments. Il aurait fallu voir une augmentation du PD. Le PT comprend tout ce qui est lié à la manière organique vivante ou en décomposition. Un simple brassage peut faire en sorte que la valeur du PT augmente considérablement. De plus, on ne tient pas compte de la variabilité intra-date et intra-site intrinsèque du PT. Il est connu que des prélèvements successifs peuvent donner des variations importantes dans la concentration du PT simplement en raison de la microvariation dans la distribution des particules et du plancton.*

Le protocole qui a été appliqué dans le cadre de ce projet pilote manquait de finesse pour évaluer l'effet des lentilles ou du pompage des sédiments sur les concentrations de phosphore dans l'eau. Le milieu est complexe et beaucoup de facteurs semblent effectivement avoir une influence significative sur les concentrations de phosphore dans l'eau. Comme il a été mentionné précédemment, le plan expérimental ne comprend qu'un seul réplicat par traitement et une mention à ce propos a été ajoutée dans la version finale du rapport dans le premier paragraphe de ce chapitre. Des difficultés techniques ont été rencontrées, des questions ont été soulevées

pendant l'analyse des résultats, et il aurait fallu poursuivre l'expérimentation pendant quelques années pour y répondre ou trouver des solutions. Ces éléments de discussion ont été ajoutés dans la version finale du rapport afin de relativiser les résultats.

*L'énoncé du premier paragraphe de la page 89 est pertinent. Toutefois, le texte du deuxième paragraphe semble vouloir dire que le traitement n'aurait pas d'effet et que l'effet d'enclos, tel que l'analyse le présente, ne serait pas présent dans ces deux cas. On voit ici les contradictions possibles dans l'analyse des résultats et la nécessité de bien fonder l'interprétation des résultats de l'étude.*

Ces observations mettent en évidence les limites de l'expérimentation basée sur une seule année. Il aurait fallu poursuivre l'expérimentation sur plus d'une année afin de déterminer si les différences observées entre les stations REF et TEM ou que les ressemblances entre les stations TEM et BRA avec la station REF étaient fortuites.

*En ce qui concerne la discussion amenée au dernier paragraphe de cette section, il faut avoir en tête qu'il y a plusieurs axes de variabilité dans le PT d'un lac : variation interannuelle, variation saisonnière (changement au cours d'une même année), variation intersite (littoral versus zone limnétique par exemple) et la microvariation intrasite en raison de la distribution non homogène du plancton, incluant le zooplancton. Une stratégie d'échantillonnage basée uniquement sur un seul prélèvement par station à une date donnée ne permet pas d'avoir une bonne précision sur la valeur du PT à cette date. Des prélèvements successifs peuvent varier facilement de plus de 50%. Donc, toute interprétation des résultats en termes d'évolution des concentrations doit se faire avec grande prudence.*

Comme il a été mentionné précédemment, l'expérimentation s'est déroulée sur une seule période estivale, et des contraintes logistiques ont pu faire en sorte que la finesse de l'échantillonnage ou de l'analyse n'a pas été suffisante pour faire ressortir clairement l'influence des traitements sur les concentrations de phosphore. Il est apparu évident au fur et à mesure du déroulement des expérimentations que des ajustements devaient être effectués. Certains ajustements ont été effectués en cours de réalisation, mais n'ont eu que des effets mitigés. Les résultats ont montré les limites du protocole expérimental qui a été appliqué, et que celui-ci devra être révisé dans l'hypothèse d'une poursuite de cette recherche.

## **6.2 Utilisation de la lentille d'eau**

*Cette section devrait inclure une analyse de la croissance des lentilles dans les enclos et leur captation du phosphore basée sur les résultats présentés à la section 4.1. Selon les données de biomasse obtenues dans le gabarit de 1 m<sup>2</sup> (tableau 11), il semble qu'à partir du 30 juillet, l'enclos*

*de lentilles avec diffuseur (BRA) était plus productif que l'enclos sans diffuseur (LEN). Cette tendance est toutefois moins observable dans les données obtenues avec la méthode de la prise (tableau 12). Comme indiqué précédemment, il serait pertinent de se prononcer sur la possibilité de déterminer la quantité de phosphore prélevé par les lentilles d'eau et, le cas échéant, sur les lacunes à combler pour ce faire.*

Comme il a été mentionné précédemment, l'utilisation de la lentille d'eau n'a pas été aussi facile que prévu. À cause de l'effet du vent, celles-ci étaient constamment entassées dans un côté du mésocosme. Il en a résulté que la densité du tapis de lentilles était de beaucoup supérieure à la densité optimale pour la croissance des frondes. De plus, puisque la surface des mésocosmes n'était jamais couverte entièrement, aucune lentille n'a été retirée. Néanmoins, il semble que les lentilles aient été en mesure d'influencer les concentrations de phosphore total et dissous.

Afin d'être en mesure de quantifier la quantité de phosphore utilisée par les lentilles d'eau, il faudra améliorer la technique de production des lentilles afin, notamment, de contrer les effets du vent, et de maintenir une densité optimale pour maximiser leur croissance.

*La dernière phrase du premier paragraphe conclut que "les lentilles d'eau semblent être suffisamment efficaces pour mobiliser le phosphore et le rendre indisponible pour les algues". Cette affirmation devrait être mieux appuyée, par exemple par un graphique qui présente la corrélation biomasse des lentilles d'eau/chl totale.*

La dernière phrase a été modifiée afin d'atténuer cette affirmation. Elle s'énonce désormais comme suit : « ainsi, à partir de cette observation, les lentilles semblent être en mesure d'influencer la concentration du phosphore dans l'eau. »

*Par ailleurs, nous croyons qu'il est difficile de conclure à une corrélation positive entre les données de phosphore et celles de production de lentilles, tel qu'indiqué au troisième paragraphe de la page 90, lorsqu'on examine les résultats présentés à la figure 30.*

Si la tendance entre la production de lentilles et la concentration de phosphore total est difficile à faire à la station LEN (figure 30), elle est nettement plus évidente à la station BRA (figure 31) puisqu'à une diminution de la concentration de phosphore total, il y a augmentation de la production de lentilles. L'inverse est aussi observable.

### **6.3 Utilisation de la lentille d'eau et brassage des sédiments**

*La lentille d'eau est une espèce qui colonise les eaux stagnantes. Les résultats de l'expérimentation reflètent notamment la difficulté d'implanter une espèce aquatique hors de son habitat.*

Bien qu'elle soit vraie, cette affirmation semble peu pertinente dans ce cas puisque le diffuseur était en fonction qu'une heure par jour environ. Le reste du temps, le diffuseur n'était pas en fonction, et les lentilles n'étaient alors que sous l'influence des conditions environnementales ambiantes, soit les mêmes qu'à la station LEN sans diffuseur.

## 6.4 Pompage des sédiments

*L'analyse fait ressortir la difficulté d'interpréter les résultats obtenus. Alors que les tests statistiques indiquent que le pompage n'a pas permis de réduire les concentrations de phosphore dans l'eau, l'examen des tendances observées aux deux stations (TEM et POM) montre que le pompage a un certain effet positif. Sur quelle analyse doit-on se baser pour savoir si la technique du pompage est efficace ou non?*

Étant donné le petit nombre d'échantillons (n=9), les tests statistiques qui ont été appliqués n'affichent pas la puissance souhaitée pour parvenir à détecter s'il y a des différences significatives ou non entre les groupes. Les tendances observées avec le temps montrent que le pompage a eu une influence sur l'évolution des teneurs en phosphore, mais ne nous permettent pas de déterminer si ces tendances sont significatives ou non. Il est donc important de considérer ces deux types d'analyse pour tirer des conclusions sur les effets du pompage des sédiments sur les concentrations de phosphore total.

*Par ailleurs, il faudrait revoir la discussion amenée dans le troisième paragraphe, car il semble y avoir confusion sur les résultats obtenus : les valeurs présentées ici correspondent à celles de la station BRA et non à celles de la station POM (voir figure 27, p. 81).*

L'analyse de la concentration de phosphore total dans les sédiments prélevés à la fin de l'expérimentation (7 mg/kg) est inférieure à celle mesurée au début de l'expérimentation (9 mg/kg). Cette différence est faible et peut indiquer que la teneur en phosphore a tendance à diminuer dans les couches sous-jacentes de sédiments.

## 6.6 Application potentielle à l'échelle d'un lac

*La question du pompage des sédiments à l'échelle d'un lac n'a pas été abordée. Au-delà du cadre expérimental, il faudrait analyser la pertinence de recourir à cette technique pour améliorer la qualité de l'eau du lac.*

Comme il a été mentionné dans le rapport, les résultats obtenus ne sont pas suffisamment clairs pour envisager une application à l'échelle d'un lac, et ce, tant pour l'utilisation de la lentille d'eau que pour le pompage des sédiments. Toutefois, dans le cas du lac Waterloo, l'utilisation passée

du lac comme lieu de disposition de déchets industriels (copeaux de bois, produits chimiques, ou alimentaires, etc.) a affecté la qualité des sédiments de ce plan d'eau. Le retrait de ces sédiments ne peut qu'être bénéfique pour la qualité de cet écosystème.

*Dans l'éventualité où un tel projet serait envisageable, il serait pertinent de tenir compte de l'effet d'un rejet d'eau chargée en métaux lourds, suite au confinement des sédiments dans un sac Géotube. Les impacts sur l'habitat du poisson et sur les poissons devraient être évalués. Il serait également pertinent d'indiquer qu'un tel projet envisagé à l'échelle d'un lac devrait tenir compte de l'impact du pompage des sédiments sur la communauté benthique.*

Le projet pilote a permis d'identifier certains impacts potentiels sur la qualité de l'eau, notamment à l'égard du relargage potentiel des métaux lourds et ces impacts doivent être évalués davantage. À cet égard, le projet pilote a rencontré une partie de ses objectifs, qui étaient notamment de décrire les impacts potentiels de ces traitements s'ils étaient appliqués à l'ensemble d'un plan d'eau. L'impact du pompage des sédiments sur la communauté benthique devrait aussi être documenté.

## **6.7 Poursuite du plan directeur de l'eau**

*Le chaulage est proposé comme solution temporaire à la problématique des cyanobactéries dans le lac Waterloo. Comme indiqué dans les commentaires généraux, il faudrait élaborer davantage sur cette avenue.*

La technique de chaulage a été utilisée fréquemment par le MDDEP dans plusieurs plans d'eau du Québec pour augmenter le pH d'un lac. Les effets sont donc bien documentés. Dans le cas du lac Waterloo, le pH est déjà très élevé. De plus, le lac Waterloo alimente le réservoir Choinière qui est la source d'eau pour l'usine de traitement de l'eau de la ville de Granby. Il faut donc analyser soigneusement les impacts de cette activité qui s'est révélée efficace pour réduire temporairement les teneurs en phosphore dans certains plans d'eau, dont notamment le lac Pierre-Paul près de Saint-Tite. C'est une action temporaire, mais qui peut permettre de redonner l'usage du lac pendant un à trois ans.

*On mentionne aussi que l'utilisation du Phoslock pourrait également être envisagée pour inactiver le phosphore. Là aussi, il faudrait étayer la justification de cette option. On suggère de tester ce produit dans un mésocosme avant de l'essayer à l'échelle d'un lac. Étant donné les problèmes d'interprétation des résultats rencontrés suite à l'essai des technologies dans des enclos, il serait tout de même pertinent de dégager certaines orientations pour l'expérimentation en enclos.*

L'avantage principal du Phoslock semble être son effet négligeable sur le pH d'un lac. Comme il a été mentionné à la question précédente, le pH du lac Waterloo est déjà très élevé. L'utilisation de

chaux pourrait donc contribuer davantage à l'augmentation du pH, ce qui pourrait être éventuellement néfaste à cet écosystème. La suggestion d'utiliser ce produit dans un mésocosme est basée sur le fait que les impacts de son utilisation doivent être documentés, et que ceux-ci seront réduits à cet enclos au lieu du plan d'eau au complet.

Par ailleurs, puisque ce projet pilote n'a pas donné de résultats évidents et que, dans le cas du lac Waterloo, le contrôle à la source des apports de phosphore, même si cela est souhaitable, ne puisse pas permettre à moyen ou à long terme d'améliorer la qualité du lac, il nous a semblé pertinent d'essayer à tout le moins de trouver d'autres pistes de solution ou d'autres avenues potentielles pour tenter d'améliorer la situation.

## Chapitre 7 - Conclusion

*Il nous apparaît que la conclusion doit être nuancée et plus précise. Il semble difficile de conclure à l'efficacité des techniques telles qu'énoncées dans le premier paragraphe. De plus, certaines affirmations entrent en contradiction avec les éléments dégagés de la discussion. Ainsi en est-il des résultats du pompage des sédiments.*

Les deux premiers paragraphes ont été reformulés afin d'éclaircir les conclusions générales tirées de ce projet pilote. Il fallait en effet nuancer les propos qui étaient trop optimistes par rapport aux résultats obtenus.

*Les objectifs du projet qui n'ont pu être atteints devraient être identifiés plus clairement. À cet égard, le deuxième paragraphe ne présente pas clairement ce qu'il annonce. Par ailleurs, plusieurs éléments présentés ici sont davantage de l'ordre de la discussion que de la conclusion et devraient être restreints au chapitre précédent.*

Au début de l'expérimentation, les objectifs visés étaient les suivants :

- 1- vérifier la capacité des lentilles d'eau à réduire la concentration de phosphore;
- 2- vérifier si le pompage des sédiments chargés en phosphore et son confinement dans un sac Géotube® permettent de réduire la concentration de phosphore dans l'eau;
- 3- documenter les impacts potentiels de ces techniques sur le lac;
- 4- déterminer l'applicabilité de ces méthodes à l'ensemble de ce plan d'eau.

Les deux premiers objectifs ont été partiellement atteints. En effet, les observations faites au cours de l'expérimentation dans les mésocosmes utilisant les lentilles montrent que ces techniques ont la capacité de réduire les concentrations de phosphore total dans l'eau durant la première moitié de la saison estivale. Les concentrations les plus basses qui ont été mesurées dans le mésocosme

contenant des lentilles et celui avec des lentilles combinées à un brassage des sédiments ont été respectivement de 27 µg/L et de 30 µg/L le 10 septembre. Ceci démontre le potentiel de la lentille d'eau à pomper le phosphore puisqu'une diminution de près de 40 µg/L a été observée à l'intérieur de chacun de ces deux mésocosmes.

Des observations similaires dans le mésocosme où les sédiments ont été pompés montrent également que cette technique peut contribuer à réduire les concentrations de phosphore total dans l'eau durant la première moitié de la saison estivale, mais que cette approche s'est révélée inefficace par la suite.

Le troisième objectif a été atteint puisque les impacts générés par l'application de ces techniques ont pu être documentés. En effet, les impacts potentiels de l'utilisation des lentilles d'eau sont essentiellement liés au potentiel d'envahissement des lacs par cette espèce. Toutefois, cette plante aquatique est une espèce indigène qui est déjà présente dans les lacs et les cours d'eau du Québec. Elle se déplace au gré des vents et se confine principalement en bordure des lacs et dans le fond des baies. Elle n'a donc pas le potentiel de remplacer d'autres espèces végétales. Par conséquent, l'impact sur un plan d'eau s'avère mineur.

Pour ce qui est de l'applicabilité de ces techniques à l'ensemble d'un plan d'eau, il faut constater que les résultats obtenus ne nous permettent pas d'envisager l'application de ce protocole à l'ensemble d'un plan d'eau. En ce sens, le quatrième objectif a été atteint.

*Contrairement à ce que laisse entendre la fin du 4<sup>e</sup> paragraphe de la page 99, lorsque les résultats obtenus avec les lentilles et le brassage sont comparés aux conditions observées dans le lac (REF) plutôt qu'à la station témoin (TEM), il apparaît plutôt que l'efficacité des traitements serait moindre.*

Il est vrai que les résultats sont paradoxaux. Il a été discuté de l'effet des mésocosmes sur l'évolution des conditions internes de la qualité de l'eau. Lorsque les résultats obtenus dans le mésocosme témoin TEM sont comparés avec ceux de la station de référence REF, l'effet des mésocosmes est apparent. Pour cette raison, la comparaison avec le mésocosme témoin TEM nous semble plus juste qu'avec la station de référence REF située dans le lac.

*Étant donné qu'il s'agit d'un projet pilote et que les résultats obtenus doivent profiter à l'ensemble de la communauté et des intervenants en restauration de lacs, il conviendrait de dégager les éléments qui contribuent à l'amélioration des connaissances en ce domaine, d'identifier les points forts et les points faibles de l'expérimentation, et de dégager les éléments qui peuvent être retenus pour d'autres expérimentations, dans le lac Waterloo et dans d'autres lacs du Québec.*

Le projet pilote a adopté une approche simple pour réduire les concentrations de phosphore dans l'eau en utilisant des mésocosmes. Cela permettait d'avoir des conditions semi-contrôlées qui

étaient plus comparables à ce qui prévaut en milieu naturel comparativement aux expérimentations réalisées en laboratoire. Cela permettait aussi de mieux contrôler les différents paramètres à l'intérieur d'un mésocosme, et à s'assurer de réduire les impacts potentiels qui étaient non identifiés pour ces types de traitement.

Ce projet pilote a montré qu'il était possible de maintenir une population de lentilles d'eau dans un mésocosme, mais que ce maintien était beaucoup plus difficile qu'il n'y paraît. De plus, si le protocole semblait adéquat au départ, celui-ci manquait vraisemblablement de finesse pour nous permettre d'atteindre notre objectif, soit celui de réduire les concentrations de phosphore dans l'eau.

Il est vite devenu apparent que les concentrations de phosphore étaient influencées par une multitude de facteurs environnementaux qui, dans le cas du lac Waterloo, nous étaient inconnus et non contrôlés. En effet, certaines augmentations soudaines des concentrations de phosphore, ainsi que la tendance à la hausse observée à partir de la fin du mois d'août ont mis ce fait en lumière. Il n'était pas possible dans le cadre de ce projet pilote d'identifier toutes les causes potentielles liées aux fluctuations des concentrations de phosphore dans l'eau, encore moins être en mesure de les contrôler.

Par conséquent, un des points faibles de cette approche était la méconnaissance au départ de la dynamique du phosphore dans le lac Waterloo. Ce point devrait être documenté le plus possible dans le cadre d'autres projets pilotes afin d'être en mesure d'isoler les éléments qui influencent les concentrations de phosphore dans l'eau et d'agir sur ces derniers afin d'isoler celui dont on veut agir.

La principale faiblesse de ce projet pilote réside dans le fait qu'il a été appliqué qu'au cours d'une seule année. Des difficultés techniques et logistiques ont été rencontrées en cours d'expérimentation, il n'a pas toujours été possible de faire les ajustements nécessaires pour corriger le protocole, surtout à cause des délais d'analyse. En effet, il pouvait s'écouler près d'un mois entre le prélèvement et l'analyse des échantillons.

De plus, la faiblesse de l'échantillonnage a fait en sorte que les tests statistiques ont été moins performants. La répétition de l'expérimentation sur plus d'une année aurait permis d'ajuster le protocole, et d'obtenir un nombre plus élevé de réplicats.



## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BOLDUC, F. ET G. KEDNEY. 2005. *Contrôle des flux de phosphore interne du lac Waterloo : étude de faisabilité*. Rapport présenté par Pro-Faune à Les Ami(e)s du bassin versant du lac Waterloo. 40 p. et annexes.

BOURASSA, F. et LeROUZÈS. 1980. *Étude du milieu environnemental du lac Waterloo*. Ministère de l'Environnement, Service de la qualité des eaux, 66 p.

CARIGNAN, R. 2007. *Les causes de la dégradation des lacs des Laurentides ; Sciences et croyances*. Présentation de M. Carignan dans le cadre du Forum national sur les lacs présentée à Saint-Adèle, mai 2006.

LEE, G. F., SONZOGNI, W.C. et R. D. SPEAR. 1977. *Significances on oxic versus anoxic conditions for lake Mendota sediment phosphorus release*. Proc. International Symposium on Interactions between sediments and Fresh Water, Amsterdam, 19736, W. Junk, Purdoc, The Hague, pp 294-306.

NÜRNBERG, G. K. 1994. *Phosphorus release from anoxic sediments : what we know and how we can deal with it*. *Limnética* 10 : 1-4.

PICHÉ, I. 1998. *Bilan des apports de phosphore au lac Waterloo en 1998*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques 21 p.

