

GABRIEL SOUMIS-DUGAS

**ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE D'UNE
MÉTHODE DE RESTAURATION DE LACS
EUTROPHES**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en Génie Civil
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2012

Résumé

L'eutrophisation et la contamination des sédiments (ex : métaux, nutriments, etc.) sont des problèmes majeurs pour la protection des écosystèmes aquatiques et la protection des ressources d'eau douce. Le lac Saint-Augustin (Québec, Canada) est aux prises avec ces deux problèmes. Depuis 2001, plusieurs épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries sont rapportés durant la saison estivale ($P > 70 \mu\text{g/L}$). Galvez et collaborateurs ont proposé une méthode de restauration pour ce lac consistant : (I) à réduire la teneur en phosphore de l'eau du lac par coagulation/floculation avec du sulfate d'aluminium et (II) à effectuer un recouvrement actif de roche calcaire et de sable afin d'isoler le floc d'Al, le P et les autres contaminants (ex., métaux) et permettre la recolonisation par le benthos.

L'objectif des présents travaux était d'évaluer l'écocompatibilité de cette méthode. Deux approches écotoxicologiques ont été employées : (I) essais de toxicité monospécifiques (croissance de l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* et de la lentille d'eau *Lemna minor*; survie et reproduction de la daphnie *Daphnia magna* et de l'amphipode *Hyaella azteca*, survie, croissance et émergence de l'invertébré *Chironomus riparius* ainsi que survie des larves de tête-de-boule *Pimephales promelas* et des alevins de truites arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*) et (II) essai en microcosmes de 2 litres tel qu'adapté par Triffault-Bouchet. La toxicité de l'aluminium et l'impact de la roche calcaire ont été étudiés séparément : d'abord avec eau et sédiments artificiels et ensuite avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin.

Les résultats démontrent que les algues et les daphnies sont affectées par l'application d'alun. Aucun effet n'a été observé chez les autres organismes. Ceux-ci ont eu la capacité de recoloniser les milieux traités avec l'alun ou avec la technique complète. Ces résultats tendent à démontrer que la méthode de restauration est prometteuse. L'écocompatibilité de la technique ne pourra cependant être démontrée que par des essais *in situ* et après un suivi étroit du phytoplancton et du zooplancton dans le lac. Toutefois, dans le cadre des présents travaux, l'efficacité des traitements (en terme de déphosphatation) n'a pas permis d'atteindre le critère de qualité du MDDEP ($20 \mu\text{g/L}$). Ces paramètres devront être étroitement suivis lors des essais *in situ*.

Mots clés :

Eutrophisation, sédiments contaminés, restauration de lac, aluminium, recouvrement actif, évaluation écotoxicologique, bioessais monospécifique, microcosmes.

Abstract

Eutrophication and contaminated sediments (e.g.: nutrients, metals, etc.) are preoccupying issues in aquatic ecosystems and water resource protection. Saint-Augustin Lake (Quebec, Canada) is affected by both problems in addition to the presence of de-icing salts. This small shallow lake has low renewal time and receives an intensive phosphorus transfer from bottom sediments to the water column. Since 2001, the lake presents cyanobacteria blooms every summer ($P > 70 \mu\text{g/L}$). Galvez and collaborators has proposed a remediation method for this lake that consists of (i) the precipitation of phosphorus present in the water column by the addition of alum, in association with the deposition of (ii) an active capping layer (limestone + sand) to isolated P, Al and other contaminants (e.g., metals) within bottom sediments and allow recolonisation by benthos.

The objective of this study is to assess the ecotoxicological impact of that remediation method. Two ecotoxicological approaches are used to assess the impact of this method: (I) single-species bioassays (algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and duckweed *Lemna minor* growth; daphnid *Daphnia magna* and amphipod *Hyaella azteca* survival and reproduction, invertebrate *Chironomes riparius* survival, growth and emergence, fathead minnow *P. promelas* and rainbow trouts *O. mykiss* survival) and (II) a 2-L microcosm as adapted by Triffault-Bouchet. Alum toxicity and limestone impact were studied separately in laboratory: first with artificial water and sediments and then using actual lake overlying water and sediments.

The results show that algae and daphnids are sensitive to alum treatment. No significant effects were observed on the other organisms. These organisms had the ability to recolonize the treated media either with alum treatment or with complete treatment. These results suggest that the restoration method is promising. The environmental compatibility of the technique, would be demonstrated after testing in situ with a close monitoring of phytoplankton and zooplankton in the lake. However, the results of this study showed that the treatments dephosphatation efficacy was not enough to reach the MDDEP quality criteria ($20 \mu\text{g/L}$). Also, the concentration of residual aluminum after treatments was still over the MDDEP quality criteria after treatments.

Keywords :

Eutrophication, contaminated sédiments, lake restauration, aluminum, active capping, écotoxicologique évaluation, monospécific bioessais, microcosms.

*À Lü, qui m'a ouvert les portes de la biologie
et transmis sa passion pour cette science
fascinante*

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier ma femme Luciana Poggi à qui je témoigne de mon entière gratitude pour m'avoir permis d'accomplir la présente étude d'abord en m'insufflant la foi et ensuite en tenant la barre du navire chaque semaine pendant deux ans. Je remercie ensuite ma mère Nicole Soumis et ma belle-mère Susana Trinidad pour leur dévouement incomparable. Je remercie aussi tout spécialement ma fille Kamilia Poggi-Dugas et mon fils Esteban Poggi-Dugas pour leur accueil si chaleureux chaque semaine avec les yeux remplis d'étoiles.

Je voudrais ensuite exprimer ma grande reconnaissance envers ma directrice Rosa Galvez pour son soutien et ses judicieux conseils de même que pour être une source d'inspiration dans l'art de créer et saisir les opportunités. Je tiens aussi à remercier particulièrement ma codirectrice Gaëlle Triffault-Bouchet d'abord pour sa grande confiance et ensuite pour m'avoir transmis les règles de l'art et stimulé mon esprit analytique. Je remercie Louis Martel, Christian Bastien et Nathalie Dassylva du CEAEQ et leurs équipes respectives pour les analyses, l'accès au laboratoire et la mise à ma disposition d'innombrables outils, appareils et ressources qui m'ont permis de réaliser et magnifier mon travail. Je remercie aussi le CRSNG, SNC-Lavalin ainsi que Marthe et Robert Ménard pour leur appui financier.

Finalement, je remercie aussi les techniciens du CEAEQ Réjean Lemire, Richard Cardin, Cathy Tremblay, Karine Ménard-Cloutier, Annie Laflamme et Nancy Desrosiers pour leur aide technique ainsi que les deux stagiaires français William Bruchert et Rosemay Hannon qui sont venus travailler avec moi trois mois chacun.

À vous tous et à ceux que je n'ai pas mentionnés, je dis aussi un énorme merci.

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Remerciements.....	v
Table des matières.....	vi
Liste des tableaux.....	xi
Liste des figures.....	xiii
Liste des abréviations.....	1
Lexique.....	3
1.1. Contexte.....	7
1.2. Problématique.....	8
1.3. Objectifs et hypothèses du projet.....	9
1.4. Organisation du mémoire.....	11
1.5. Contribution scientifique.....	12
2. CHAPITRE II : ÉTAT DES CONNAISSANCES.....	13
2.1. L'eutrophisation.....	13
2.1.1. Causes de l'eutrophisation.....	14
2.1.2. Le phosphore.....	16
2.1.3. Influence de l'eutrophisation sur la biodisponibilité des métaux.....	17
2.1.4. Les cyanobactéries.....	19
2.1.5. Conséquences sociaux-économiques de l'eutrophisation.....	20
2.2. Description du site : le lac Saint-Augustin.....	21
2.2.1. Caractéristiques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant.....	22
2.2.1.1. Le phosphore et les nutriments dans le lac.....	27
2.2.1.2. Les sels de voirie.....	27
2.2.1.3. La contamination des sédiments.....	29
2.2.1.4. Synthèse.....	32
2.3. Méthode de traitement proposée pour le lac Saint-Augustin.....	32
2.3.1. Principe de la technique de restauration étudiée.....	33
2.3.2. Alun.....	35
2.3.2.1. Devenir de l'aluminium dans l'eau.....	37
2.3.2.2. Toxicité de l'aluminium pour les algues d'eau douce.....	40
2.3.2.3. Toxicité de l'aluminium pour les plantes aquatiques d'eau douce.....	46
2.3.2.4. Toxicité de l'aluminium pour les invertébrés d'eau douce.....	48
2.3.2.5. Toxicité de l'aluminium pour les poissons d'eau douce.....	50
2.3.3. Roche calcaire.....	54
2.3.4. Sable.....	56
2.4. Modalité d'évaluation d'un impact écotoxicologique.....	57
2.4.1. L'écotoxicologie.....	57
2.4.2. Les bioessais de toxicité.....	58

2.4.2.1.	Bioessais de toxicité monospécifique	59
2.4.2.2.	Bioessais de toxicité multispécifiques	62
3.	CHAPITRE III : PLAN EXPÉRIMENTAL ET MÉTHODOLOGIES	66
3.1.	Approche retenue pour l'évaluation de la méthode de restauration du lac Saint-Augustin.....	66
3.2.	Protocoles expérimentaux retenus pour les essais de toxicité.....	66
3.3.	Description des conditions d'exposition des organismes.....	68
3.4.	Plan expérimental des évaluations écotoxicologiques	71
3.4.1.	Bioessais préliminaires	73
3.4.1.1.	Caractérisation de l'eau et des sédiments du lac Saint-Augustin	73
3.4.1.2.	Formes de phosphore présentes dans l'eau artificielle.....	76
3.4.1.3.	Suivi physico-chimique des milieux d'essais avec eau et sédiments artificiels sans organisme.....	77
3.4.1.4.	Effet de la substitution du sable de Loire par du gravier coloré dans la formulation des sédiments artificiels et observation qualitative de la bioturbation par <i>C. riparius</i>	77
3.4.1.5.	Évaluation de l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel sur la réponse des organismes utilisés pour les bioessais de toxicité monospécifiques.....	77
3.4.1.6.	Évaluation de l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel sur l'utilisation de l'outil microcosme	78
3.4.2.	Phase I à IV : Bioessais de toxicité.....	78
3.4.2.1.	Phase I : Bioessais de toxicité monospécifiques en conditions artificielles.....	79
3.4.2.2.	Phase II : Bioessais de toxicité monospécifiques avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin.....	79
3.4.2.3.	Phase III : Bioessais en microcosmes avec eau et sédiments artificiels	79
3.4.2.4.	Phase IV : Bioessais en microcosmes avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin	79
3.5.	Outils analytiques.....	80
3.5.1.	Eau artificielle.....	80
3.5.2.	Sédiment artificiel.....	81
3.5.3.	Eau et sédiments naturels.....	82
3.5.4.	Roche calcaire.....	84
3.5.5.	Sable de recouvrement.....	84
3.5.6.	Caractérisation physico-chimique des milieux.....	84
3.6.	Bioessais de toxicité monospécifiques	84
3.6.1.	Bioessai de toxicité vis-à-vis de l'algue <i>P. subcapitata</i>	85
3.6.2.	Bioessai de toxicité vis-à-vis de la lentille d'eau <i>Lemna minor</i>	86
3.6.3.	Bioessais de toxicité vis-à-vis de la daphnie <i>D. magna</i>	87
3.6.4.	Bioessai de toxicité vis-à-vis du chironome <i>Chironomus riparius</i>	89
3.6.5.	Bioessai de toxicité vis-à-vis de l'amphipode <i>H. azteca</i>	91
3.6.6.	Bioessais de toxicité vis-à-vis de la truite arc-en-ciel	94

3.6.7.	Bioessais de toxicité vis-à-vis du tête-de-boule.....	97
3.7.	Bioessai de toxicité multispécifique.....	99
3.8.	Traitement statistique des données.....	103
4.	CHAPITRE IV : RÉSULTATS ET DISCUSSION	104
i –	avant propos.....	104
4.1.	Partie 1 : Physico-chimique des milieux d’essais	105
4.1.1.	Caractérisation de l’eau et des sédiments du lac Saint-Augustin	105
4.1.1.1.	Phosphore.....	107
4.1.1.2.	Aluminium	107
4.1.1.3.	Autres métaux	108
4.1.2.	Caractérisation de l’eau artificielle	109
4.1.2.1.	Phosphore dans l’eau avant équilibre avec les sédiments.....	109
4.1.2.2.	Influence des sédiments sur la physico-chimie de l’eau des milieux artificiels sans organisme	109
4.1.3.	Caractérisation de l’eau utilisée pour les bioessais monospécifiques avec les organismes de la colonne d’eau	113
4.1.3.1.	Phosphore.....	116
4.1.3.2.	Aluminium	118
4.1.3.3.	Calcium	120
4.1.3.4.	Sodium	121
4.1.3.5.	Cuivre.....	121
4.1.3.6.	Fer	122
4.1.4.	Caractérisation physico-chimiques des microcosmes	123
4.1.4.1.	Paramètres physico-chimiques et turbidité	123
4.1.4.2.	Phosphore et aluminium	126
4.1.4.3.	Autres métaux	128
4.1.5.	Présence d’organismes indigènes dans l’eau et les sédiments du lac Saint-Augustin.....	129
4.1.6.	Influence de l’équilibre physico-chimique eau/sédiments et de l’échelle sur les résultats de caractérisation de la colonne d’eau	130
4.1.7.	Efficacité des traitements et risques potentiels associés.....	131
4.2.	Partie II : Impact des techniques de restauration étudiées sur les algues	133
4.2.1.	Bioessais monospécifiques avec <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (Croissance de 96 h)	133
4.2.1.1.	Bioessais préliminaires : enrichissement du milieu artificiel	133
4.2.1.2.	Traitement d’alun en milieu artificiel	135
4.2.1.3.	Traitement d’alun en milieu naturel.....	136
4.2.1.4.	Traitement complet en milieu artificiel.....	138
4.2.1.5.	Traitement complet en milieu naturel.....	139
4.2.1.6.	Discussion sur l’effet de la filtration des milieux artificiels	141
4.2.2.	Bioessai multispécifiques en milieu naturel	142
4.2.2.1.	<i>P. subcapitata</i>	142
4.2.2.2.	Algues indigènes et cyanobactéries	142

4.2.3.	Discussion générale sur l'effet des traitements sur les algues et les cyanobactéries.....	144
4.3.	Partie III : Impact des techniques de restauration étudiées sur la lentille d'eau <i>Lemna minor</i>	146
4.3.1.	Bioessais monospécifiques avec <i>Lemna minor</i> (croissance 7 jours)	146
4.3.1.1.	Bioessai préliminaire : enrichissement du milieu artificiel.....	146
4.3.1.2.	Traitements d'alun en milieux artificiels	147
4.3.1.3.	Traitement complet en milieu artificiel.....	151
4.3.1.4.	Traitements d'alun en milieu naturel	151
4.3.1.5.	Traitement complet en milieu naturel	152
4.3.2.	Bioessais multispécifiques en milieu naturel.....	153
4.3.3.	Discussion générale sur l'effet potentiel des traitements sur les plantes aquatiques	155
4.4.	Partie IV : Impact des techniques de restauration étudiées sur la daphnie	158
4.4.1.	Bioessais monospécifiques avec <i>Daphnia magna</i> (mobilité et survie 48h et reproduction 21 jours).....	158
4.4.1.1.	Bioessais préliminaires : amendements du milieu artificiel	158
4.4.1.2.	Traitements d'alun en milieu artificiel.....	160
4.4.1.3.	Traitements d'alun en milieu naturel	161
4.4.1.4.	Traitement complet en milieux artificiel.....	162
4.4.1.5.	Traitement complet en milieu naturel	165
4.4.2.	Bioessais multispécifiques en milieu naturel.....	167
4.4.2.1.	Effet sur la survie de <i>Daphnia magna</i>	167
4.4.2.2.	Effet sur la reproduction de <i>Daphnia magna</i>	168
4.4.2.3.	Effets sur les daphnies indigènes	169
4.4.3.	Discussion générale sur les effets des traitements étudiés sur les daphnies	170
4.5.	Partie V : Impact des techniques de restauration étudiées sur <i>Chironomus riparius</i>	174
4.5.1.	Bioessais monospécifiques (survie et la croissance 7 jours, émergence 21 jours)	174
4.5.1.1.	Bioessais préliminaires : enrichissement du milieu artificiel	174
4.5.1.2.	Traitement d'alun en milieu artificiel	175
4.5.1.3.	Traitements d'alun en milieu naturel	179
4.5.1.4.	Traitement complet en milieu artificiel.....	180
4.5.1.5.	Traitement complet en milieu naturel	180
4.5.2.	Bioessais multispécifiques en milieu naturel.....	183
4.5.3.	Discussion.....	187
4.5.3.1.	Biofilm algal et bactérien et concentration d'ammoniac élevé durant les essais avec <i>C. riparius</i>	187
4.5.3.2.	Effet des traitements chez <i>C. riparius</i>	194
4.6.	PARTIE VI : Effet de la technique de restauration sur la survie, la croissance et la reproduction de <i>Hyalella azteca</i>	197
4.6.1.	Bioessais de toxicité monospécifique	197

4.6.1.1.	Bioessais préliminaires : enrichissement du milieu artificiel	197
4.6.1.2.	Traitement d'alun en milieu artificiel	198
4.6.1.3.	Traitement d'alun en milieu naturel.....	198
4.6.1.4.	Traitement complet en milieu artificiel.....	201
4.6.1.5.	Traitement complet en milieu naturel.....	201
4.6.2.	Bioessai de toxicité multispécifique	203
4.6.3.	Discussion.....	205
4.6.3.1.	Biofilm algal et bactérien et concentration d'ammoniac élevée durant les essais avec <i>H. azteca</i>	205
4.6.3.2.	Effet des traitements chez <i>H. azteca</i>	209
4.7.	PARTIE VII : Effet de la technique de restauration sur les poissons	211
4.7.1.	Effet de la technique de restauration sur la survie et la croissance (7 jours) des larves de tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	211
4.7.1.1.	Traitement d'alun.....	211
4.7.1.2.	Traitement complet.....	213
4.7.2.	Effet de la technique de restauration sur la survie de la truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (96 heures).....	215
4.7.2.1.	Traitement d'alun seul sans sédiments	215
4.7.2.2.	Traitement d'alun et traitement complet avec sédiments.....	215
4.7.3.	Discussion sur l'effet des traitements chez les poissons	216
5.	CHAPITRE V : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	219
	Bibliographie.....	226
6.	ANNEXE I : Localisation des sites d'échantillonnage.....	251
A.	Localisation des sites d'échantillonnage ayant eu lieu au printemps et à l'été 2001	251
B.	Localisation des sites d'échantillonnage ayant eu lieu à l'été 2008	252
7.	ANNEXE II : Milieux de culture.....	253
A.	Milieu contrôle laboratoire pour les essais avec <i>P. subcapitata</i>	253
B.	Milieu AFNOR	254
C.	Milieu SIS	255
D.	Milieu M4	256
E.	YCT.....	257
F.	Milieu microcosme original (Mo).....	258
8.	ANNEXE III : Optimisation de l'élevage de <i>Chironomus riparius</i>	259
9.	ANNEXE IV : Alimentation de l'élevage des truites.....	262
10.	ANNEXE V : Distribution de la taille des algues	263

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classes trophiques du cadre proposé par le CCME pour la gestion du phosphore en milieu aquatique.	14
Tableau 2 : Formes de phosphore présentes dans l'eau.....	17
Tableau 3: Concentrations mesurées dans les eaux souterraines et les tributaires du bassin versant du lac Saint-Augustin au cours des dernières années.....	24
Tableau 4 : Concentrations mesurées dans les eaux de surface du lac Saint-Augustin entre 1971 et 2006.....	25
Tableau 5 : Granulométrie des sédiments du lac Saint-Augustin (Galvez-Cloutier et al., 2003).....	30
Tableau 6 : Concentrations dans les sédiments du lac Saint-Augustin.....	31
Tableau 7 : Effets physiologiques adverses de l'Al _{tot} chez la cyanobactérie <i>Anabaena cylindrica</i>	42
Tableau 8 : Données écotoxicologiques de l'Al _{tot} chez les algues d'eau douce.....	43
Tableau 9 : Données écotoxicologiques de l'Al _{tot} chez des plantes aquatiques d'eau douce.....	46
Tableau 10 : Données écotoxicologiques de l'Al _{tot} chez les invertébrés.....	48
Tableau 11 : Données écotoxicologiques de l'Al _{tot} chez les poissons d'eau douce.....	52
Tableau 12 : Exemples de bioessais de toxicité standardisés.....	61
Tableau 13 : Bioessais de toxicité monospécifiques retenus pour l'étude.....	67
Tableau 14 : Schématisation de l'application des traitements.....	69
Tableau 15 : Paramètres de suivi physico-chimique des bioessais et méthodes d'analyses (LD : limite de détection).....	75
Tableau 16 : Méthodes et principes d'analyses employés pour le dosage des différentes formes de phosphore dans l'eau.....	76
Tableau 17 : Formulation du sédiment artificiel.....	82
Tableau 18 : Granulométrie des sables commerciaux utilisés pour la confection des sédiments artificiels.....	82
Tableau 19 : Critères de validité des paramètres pour l'essai en microcosme de 2 Litres.....	103
Tableau 20: Caractéristiques de l'eau de surface, de l'eau interstitielle des sédiments et des sédiments du lac Saint-Augustin.....	106
Tableau 21 : Caractérisation des métaux présents dans l'eau utilisée pour les essais monospécifiques en conditions artificielles (eau et sédiments artificiels) au jour 0.....	114
Tableau 22 : Caractérisation des métaux et du P _{tot} (mg/L) présents dans l'eau utilisée pour les essais monospécifiques en conditions naturelles (eau et sédiments du lac Saint-Augustin) au jour 0.....	115
Tableau 23 : Caractérisation de l'eau de surface des microcosmes sans organismes après traitement au jour 0 et au jour 28.....	125

Tableau 24 : Concentrations d'Al et P _{tot} (mg/L) durant les essais multispécifiques avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin.....	126
Tableau 25 : Concentrations en N et P (mg/L) dans les milieux microcosmes modifiés et ainsi que dans les milieux SIS et AFNOR.....	149
Tableau 26 : Valeurs des pH finaux pour les milieux SIS et AFNOR traités avec 10, 20 et 30 mg/L d'alun.....	150
Tableau 27 : Effets des traitements sur la reproduction des daphnies en milieu artificiel..	164
Tableau 28: Effets des traitements sur la reproduction des daphnies avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin.....	166
Tableau 29 : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique établies pour l'ammoniac, à 20°C, pour les pH compris entre 7,5 et 8,5.....	190
Tableau 30 : Critère de protection pour la vie aquatique pour les nitrites selon la concentration en chlorures (MDDEP).....	193
Tableau 31 : Moyennes des concentrations d'ammoniac, d'ammoniac non-ionisé et de nitrites pour les expériences sur l'effet des traitements sur les hyalèlles	206
Tableau 32 : Composition du milieu contrôle du CEAEQ pour P. supcapitata.....	253
Tableau 33 : Composition du milieu de culture AFNOR pour L. minor.....	254
Tableau 34 : Composition du milieu de culture SIS pour L. minor.....	255
Tableau 35 : Composition du milieu M4 utilisé pour la culture de Hyalella azteca.....	256
Tableau 36 : Composition du milieu microcosme sans amendement (Mo).....	258
Tableau 37 : Exemple d'alimentation des alevins en fonction de la charge*.....	262

Liste des figures

Figure 1 : Première étape de l'eutrophisation : enrichissement de l'eau du lac en éléments fertilisant (N et P).....	14
Figure 2 : Deuxième étape de l'eutrophisation : sédimentation des matières fertilisantes et productivité algale accrue	15
Figure 3 : Troisième étape de l'eutrophisation : surabondance d'algues, bloom de cyanobactéries, anoxie, production de gaz noséabonds, diminution importante de la biodiversité	16
Figure 4 : Cycle naturel des métaux en milieu aquatique d'après Galvez-Cloutier, 2005 ...	18
Figure 5 : Distribution géochimique particulière des métaux.....	18
Figure 6 : Localisation du lac Saint-Augustin et étendue de son bassin versant (Bergeron et al., 2002)	23
Figure 7 : Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) mesurée dans les eaux de surface du lac Saint-Augustin au cours des 35 dernières années.	28
Figure 8 : Méthode de restauration proposée par Galvez et coll. pour le lac Saint-Augustin.	34
Figure 9 : Déphosphatation à l'alun en fonction du pH (Snoeyink, 1980)	37
Figure 10: Représentation schématique du cycle biogéochimique de l'Aluminium (Driscoll and Postek, 1996).....	38
Figure 11 : Spéciation de l'aluminium en milieu aquatique en fonction du pH (Cooke et al., 2005)	40
Figure 12 : Classification des différents outils d'évaluation écotoxicologiques, issue de (Caquet et al., 2001).....	59
Figure 13 : Illustration du ratio eau/sable/roche calcaire/sédiments dans les enceintes d'exposition avec les organismes benthiques	71
Figure 14 : Schéma conceptuel du plan expérimental des évaluations écotoxicologiques (A.D. : Analyse des données).....	73
Figure 15 : Benne Ekman.....	83
Figure 16 : Schéma du dispositif expérimental sans sédiment utilisé pour exposer les truites arc-en-ciel au traitement de l'eau artificielle à l'alun.	95
Figure 17 : Schéma du dispositif expérimental utilisé pour exposer les truites arc-en-ciel au traitement d'alun et au traitement complet, en présence de sédiments.	97
Figure 18 : Schéma d'un microcosme de 2 litres.	100
Figure 19 : Conductivité \pm écart-type ($\mu\text{S}/\text{cm}$) dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme	109
Figure 20 : pH \pm écart-type dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme (n=6)	110
Figure 21 : NH_3 non-ionisé et $\text{NO}_2 \pm$ écart-type (mg/L) dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme	110

Figure 22 : P _{tot} (µg/L) pH dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme.....	111
Figure 23 : Ca, Cl, Na, Mg K (mg/L) dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme.....	112
Figure 24 : Concentration de phosphore total (µg/L) dans la colonne d'eau des milieux en fonction des traitements.....	116
Figure 25 : Concentration d'aluminium total (mg/L) dans la colonne d'eau des milieux d'essais selon les différents traitements appliqués.....	118
Figure 26 : Croissance algale (million de cellules/ml) dans les milieux artificiels : original (Mo), enrichi à 160 µg/L P _{tot} (MP) et enrichi à 160 µg/L P _{tot} et 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl ₂ (M).....	134
Figure 27 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de <i>P. subcapitata</i> dans les milieux artificiels témoin (M) et traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30).....	135
Figure 28 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de <i>P. subcapitata</i> par rapport au témoin (M) après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	136
Figure 29 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de <i>P. subcapitata</i> dans les milieux naturels témoin (M) ou traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30).....	137
Figure 30 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de <i>P. subcapitata</i> par rapport au témoin (M) après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	137
Figure 31 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de <i>P. subcapitata</i> dans les milieux artificiels traités avec roche calcaire et sable (M*) ou avec le traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*).....	138
Figure 32 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de <i>P. subcapitata</i> par rapport au témoin (M*) après traitement complet avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu artificiel.....	139
Figure 33 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de <i>P. subcapitata</i> dans les milieux naturels traités avec roche calcaire et sable (M*) ou avec le traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*).....	140
Figure 34 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de <i>P. subcapitata</i> par rapport au témoin (M*) après traitements complets avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu naturel.....	140
Figure 35 : Croissance de <i>L. minor</i> (% de stimulation par rapport au milieu artificiel original Mo) dans les milieux artificiels enrichis : à 160 µg/L P _{tot} (MP), à 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl ₂ (MS) ou à 160 µg/L P _{tot} et 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl ₂ (M).....	147
Figure 36 : Inhibition de la croissance de <i>L. minor</i> (% par rapport au milieu témoin M) dans le milieu artificiel traité avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30).....	148
Figure 37 : Inhibition de la croissance de <i>L. minor</i> (% par rapport au milieu AFNOR sans traitement) dans le milieu AFNOR traité avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun.....	150

Figure 38 : Inhibition de la croissance de <i>L. minor</i> (% par rapport au milieu témoin M) dans le milieu naturel traité avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30); milieux enrichis à 12000 µg P _{tot} /L.....	152
Figure 39 : Inhibition de la croissance de <i>L. minor</i> (% par rapport au milieu traité avec roche calcaire et sable seulement M*) dans le milieu naturel traité avec traitements complets à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* ou M30*); milieux enrichis à 12000 µg P _{tot} /L.....	153
Figure 40 : Croissance de la population de <i>L. minor</i> (nombre de frondes moyen) dans les microcosmes témoins (M) et traités : avec 20 mg/L d'alun (M20) et avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*).....	154
Figure 41 : Reproduction de <i>D. magna</i> (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux artificiels : original (Mo), enrichi à 120 µg/L P _{tot} (MP) ou enrichi à 120 µg/L P _{tot} et 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl ₂ (M)	159
Figure 42 : Reproduction de <i>D. magna</i> (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux artificiels témoin (M) ou traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)	161
Figure 43 : Reproduction de <i>D. magna</i> (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux naturels témoin (M) ou traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)	162
Figure 44 : Reproduction de <i>D. magna</i> (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux artificiels traités avec roche calcaire et sable seulement (M*) ou avec traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30).....	164
Figure 45 : Reproduction de <i>D. magna</i> (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux naturels traités avec roche calcaire et sable seulement (M*) ou avec traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30).....	166
Figure 46 : Survie de <i>D. magna</i> (%) dans les microcosmes témoins (M) et traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)	168
Figure 47 : Reproduction de <i>D. magna</i> (nombre de néonates par mère cumulés) dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*).....	169
Figure 48 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées de l'insecte <i>C. riparius</i> dans les milieux artificiels : original (Mo) et amendé à 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl ₂ (MS).....	175
Figure 49 : Pourcentage de survie moyen (11 jours) des larves de <i>C. riparius</i> après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	176
Figure 50 : Croissance moyenne (mm) des larves de <i>C. riparius</i> 11 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	177
Figure 51 : Pourcentage de survie moyen (28 jours) de l'insecte <i>C. riparius</i> après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	178
Figure 52 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées de l'insecte <i>C. riparius</i> après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	178

Figure 53 : Pourcentage de survie moyen (22 jours) de l'insecte <i>C. riparius</i> après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	179
Figure 54 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées de l'insecte <i>C. riparius</i> après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	180
Figure 55 : Pourcentage de survie moyen (7 jours) des larves de <i>C. riparius</i> après traitements complets à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	181
Figure 56 : Croissance moyenne (mm) des larves de <i>C. riparius</i> (7 jours) après traitements complets à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	181
Figure 57 : Survie (% moyen \pm écart-type) des larves de <i>C. riparius</i> après 22 jours d'exposition aux milieux NATUREL traités avec le traitement complet (n = 8).....	182
Figure 58 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées des moucheron de l'insecte <i>C. riparius</i> après traitements complet à 10, 20 ou 30 mg/L (M10*, M20* et M30*) dans le milieu naturel.....	183
Figure 59 : Pourcentage de survie moyen de <i>C. riparius</i> dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*).....	184
Figure 60 : Croissance moyenne (mm) de <i>C. riparius</i> dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*).....	184
Figure 61 : Émergences moyennes cumulées de <i>C. riparius</i> dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*).....	185
Figure 62 : Changement dans les concentrations relatives d'ammoniac non ionisé en fonction du pH pour différentes températures (les données sont calculées en utilisant la constante de dissociation pour l'ammoniac).....	189
Figure 63 : Pourcentage de survie de l'amphipode <i>H. azteca</i> 28, 35 et 42 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	199
Figure 64 : Croissance (mm) de l'amphipode <i>H. azteca</i> 28 et 42 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	199
Figure 65 : Reproduction (nombre moyen de néonates par mère survivante) de l'amphipode <i>H. azteca</i> 28 et 42 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	200
Figure 66 : Pourcentage de survie de l'amphipode <i>H. azteca</i> 28, 35 et 42 jours après traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu naturel.....	202
Figure 67 : Croissance (mm) de l'amphipode <i>H. azteca</i> 28 et 42 jours après traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel.....	203

Figure 68 : Croissance moyenne (mm) de <i>H. azteca</i> dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)	204
Figure 69 : Reproduction moyenne (nombre moyen de néonates) de <i>H. azteca</i> dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*).....	205
Figure 70 : Pourcentage de survie moyen des larves de tête-de-boule après traitement d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	212
Figure 71 : Poids sec moyen des larves de tête-de-boule 7 jours après traitement d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel.....	213
Figure 72 : Poids sec moyen des larves de tête-de-boule 7 jours après traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel	214
Figure 73 : Poids sec moyen des larves de tête-de-boule dans le milieu (eau et sédiments artificiels) avec le traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu artificiel.....	214
Figure 74 : Localisation des transects et des sites d'échantillonnage du lac Saint-Augustin lors de la campagne de 2001 effectuée par Brin et Dominguez (Brin and Dominguez, 2002).....	251
Figure 75 : Localisation du transec d'échantillonnage des sédiments du lac Saint-Augustin lors de la campagne effectuée dans le cadre des présents travaux le 29 octobre 2008.....	252

Liste des abréviations

AFNOR	Agence française de normalisation
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE50	Concentration qui produit un effet (une réponse biologique) chez 50 % des individus (ex. : mobilité, croissance)
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEO	Concentration d'effets occasionnels
CEP	Concentration produisant un effet probable
CER	Concentration d'effets rares
CEx	Concentration efficace x %
CL50	Concentration qui cause 50 % de mortalité dans la population testée
CI50	Concentration qui inhibe 50 % d'une réponse biologique (ex. : mobilité, croissance)
CMEO	Concentration minimale avec effet observé
COT	Carbone organique total
CSE	Concentration seuil produisant un effet
CSEO	Concentration sans effet observé
CV	Coefficient de variation
DBO	Demande biologique en oxygène — Consommation en oxygène des micro-organismes présents leur permettant d'assimiler les substances organiques présentes
DCO	Demande chimique en oxygène — Consommation en oxygène par les oxydants chimiques forts pour oxyder les substances organiques et minérales de l'eau
EOR	Espèces d'oxygène réactives
ETM	Éléments traces métalliques (dans cette étude : Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb)

et Zn).

HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
PeHD	Polyéthylène de haute densité
ISO	Organisation internationale de normalisation
LDM	Limite de détection de la méthode
LOEC	Lowest observed concentration effect
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
NOEC	No observed effect concentration (Concentration sans effet observé)
ND	Non défini
NE	Non évalué
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PCB	Polychlorobiphényles
Pe	Potentiel d'oxydo-réduction (mV)
PVC	Polychlorure de vnyile
PNEC	Previsible no effect concentration (Concentration sans effet prévisible sur l'environnement)
US EPA	United States Environmental Protection Agency
YCT	Yeast, Cerophyl®, and Trout Chow (Levures, granulé de lapin et nourriture pour truites)

Lexique

Abiotique	: éléments ou processus d'un écosystème non-vivant. En biologie : ensemble des facteurs physico-chimiques d'un écosystème qui influencent les organismes vivants qui le composent.
Anoxie	: absence d'oxygène dissous dans un milieu aquatique ou dans des sédiments.
Acides fulviques	: fraction importante de l'humus très mobile qui peut se lier à l'argile et au fer. Principal agent de lessivage du fer, les acides fulviques peuvent chélater plusieurs minéraux du sol et ainsi favoriser leur absorption par les plantes.
Acides humiques	: fraction importante de l'humus peu mobile qui peut se lier plus ou moins fortement à l'argile ou à d'autres corps présents dans le sol.
Agent de complexation	: qui favorise la formation d'un complexe entre un métal et un ou plusieurs ligands.
Alcalinité de l'eau	: capacité de l'eau à neutraliser un acide (absorber des ions H ⁺). Réfère à la concentration de carbonates, de bicarbonates et d'hydroxydes.
Anthropique	: relatif à l'activité humaine. Qualifie ce qui est provoqué directement ou indirectement par l'homme.
Antiagglomérant	: substance qui limite l'agglutination des particules dans un produit et permet de maintenir sa fluidité.
Benthos	: organismes aquatiques vivants à proximité ou dans les sédiments. Comprends les organismes vagiles vivant à proximité des sédiments, les organismes épibenthiques qui vivent à la surface des sédiments et les organismes endobenthiques qui vivent dans les sédiments
Bioaccumulation	: accumulation dans les organismes de substances chimiques.
Bioamplification	: (synonyme de biomagnification) augmentation des concentrations de substances chimiques au fur et à mesure des niveaux trophiques.
Biodiversité	: diversité des organismes vivants (espèces, populations, écosystèmes) dans l'espace et dans le temps.
Biodisponibilité	: disponible pour l'absorption par les organismes. Réfère à la mobilité et à la persistance biologique des contaminants.
Bioessais de toxicité	: procédure par laquelle une réponse biologique est utilisée pour détecter et quantifier la toxicité d'une substance, d'un groupe de substances ou de facteurs environnementaux.

Bioturbation	: perturbation du milieu (mélange et/ou déplacements d'éléments nutritif ou chimiques ou encore de couches de sol ou d'eau) par les organismes biologiques
Chaîne trophique	: chaîne alimentaire.
Chlorophylle	: pigment photosynthétique présent dans les chloroplastes des cellules végétales.
Cladocère	: communément appelés puces d'eau, les cladocères sont des microcrustacés faisant partie du zooplancton.
Coagulation	: destruction des charges des particules responsables de leur répulsion
Coliformes fécaux	: entérobactéries d'origine fécale qui fermentent le lactose à 44 °C avec formation de gaz.
Composé organique	: composé chimique qui contient au moins un atome de carbone qui est lié à au moins un atome d'hydrogène
Contamination	: présence d'une substance nocive (toxique, pathogène, etc.) à l'intérieure d'un organisme.
Copépode	: microcrustacé faisant partie du zooplancton.
Cyanobactérie	: organisme de la sous-classe des bactéries (classe des cyanophycées), autrefois appelées « algues bleues vertes », qui compte plus de 7500 espèces. Elles réalisent la photosynthèse aérobie et plus d'une quarantaine d'espèces peuvent produire des cyanotoxines.
Cyanotoxine	: métabolite synthétisé par les cyanobactéries. La plupart sont des neurotoxines, mais on compte aussi des hépatotoxines et des dermatoxines.
Cycle biogéochimique	: processus de transport et de transformation d'un élément ou d'un composé chimique entre la terre, l'eau, l'air et les organismes vivants
Dépôt fluvio-glaciaire	: dépôt provoqué par les glaciers et les rivières sous-glaciaires.
Déphosphatation	: action de retirer le phosphate d'une solution.
Dermatoxine	: toxine qui affecte la peau et cause des dommages cutanés.
Écocompatibilité	: compatibilité écologique. Situation où les flux de pollution émis placés dans un certain contexte physique, hydrogéologique, physico-chimique et biologique, sont compatibles avec les flux de polluants acceptables par le milieu récepteur.
Écotoxicologie	: discipline qui étudie le comportement et les effets des contaminants

sur les écosystèmes.

Eutrophisation	: apport de matières particulaires dissoutes, organiques et inorganiques, à des concentrations suffisantes pour augmenter la productivité biologique des écosystèmes aquatiques. C'est le processus naturel de vieillissement des lacs qui se caractérise par la croissance accrue d'algues, de bactéries, de cyanobactéries (algues bleues vertes), de plantes aquatiques, etc.
Fertilisant	: engrais. Mélange d'éléments minéraux destinés à améliorer la croissance des plantes.
Floculation	: processus d'agglomération en plus grosses particules
Hépatotoxine	: toxine qui affecte le foie.
Hydrocarbure	: composé organique constitué exclusivement d'atomes de carbone et d'hydrogène.
Hypolimnion	: couche la plus profonde d'un lac ou d'une mer fermée caractérisée par une température froide qui varie peu.
Macrophyte	: plante aquatique macroscopique (visible à l'œil nu) qui pousse dans ou près des plans d'eau et qui est soit émergente, submergente ou flottante.
Mésocosme	: dispositif expérimental clos de taille moyenne destinée aux études écologiques et écotoxicologiques et qui constitue un modèle réduit d'un écosystème.
Microcosme	: dispositif expérimental clos de taille réduite destinée aux études écologiques et écotoxicologiques et qui constitue un modèle réduit d'un écosystème.
Neurotoxine	: toxine qui affecte le système neural.
Osmolyte	: soluté organique accumulé dans la cellule pour rétablir une pression cytoplasmique favorable à la croissance
Paléoécologie	: science qui étudie les relations entre les fossiles des êtres vivants et leur milieu de vie en considérant à la fois les aspects physico-chimiques et biologiques.
pE	: potentiel d'oxydoréduction (mV). Il peut aussi être représenté par « Eh ». Le potentiel d'oxydoréduction mesure l'aptitude à l'oxydation ou à la réduction d'une solution et permet de déterminer les possibilités de solubilisation ou de précipitation de divers composés minéraux présents dans les sédiments
Pesticide	: terme générique qui s'applique aux herbicides, fongicides, insecticides et parasitocides.

Relargage	: libération d'un composé ayant été séquestré dans un milieu abiotique.
Rotifère	: embranchement du règne animal composé de petits organismes aquatiques qui mesurent entre 50 µm et 3 mm et qui font partie du zooplancton.
Sédiment	: couche de particules solides déposées sur le lit d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau.
Sels de voirie	: fondant routier épandu sur les routes l'hiver pour faire fondre la neige et la glace. Principalement NaCl et CaCl ₂ .
Toxicité	: capacité d'une substance à provoquer des effets nocifs, troubler ou interrompre les fonctions vitales d'un organisme.
TRIAD	: méthode d'évaluation des effets des contaminants dans les sédiments comprenant trois composantes : l'analyse chimique des contaminants, la mesure de la toxicité des sédiments et l'examen de la composition de la communauté benthique.
Phytoplancton	: plancton photosynthétique vivant dans les eaux douces, saumâtres et salées. Il est constitué d'algues et de cyanobactéries.
Zooplancton	: plancton animal constitué de petits animaux aquatiques vivant dans les eaux douces, saumâtres et salées (larves, petits crustacés, etc.).

CHAPITRE I : INTRODUCTION

1.1. Contexte

De nombreux lacs subissent des perturbations anthropiques ponctuelles et diffuses qui peuvent compromettre leur intégrité. En effet, ce sont les milieux récepteurs de plusieurs types de pollutions parmi lesquelles on compte les éléments traces métalliques ETM (*p. ex.*, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr et As), les éléments nutritifs (N, P, K), les pesticides ainsi que divers autres composés organiques de sources agricole, urbaine et industrielle. Ces contaminants, une fois dans le lac, demeurent dans la colonne d'eau et/ou s'accumulent dans les sédiments. De plus, plusieurs d'entre eux peuvent pénétrer la chaîne alimentaire par des transferts vers les organismes aquatiques et alors atteindre des seuils de toxicité.

L'abondance d'éléments nutritifs et de fertilisants dans les lacs constitue une forme de contamination, car elle favorise l'eutrophisation, processus naturel de vieillissement des lacs qui se caractérise par le comblement des lacs du fait de la sédimentation et de la croissance accrue d'algues, de bactéries, de cyanobactéries (algues bleues vertes) et de plantes aquatiques (Vollenweider, 1970). Certaines cyanobactéries produisent des toxines dans l'eau (cyanotoxines), lesquelles peuvent, à forte concentration, affecter la santé des organismes du lac de même que celle des personnes ou animaux qui boivent ou entrent en contact avec l'eau du lac (*e.g.*, irritations cutanées, crampes d'estomac, vomissements, nausées, diarrhées, angines, céphalées, douleurs musculaires et articulaires, problèmes hépatiques) (Organisation for Economic Co-operation and Development, 2002, Organisation Mondiale de la Santé, 2010). De plus, l'eutrophisation peut occasionner des conditions anoxiques pouvant affecter la biodiversité et, à terme, compromettre la vie des poissons et provoquer une perte complète des usages des eaux du lac (Havens, 2005).

Le développement d'habitations en bordure des plans d'eau est en croissance permanente et de nombreux lacs sont maintenant sérieusement pollués et/ou dans un état d'eutrophisation ou bien sont en voie de l'être en raison des activités humaines. Les conséquences sont parfois lourdes : perte de biodiversité, perte des activités récréatives et autres usages dont la

pêche, perte économique (dévaluation foncière, récréotourisme). De nos jours, l'eutrophisation est devenue un phénomène international croissant (France, Chine, Japon, et plusieurs autres) en raison des activités anthropiques et de la pression démographique (Environnement Canada and Santé Canada, 2000, Environnement Canada, 2001, Kumagai, 2003, Raïke, 2003, Cooke et al., 2005). Au Québec, plusieurs plans d'eau se sont sévèrement détériorés (Galvez-Cloutier and Sanchez, 2007) et, dans certains cas, ont complètement perdu leurs usages ou les perdront à plus ou moins court terme en raison de problèmes d'eutrophisation sévère. Le bilan final de plans d'eau touchés par une fleur d'eau en 2010 publié par le Ministère du développement durable, de l'environnement durable et des parcs (MDDEP) rapporte un nombre total de 150 plans d'eau affectés (dont la densité algale est supérieure à 20 000 cellules par ml). En 2011, le nombre de plans d'eau touchés par une fleur d'eau (et signalés au MDDEP) était de 147, dont 36 pour la première fois et 10 plans d'eau avec des restrictions d'usage.

Compte tenu de cette réalité, il est devenu nécessaire d'adopter des mesures afin de restaurer la qualité de ces milieux et protéger nos ressources en eau. Les sources de pollution ponctuelles et diffuses doivent être réduites en priorité et, comme ces mesures s'avèrent parfois insuffisantes, il est nécessaire de développer des mesures curatives afin de permettre une réhabilitation des lacs et des plans d'eau à des conditions acceptables pour la vie aquatique et enfin rendre possible une restauration de leurs usages.

1.2. Problématique

Le présent projet de maîtrise s'inscrit dans un projet de recherche plus vaste visant la réhabilitation d'un lac eutrophe. Ce projet global à l'échelle du bassin versant a pour but de « restituer les processus disparus ou altérés, les habitats, les concentrations et les espèces » (Cooke et al., 2005), au moyen de différentes approches : plan de réduction de la contamination à la source, caractérisation des eaux et des sédiments du lac, des eaux de surface et souterraines du bassin versant, détermination du régime hydrique du bassin et des sources de contamination, mise au point d'une technique de réhabilitation, démonstration

en terrain, évaluation de la durabilité et de la compatibilité écologique de la ou des techniques de réhabilitation évaluées. Ce projet a pour site témoin le Lac Saint-Augustin et l'ensemble de son bassin versant. Il a été mis sur pied suite à une collaboration étroite entre chercheurs (département de Génie Civil de l'Université Laval et division d'Écotoxicologie et évaluation du risque du Centre d'expertise en analyses environnementale du Québec (CEAEQ) du MDDEP) et les différents acteurs du milieu : politiques et économiques, comité de bassin versant et citoyens.

La méthode de restauration proposée consiste à faire diminuer la teneur en phosphore dans l'eau du lac en provoquant sa coagulation/floculation avec du sulfate d'aluminium (sel employé pour le traitement des eaux potables). Après sédimentation, le floc ainsi formé est ensuite recouvert avec de la roche calcaire, laquelle est à son tour recouverte avec du sable afin de maintenir la stabilité de l'ensemble et permettre la recolonisation du milieu par les organismes benthiques. Plusieurs études sur le potentiel de cette technique dans le lac Saint-Augustin ont été réalisées en laboratoire (Galvez-Cloutier et al., 2003, Galvez-Cloutier et al., 2004, Galvez-Cloutier et al., 2005, Galvez-Cloutier et al., 2006a) et d'autres sont en cours. Les résultats obtenus semblent prometteurs, toutefois, ils ne tiennent compte pour l'instant que des paramètres physico-chimiques. Aussi, l'application de cette technique dans le lac n'est envisageable que si la compatibilité écologique de ce traitement curatif, ou écocompatibilité, est évaluée.

1.3. Objectifs et hypothèses du projet

L'incidence du projet de restauration du lac Saint-Augustin est multiple. D'abord sur l'environnement puisque le projet vise à restaurer et préserver la biodiversité. Ensuite pour l'ingénierie car le projet vise à mettre au point une nouvelle méthode de restauration de lacs pour remédier aux problèmes d'eutrophisation. Enfin, pour la société comme il vise à restaurer les usages du lac et préserver la santé des résidents. Les résultats obtenus pourront être utilisés à titre de référence par le département de Génie Civil de l'université Laval, le

MDDEP, le Conseil du Bassin versant et la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures et la Ville de Québec.

Bien que la technique proposée pour restaurer le lac Saint-Augustin soit originale et semble prometteuse, il n'est toutefois pas possible de procéder à l'application de la technique de restauration proposée *in situ* sans préalablement procéder à l'évaluation de l'incidence du traitement sur l'écosystème visé. Cette étude est donc indispensable au projet global et à son applicabilité *in situ*.

La présente étude a pour **but** d'évaluer les conséquences de la technique de restauration proposée sur le fonctionnement biologique du milieu de même que la capacité des organismes à recoloniser le milieu traité. Les **objectifs** des présents travaux sont :

- acquérir des connaissances fondamentales sur les impacts de ces techniques de restauration ;
- acquérir des connaissances fondamentales sur les capacités de récupération d'un milieu lacustre traité ;
- approfondir les connaissances au sujet des facteurs qui influencent la toxicité de l'alun dans des conditions représentatives de celles rencontrées dans les milieux aquatiques (pH 6,0-8,0);
- évaluer l'écotoxicité de l'alun (à pH 6,0-8,0) au moyen de son incidence sur la survie et le développement (croissance et reproduction) d'espèces pélagiques et benthiques;
- évaluer l'efficacité des organismes dulcicoles à recoloniser le milieu traité;
- évaluer la pertinence des essais de toxicité monospécifiques par rapport aux essais multispécifiques, leurs limites et apports respectifs ;
- évaluer la compatibilité écologique de cette méthode d'intervention avec la survie et le développement d'une vie aquatique qui soit représentative de celle rencontrée dans le lac ;
- émettre des recommandations sur les dosages à utiliser lors d'un éventuel traitement *in situ*.

Les hypothèses principales du présent projet sont :

- l'alun n'est pas toxique pour les organismes dulcicoles à la concentration d'application envisagée, à des pH compris entre 6 et 8 ;
- les organismes dulcicoles sont capables de coloniser un milieu traité ;
- la méthode de restauration proposée (précipitation du phosphore avec l'alun puis recouvrement actif de roche calcaire et de sable) est écocompatible.

L'écocompatibilité se définit comme «une situation où les flux de pollution émis (...) placés dans un certain contexte physique, hydrogéologique, physico-chimique et biologique, sont compatibles avec les flux de polluants acceptables par le milieu récepteur... » (Perrodin, 2002).

La méthode de restauration proposée sera considérée écocompatible si :

- les concentrations d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau suite au traitement respectent les critères de protections de la vie aquatique;
- les organismes étudiés peuvent recoloniser un milieu traité;
- les concentrations de phosphore dans la colonne d'eau sont réduites aux critères de protections de la vie aquatique.

1.4. Organisation du mémoire

Ce document est organisé en cinq chapitres et des annexes. Le premier chapitre, intitulé « Introduction », présente le contexte et la problématique dans lesquels s'inscrivent les présents travaux de recherche. Il énumère les différents problèmes qui affectent le lac Saint-Augustin ainsi que la solution envisagée pour restaurer cet écosystème. Il présente ensuite les objectifs et hypothèses du présent projet de recherche et l'organisation du mémoire.

Le deuxième chapitre, intitulé « État des connaissances », constitue une revue de littérature qui décrit le phénomène de l'eutrophisation et le lac Saint-Augustin. Il présente par la suite de manière détaillée la technique proposée pour restaurer l'écosystème du lac ainsi que les

risques qui y sont liés soit la toxicité de l'aluminium. Enfin, ce chapitre décrit les modalités d'évaluation d'un impact écotoxicologique.

Le troisième chapitre, intitulé « Plan expérimental et méthodologies », présente les protocoles expérimentaux retenus pour les essais de toxicité, les conditions d'exposition des organismes et le plan expérimental, lequel comprend une description des méthodes de caractérisation. Enfin, ce chapitre décrit les outils analytiques dont les milieux d'essais employé pour les essais de toxicité de mêmes que les protocoles détaillés d'évaluation toxicologique (monospécifiques et multispécifiques).

Le quatrième chapitre, intitulé « Résultats et discussion », présente et discute les résultats des expériences réalisées dans le cadre de la présente recherche. La « Partie I » traite des résultats de caractérisation physico-chimique des milieux d'essais tandis que les « Parties II à VII » abordent les résultats concernant l'impact des techniques de restauration étudiées sur chacun des organismes utilisés dans les bioessais de toxicité (monospécifiques et multispécifiques) en conditions de laboratoire.

Le dernier chapitre intitulé « Conclusions » présente le sommaire des résultats et les conclusions des présents travaux et fait un retour sur les objectifs et hypothèses concernant l'écocompatibilité de la technique de restauration étudiée avec l'écosystème du lac Saint-Augustin.

Enfin, les annexes présentent des informations complémentaires au contenu des différents chapitres tels que la composition de milieux de culture et l'ajustement de méthodes.

1.5. Contribution scientifique

Suite aux présents travaux, un article scientifique a été publié.

Soumis-Dugas, G., Triffault-Bouchet, G., Galvez, R., Martel, L., 2009, Ecotoxicological Assessment of an In-Lake Remediation Method, Journal of ASTM International, Vol. 6, No. 4, Paru dans : Contaminated Sediments: Sustainable Management and Remediation, STP 1518, R. Galvez and M. Dyer editors, 409 pages, ISBN13: 978-0-8031-7504-4. http://www.astm.org/DIGITAL_LIBRARY/JOURNALS/JAI/PAGES/JAI102181.htm

2. CHAPITRE II : ÉTAT DES CONNAISSANCES

Ce chapitre présente l'état des connaissances concernant la problématique associée au lac Saint-Augustin et à la technique de restauration étudiée dans la présente étude. Il aborde d'abord l'eutrophisation en général, ses causes et son influence sur le milieu. Puis, il présente le lac Saint-Augustin et sa problématique particulière. Enfin, il présente la technique de restauration envisagée pour le lac, le devenir de l'aluminium dans l'eau et les risques toxicologiques associés à la présence d'aluminium dans l'eau des lacs.

2.1. L'eutrophisation

Le phénomène d'eutrophisation correspond au processus naturel de vieillissement des lacs par lequel le fond se remplit lentement à mesure que s'y accumulent les sédiments. Il se définit comme le résultat d'un « apport de matière particulaire dissoute, organique et inorganique, à des concentrations suffisantes pour augmenter la productivité biologique des écosystèmes aquatiques » (Cooke et al., 2005). Un lac jeune est oligotrophe c'est-à-dire qu'il se caractérise par des eaux claires, fraîches, peu de végétaux aquatiques, un fond constitué de roches, graviers, sables. Un vieux lac est un lac eutrophe dont les eaux sont peu transparentes, chaudes, remplies de végétaux aquatiques, peu oxygénées, avec un fond vaseux et où il y a peu d'espèces d'animaux. Ce phénomène de vieillissement est une conséquence directe de l'augmentation de la concentration en azote et en phosphore qui provoque une perturbation de l'équilibre trophique au profit des végétaux aquatiques (macrophytes et algues) et des cyanobactéries (Cooke et al., 2005, Scholten, 2005). L'état trophique d'un lac est évalué principalement par la concentration en phosphore total, la concentration en azote total, la transparence par disque de Secchi et la concentration en chlorophylle *a*. La concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau d'un lac est utilisée comme un indicateur de la productivité du lac et de sa capacité à transformer les éléments nutritifs en biomasse. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a proposé un cadre de gestion des apports en phosphore basé sur les différentes classes trophiques (Canadian council of ministers of the environment, 2004). Le Tableau 1 présente les différentes classes trophiques telles que définies par le CCME, soit en fonction

des concentrations de phosphore présentes dans les eaux de surface. La classification adoptée par le CCME est très proche de celle qui est adoptée au niveau international.

Tableau 1 : Classes trophiques du cadre proposé par le CCME pour la gestion du phosphore en milieu aquatique.

Classe trophique	Phosphore total ($\mu\text{g/L}$)
Ultra-oligotrophe	< 4
Oligotrophe	4 – 10
Mésotrophe	10 – 20
Mésoeutrophe	20 – 35
Eutrophe	35 – 100
Hypereutrophe	> 100

2.1.1. Causes de l'eutrophisation

Tel que précisé précédemment, l'eutrophisation est un processus évolutif. Au début, les populations de l'ensemble du réseau trophique du lac sont stimulées par l'enrichissement en azote et en phosphore. La production primaire et les organismes se nourrissant d'algues et/ou de matière organique prolifèrent ce qui constitue une source abondante de nourriture pour les poissons (Figure 1).

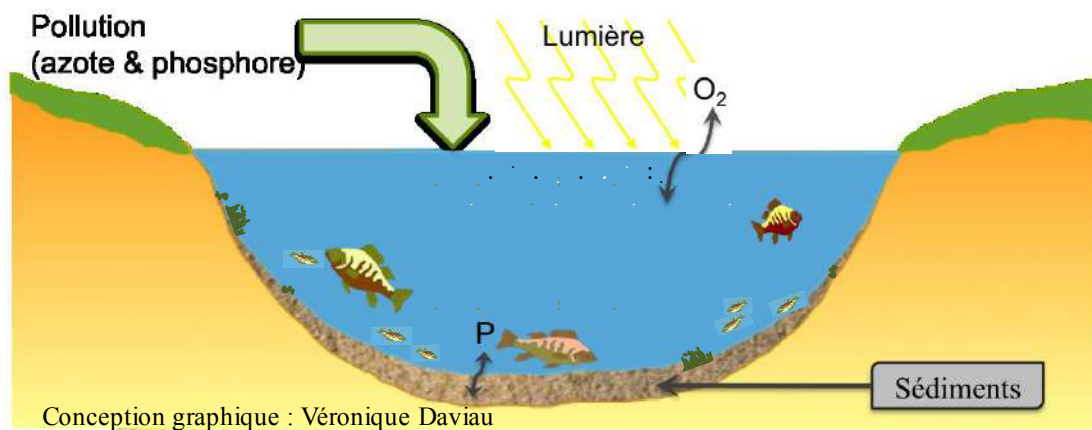


Figure 1 : Première étape de l'eutrophisation : enrichissement de l'eau du lac en éléments fertilisant (N et P)

Ensuite, la production de phytoplancton dépasse fortement les capacités de broutage du zooplancton et des organismes phytophages ce qui provoque l'accumulation de matière organique au fond du lac et une diminution de la diversité faunique (Figure 2).

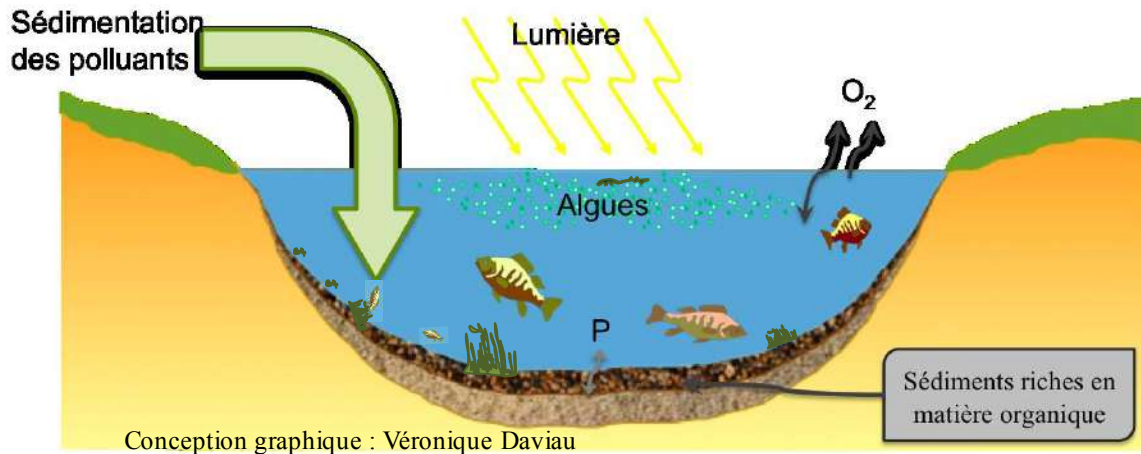


Figure 2 : Deuxième étape de l'eutrophisation : sédimentation des matières fertilisantes et productivité algale accrue

Puis, des fleurs d'eau commencent à apparaître et les algues prolifèrent davantage. L'augmentation de la sédimentation de matière organique occasionne la prolifération des décomposeurs qui consomment alors l'oxygène du fond du lac (Vollenweider, 1970, Scholten, 2005). Enfin, des bactéries anaérobies se développent progressivement dans le fond du lac à mesure que l'oxygène dissous s'appauvrit (Weisse and Stockner, 1992) (Figure 3). Le fond du lac devient de plus en plus anoxique. Progressivement, les organismes aérobies meurent et le lac finit par libérer des gaz tels que l'ammoniaque (NH_3), le sulfure d'hydrogène (H_2S) et le méthane (CH_4) (Ryding, 1994). A ce stade, on parle d'eutrophisation extrême ou de dystrophisation.

L'eutrophisation est processus qui est accélérée par les apports externes en éléments nutritifs qui proviennent de multiples sources : coupes forestières et déboisement, engrais agricoles, eaux usées contenant des détergents phosphatés, fausses sceptiques défectueuses, feuilles d'arbres d'automne, etc. Ils parviennent jusqu'au lac par ruissellement, infiltration (superficielle ou souterraine) ou par érosion.

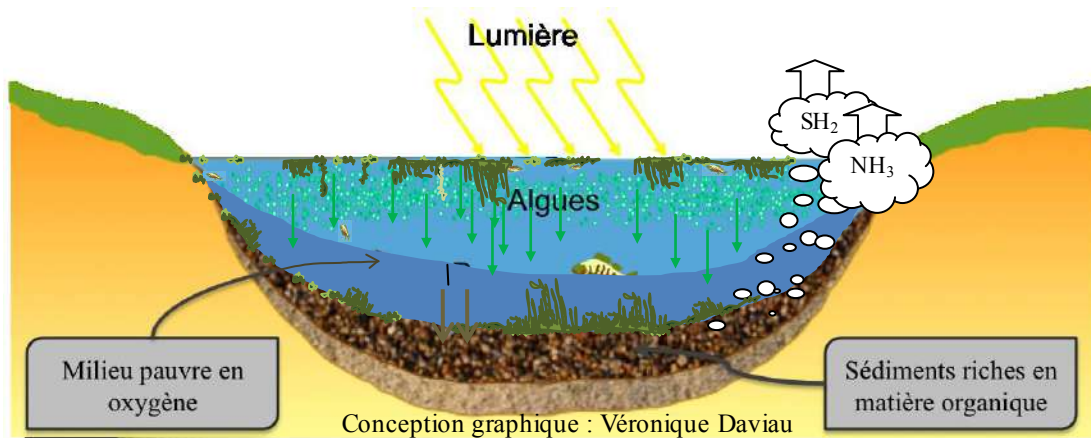


Figure 3 : Troisième étape de l'eutrophisation : surabondance d'algues, bloom de cyanobactéries, anoxie, production de gaz noséabonds, diminution importante de la biodiversité

2.1.2. Le phosphore

Le phosphore, l'azote et le carbone sont les trois éléments responsables de l'eutrophisation. L'abondance des deux derniers en phase gazeuse (CO_2 et N_2) rend leur contrôle en milieu naturel très difficile. L'utilisation des nutriments par le phytoplancton se faisant dans un rapport 16C : 16N : 1P (Ryding, 1994), le phosphore est le facteur limitant majeur de la productivité primaire des plans d'eau (Eaton et al., 2005). À forte concentration, le phosphore peut stimuler aussi la croissance des cyanobactéries. Lorsque le pH est neutre, le phosphore présent dans l'eau s'y trouve sous forme de différents phosphates (PO_4) (Tableau 2). À des pH compris entre 5 et 8, le phosphore est oxydé et tend à demeurer sous forme d'orthophosphates stables (HPO_3 , $\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$, etc.) (Rodier J., 1996), disponibles pour les organismes (Tableau 2).

Dans les sédiments, les sels contenant du phosphore (phosphate de calcium et de fer III) sont peu solubles donc le phosphore des sédiments lié au fer et au calcium a tendance à demeurer dans les sédiments. Le calcium et le fer sont les principaux éléments responsables du cycle naturel du phosphore dans les lacs. Le rôle du calcium dans le cycle du phosphore est présenté dans la section 2.3.3

Tableau 2 : Formes de phosphore présentes dans l'eau

Orthophosphates (PO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4)	Biodisponibles et faciles à mesurer
Polyphosphates (principalement hexamétaphosphates $\text{Na}^+(\text{PO}_4)_6$ et tripolyphosphates $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$)	Non biodisponibles directement
Organophosphates (complexés à de la matière organique)	Non biodisponibles directement

Source : (Brin, 2007)

2.1.3. Influence de l'eutrophisation sur la biodisponibilité des métaux

En modifiant le taux d'oxygène dissous dans les lacs, et ce, plus particulièrement à l'interface eau/sédiment, l'eutrophisation interfère avec le « cycle naturel des métaux dans les lacs » (illustré dans la Figure 4). Dans un premier temps, les métaux entrent dans l'eau principalement par ruissellement (1). Une fois dans l'eau, s'ils forment des (ou sont liés à des) particules suffisamment lourdes, les métaux peuvent sédimenter jusqu'au fond du lac (2). S'ils sont dissous, alors, les métaux peuvent s'adsorber aux sédiments (3) ou aux particules comme les colloïdes ou la matière organique en suspension (4). Les métaux dissous peuvent aussi coprécipiter entre eux ou précipiter avec d'autres substances (4). Une fois sous forme particulaire, les métaux peuvent se déposer (2) ou se dissoudre à nouveau (5). Une fois liés aux sédiments, les métaux peuvent être remobilisés (ex. : bioturbation) ou encore être libérés sous forme dissoute par exemple suite à un changement de pH.

Des variations importantes du taux d'oxygène dissous entraînent des perturbations physico-chimiques réversibles (Figure 5) telles que : variations du pH, du potentiel d'oxydoréduction Eh, de la force ionique et des quantités de bactéries responsables de réactions d'oxydoréduction (Galvez-Cloutier et al., 2005, Sigg et al., 2000). Ces différents facteurs influencent la distribution géochimique des métaux dans le milieu.

De plus, en période de production végétale intense, le pH de l'eau augmente. Une diminution du pH favorise la formation de carbonates de métaux alors qu'une augmentation du pH et du Eh favorisent l'oxydation et l'adsorption des métaux.

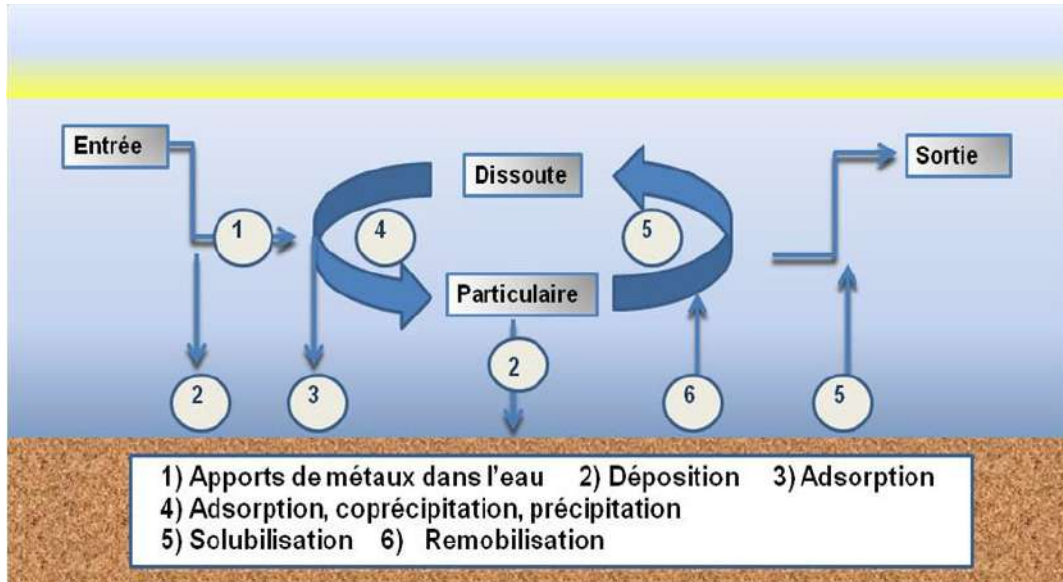


Figure 4 : Cycle naturel des métaux en milieu aquatique d'après Galvez-Cloutier, 2005

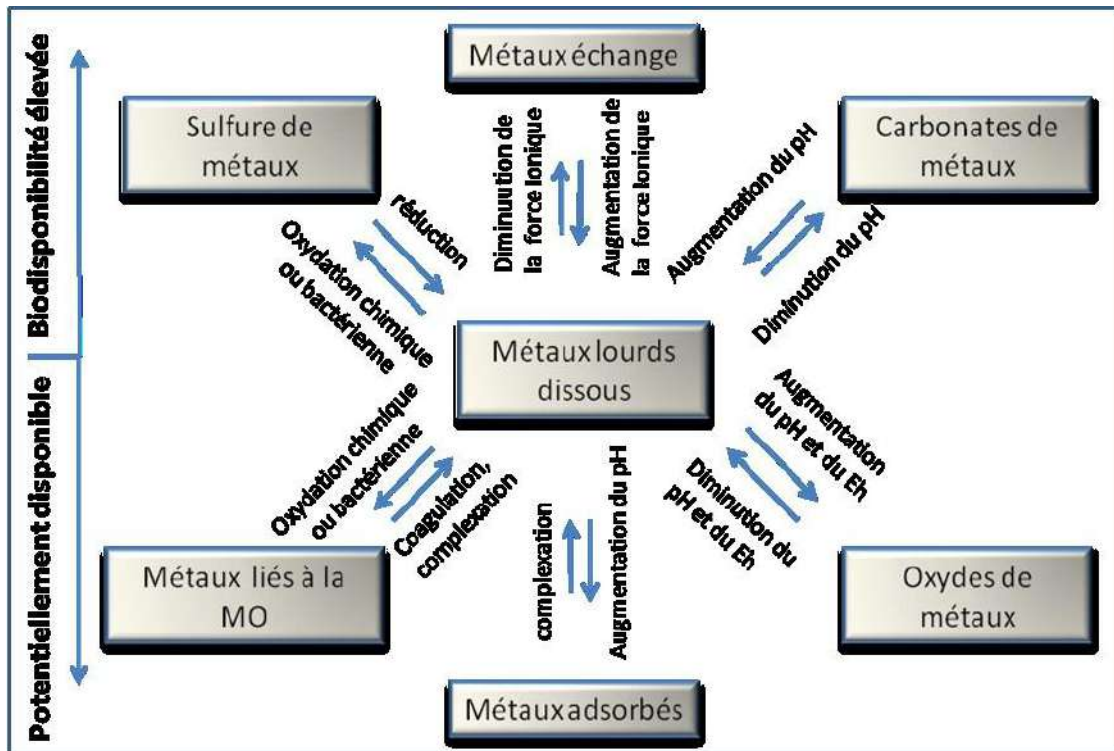


Figure 5 : Distribution géochimique particulière des métaux

L'oxydation chimique et bactérienne favorise la liaison à la matière organique et la production de sulfures de métaux tandis qu'une diminution de la force ionique favorise les échanges d'ions et de métaux. Les oxydes de métaux, les métaux adsorbés et ceux liés à la

matière organique sont potentiellement biodisponibles alors que les sulfures et carbonates de métaux et les métaux faiblement liés présentent une biodisponibilité élevée.

Ainsi, l'eutrophisation engendre des perturbations qui peuvent contribuer à augmenter la biodisponibilité des métaux pour les organismes en provoquant un transfert de la phase solide (sédiments et colloïdes) vers la phase liquide. Selon les concentrations en métaux biodisponibles, des effets toxiques peuvent être observés chez les organismes exposés.

2.1.4. Les cyanobactéries

L'eutrophisation est aussi à l'origine de la prolifération des cyanobactéries communément appelées algues bleu-vert, des microorganismes appartenant au groupe des *Cyanophyceae* qui possèdent une grande capacité d'adaptation. Les cyanobactéries contribuent à l'accentuation des symptômes d'eutrophisation, car elles provoquent une augmentation de la turbidité des eaux de surface et contribuent à la désoxygénation de l'hypolimnion (Cooke et al., 2005). Les floraisons ou blooms sont causés par certaines souches de cyanobactéries (Barica, 1978) qui, dans des conditions particulières, libèrent des toxines fortement nocives pour l'homme (allergènes, neurotoxines, hépatotoxines et dermatotoxine), la faune et la flore. Au-delà d'une certaine concentration et selon le type d'organismes, les cyanotoxines peuvent être létales (Carmichael, 1994, Rohrlack et al., 2001, Lürling and Van der Grinten, 2003, Svrcek and Smith, 2004, Mitrovic et al., 2005).

Depuis 2001, durant la saison estivale, des restrictions d'usage des eaux du lac Saint-Augustin sont prescrites en raison de blooms de cyanobactéries. D'après le suivi de la qualité des eaux du MDDEP, les principales cyanobactéries présentes dans le lac Saint-Augustin sont *Microcystis* sp., *Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* et *Oscillatoria* sp. Ces blooms peuvent être à l'origine d'effets toxiques sur le zooplancton pélagique et benthique. Prenons pour exemple la daphnie, un microcrustacé pélagique. Plusieurs études ont mis en évidence que la présence de *Microcystis* inhibe le broutage chez *Daphnia magna* ainsi que chez plusieurs autres espèces de daphnies : *D. pulex*, *D. pulicaria* et *D. galeata* (DeMott, 1999, De Figueiredo et al., 2004). *Microcystis* affecte la survie, la croissance et la reproduction de *Daphnia magna* (Gustafsson and Hansson, 2004). De plus, les cyanobactéries n'ont pas la même taille ni la même teneur nutritive que les algues

normalement consommées par les consommateurs primaires (rotifères, copépodes, cladocères) ce qui peut compromettre leur survie (les cyanobactéries étant non comestibles ou trop peu nutritives) au profit d'autres espèces (Lüring, 2003, Scholten, 2005). Chez *D. magna*, une capacité d'adaptation à la toxicité de *Microcystis* se traduit par une maturité sexuelle et une première ponte plus rapide pouvant entraîner une augmentation de la productivité de 40 % par rapport aux individus non exposés (Gustafsson et al., 2005). Les mêmes travaux ont permis de démontrer que cette réponse est un mécanisme de défense inductible durant la vie de l'individu et que cette adaptation peut être transférée à sa progéniture. Suite à une exposition chronique 21 jours à *Microcystis aeruginosa* et *Oscillatoria* sp., Naji et collaborateurs (2005) ont observé que l'effet toxique chez *Daphnia magna* augmente en fonction de la concentration de cyanobactéries et que les jeunes sont plus sensibles à *M. aeruginosa* que les individus âgés (Naji et al., 2005). Chez *Daphnia* sp., la reproduction est affectée par la présence de cyanotoxines (De Figueiredo et al., 2004). La mort, la paralysie et une réduction du taux de croissance de la population chez *Daphnia gessneri* ont été observées suite à l'exposition à *Anabaena* sp., *Cylindrospermopsis* sp. et *Microcystis* sp. (Ferrão-Filho et al., 2009), les auteurs rapportant la présence de microcystines et de saxitoxines dans l'eau. Enfin, l'exposition chronique de *Daphnia pulex* à *Microcystis aeruginosa* affecte sa survie (Hietala et al., 1997).

Ainsi, une prolifération excessive de cyanobactéries produisant des toxines est susceptible de causer un déséquilibre dans l'abondance et la diversité d'algues unicellulaires au profit des cyanobactéries entraînant l'apparition de bloom et de toxines dans l'eau. Cela risque de plus d'affecter le taux de broutage, la survie, la croissance ou la reproduction du zooplancton pélagique et benthique qui s'alimente d'algues. Enfin, cette situation pourrait provoquer une diminution de la biodiversité algale et benthique et ultimement une perte substantielle de nourriture pour leurs prédateurs, principalement les poissons, mais aussi des insectes, des oiseaux, des petits mammifères, des grenouilles, etc.

2.1.5. Conséquences sociaux-économiques de l'eutrophisation

Les impacts de l'eutrophisation sont nombreux. En bouleversant la chaîne trophique et la biodiversité entière des lacs, ce phénomène affecte l'intégrité du milieu de même que l'ensemble de ses usages. D'abord, il perturbe la valeur esthétique du plan d'eau en faisant

passer l'eau d'un bleu transparent à un vert opaque et, à l'extrême, peut occasionner la production d'odeurs nauséabondes. En outre, la croissance accrue de plantes aquatiques et d'algues rend la baignade beaucoup moins attrayante. Par ailleurs, l'eutrophisation peut occasionner de sérieux risques pour la santé humaine et animale. Elle favorise la prolifération de certains microorganismes pouvant pénétrer dans les orifices (nez, bouche, oreille) ou la peau et occasionner des problèmes gastro-intestinaux, des infections des voies respiratoires, des yeux, de la gorge et de la peau. De plus, la prolifération de cyanobactéries peut être responsable de cas d'hépatites à *Microcystis aeruginosa* (syndrome de Caruaru), (Larrey, 2003, Jochimsen, 1998). Toutefois, les cyanobactéries et la dermatite du baigneur sont les principaux risques liés à ces eaux de mauvaise qualité. La dermatite du baigneur est causée par la larve d'un parasite répandu à travers le monde qui pénètre l'épiderme et provoque des infections cutanées (De Gentile et al., 1996). Cependant, son cycle vital nécessite la présence d'escargots aquatiques, de mollusques ou d'oiseaux et le contrôle de la population d'escargots est utilisé comme moyen préventif. Enfin, pour toutes ces raisons, l'eutrophisation compromet la valeur écologique, récréo-touristique, commerciale (pêche) et foncière du plan d'eau et des résidences avoisinantes.

Le MDDEP considère qu'il est « acceptable » d'intervenir avec des technologies lorsque celle-ci permettent de récupérer un usage à court terme tel qu'une prise d'eau, la baignade ou d'autres activités récréatives ou encore de réduire une charge interne élevée en phosphore; par exemple dans les sédiments faisant en sorte que le lac s'alimente de lui-même (Boudreau et al., 2008).

2.2. Description du site : le lac Saint-Augustin

Le présent projet a pour objet le lac Saint-Augustin, dernier lac naturel de la région métropolitaine de la ville de Québec qui est présentement dans un état d'eutrophisation avancé (Galvez-Cloutier et al., 2003, Bouchard-Valentine, 2004). Son vieillissement prématuré a pour cause directe l'intensification des activités anthropiques (EXXEP, 2003, Pienitz et al., 2006). Suite à l'interdiction de toute baignade dans le lac le 24 août 2001 en raison de la mauvaise qualité de l'eau et à l'initiative du conseil de bassin du Lac Saint-Augustin, la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures a lancé le projet « La grande

corvée du lac Saint-Augustin» dès l'automne de la même année, projet dont l'objectif était de mobiliser différents acteurs à la restauration du lac. Un plan d'action a été rédigé dans le but de restaurer ce plan d'eau (EXXEP, 2003). C'est donc dans ce contexte que les départements de Biologie et de Génie Civil de l'Université Laval à Québec ont été sollicités pour se pencher sur la question. Plusieurs études ont été entreprises : diagnose écologique (Bergeron et al., 2002), écologie des cyanobactéries (Bouchard-Valentine et al., 2002), portrait agroenvironnemental du bassin versant (Pilote, 2002), hydrologie du bassin versant, portrait de la contamination des sédiments (Corbeil et al., 2002, Brin, 2007), liens avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc (Galvez-Cloutier et al., 2005, Galvez-Cloutier et al., 2006b), études d'un système de traitement des eaux de ruissellement routier (Mortreau, 2011).

Les différentes études menées à ce jour ont conduit à la mise au point d'une méthode de réhabilitation qui consiste à confiner la pollution dans les sédiments du lac (Galvez-Cloutier et al., 2004). Cette technique de restauration est expliquée plus en détail plus loin dans ce document.

2.2.1. Caractéristiques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant

Situé environ à 15 km du centre-ville de Québec, entre l'autoroute Félix-Leclerc (40) et le fleuve Saint-Laurent, le lac Saint Augustin, d'une superficie de 0,6 km², a une longueur de 2,1 km, une largeur moyenne de 0,29 km, une profondeur moyenne de 3,6 m et un bassin versant de 7,5 km² (Galvez-Cloutier et al., 2003, Bouchard-Valentine, 2004). Ce lac se trouve dans des dépôts fluvioglaciers constitués de sable et de gravier. Alimenté en bonne partie par voie souterraine (Galvez-Cloutier et al., 2006a), il ne reçoit aucun cours d'eau provenant d'un autre bassin versant. Sa décharge se fait vers le Sud via un ruisseau qui est un affluent du fleuve Saint-Laurent. La source de la nappe phréatique qui alimente le lac est située au Nord-Est (Rochefort M., 2005). Le taux de renouvellement du lac est estimé à deux fois par année ce qui est relativement faible compte tenu de sa superficie, de son volume d'eau (2,2 x 10⁶ m³) et de sa faible profondeur.

Le lac Saint-Augustin occupe 8 % de son bassin versant, étendue de territoire sur lequel, l'eau de pluie qui tombe, ruisselle jusqu'au lac (Figure 6) (Bergeron et al., 2002). Composés principalement de terres boisées et de terres agricoles en 1937, les contours du lac comptaient 2000 résidences secondaires en 1956 et 2250 résidences principales en 1998 dont 375 maisons à moins de 200 m du lac (Brin, 2007). Aujourd'hui (Figure 4 et Figure 5), ce dernier est urbanisé à 57 %, 23 % sont occupés par des terres agricoles et seulement 20 % demeurent recouverts de forêts. De plus, une base d'hydravions située en bordure du lac est exploitée depuis une trentaine d'années et un camping ainsi que le camp de jour Keno, situé en bordure du lac, figurent aussi parmi les sources de contamination du lac. Ainsi, plusieurs contaminants sont transportés vers le lac par les eaux de ruissellement : coliformes fécaux, sels de voirie, ETM, engrais et éléments nutritifs, hydrocarbures pétroliers. Au cours des 35 dernières années, le lac Saint-Augustin a fait l'objet de nombreuses études qui ont permis, au fil des années, de collecter suffisamment de données pour pouvoir témoigner de son évolution. Les tableaux qui suivent dressent un profil de caractérisation des eaux souterraines du bassin versant et des tributaires (Tableau 3), de l'eau (Tableau 4) et des sédiments du lac Saint-Augustin (Tableau 6).

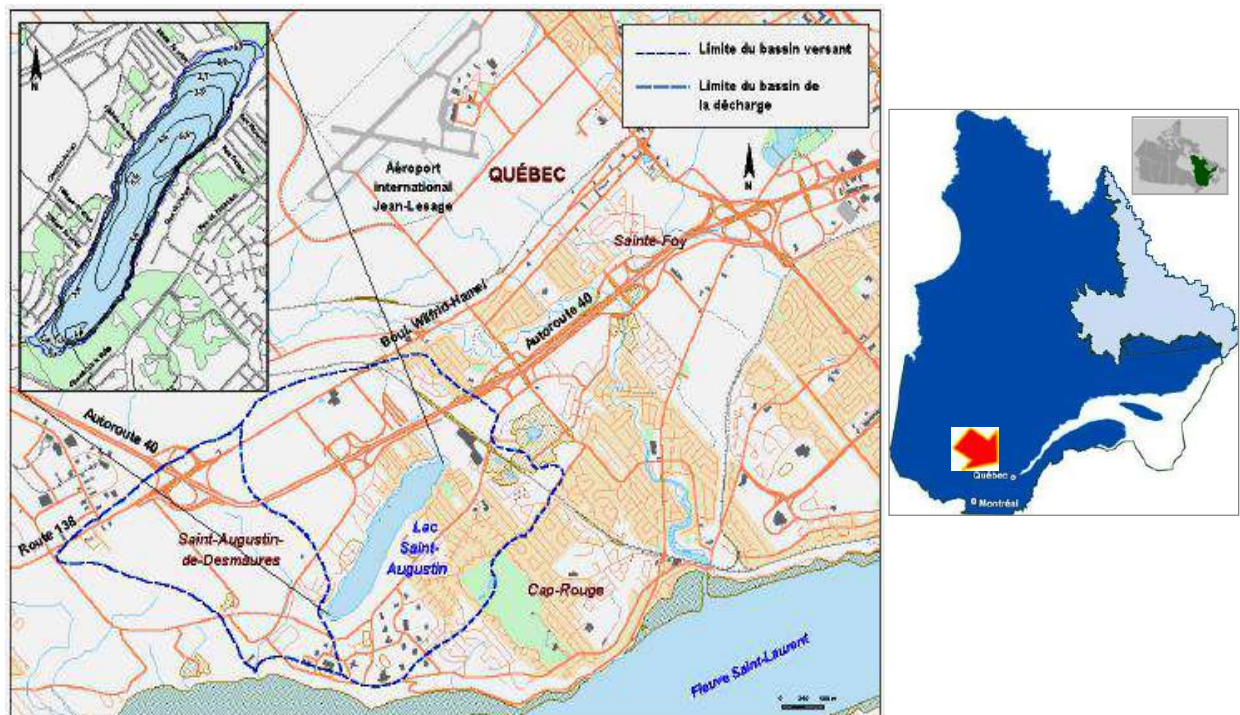


Figure 6 : Localisation du lac Saint-Augustin et étendue de son bassin versant (Bergeron et al., 2002)

Tableau 3: Concentrations mesurées dans les eaux souterraines et les tributaires du bassin versant du lac Saint-Augustin au cours des dernières années

	Paramètre	Critère eau souterraine pour fins de consommations (µg/L) ⁰	Critère eau souterraine : résurgence dans les eaux de surface (µg/L) ⁰	Valeur dans le lac Saint-Augustin	Unité	Source
Eau souterraine	pH			9,0-9,4	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
	P_{tot}	-	3000	40	µg/L	(Parent, 2007)
	P_{tot}			60	µg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
	Cl	250 000	860 000	>10 000	µg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
	Cd	5	2,1	<0,3 ¹	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
	Cu	1000	7,3	<0,3 ¹	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
	Pb	10	34	<0,5 ¹	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
	Zn	5000	67	<0,3 ¹	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Tributaires	Conductivité			684 à 1632	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)
	Conductivité			624 à 4383	µS/cm	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)
	pH			7,22 à 8,15		(Bergeron et al., 2002)
	pH			7,73 à 8,32		(Galvez-Cloutier et al., 2006b)
	Oxygène dissous			7,09 à 10,23	mg/L	(Bergeron et al., 2002)
	Oxygène dissous			7,54 à 9,05	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)
	Coliformes fécaux			de inf. à 2 à 14000	unités/100ml	(Bergeron et al., 2002)
	Turbidité			1,4 à 16	UTN	(Bergeron et al., 2002)
	MES			de inf. à 4 à 16	mg/L	(Bergeron et al., 2002)
	Nitrites/nitrates			0,01 à 2,40	mg/L	(Bergeron et al., 2002)
	Phosphore total			0,01 à 0,24	mg/L	(Bergeron et al., 2002)
	Calcium			67,7 à 157,6	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)
	Sulfate			24,7 à 76,6	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)
	Na			19,6 à 350,2	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)
Cl			jusqu'à 1000	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	

⁰ : (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2011); ¹ : valeurs inférieures au seuil de détection

Tableau 4 : Concentrations mesurées dans les eaux de surface du lac Saint-Augustin entre 1971 et 2006

Paramètre	Critère de qualité de l'eau de surface : protection de la vie aquatique ⁰	Valeur dans le lac Saint-Augustin	Unité	Source	Année
P_{tot}	Aucun critère	70 à 120 ²	µg/L	(Brin, 2007, Parent, 2007)	2001-2006
Transparence : Secchi		1,5	m	(Simoneau et al., 2004)	2003
		1,55	m	(Bouchard-Valentine, 2004)	2002-2003
Chlorophylle-a		jusqu'à 273	µg/L	(Bergeron et al., 2002)	2001
		jusqu'à 239	µg/L	(Bouchard-Valentine, 2004)	2002-2003
COD		5,7	mg/L	(Bouchard-Valentine, 2004)	2002-2003
Oxygène dissous		90 ²	%	Échantillonnage 2008	2008
pH	6,5 – 9	7,5 - 8,8 ²		(Bergeron et al., 2002)	1971-2001
Conductivité	Aucun critère	280	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)	1971
		330	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)	1976
		240	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)	1977
		550	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)	1993
		650	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)	2000
		700	µS/cm	(Bergeron et al., 2002)	2000
		850	µS/cm	(Galvez-Clouthier et al., 2005)	2001
		1385 ²	µS/cm	(Parent, 2007)	2005
		600	µS/cm	Échantillonnage 2008	2008
Ca	Aucun critère	30-35	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	1977
		45	mg/L	(Bergeron et al., 2002)	2000-2001
		58,4 ²	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	2006
Alcalinité : printeM/été/automne/hiver	Aucun critère	64/60/---/---	mg/L CaCO ₃	(Bergeron et al., 2002)	1967
		94/73/88/109	mg/L CaCO ₃	(Bergeron et al., 2002)	1977
		87/81/87/113	mg/L CaCO ₃	(Bergeron et al., 2002)	1978
		---/---/---/136	mg/L CaCO ₃	(Bergeron et al., 2002)	1988
Alcalinité	Aucun critère	130	mg/L CaCO ₃	(Bergeron et al., 2002)	2001
		64-130	mg/L CaCO ₃	(Brin, 2007)	2001
Dureté	Aucun critère	85-168	mg/L CaCO ₃	(Bergeron et al., 2002)	2000-2001

Paramètre	Critère de qualité de l'eau de surface : protection de la vie aquatique ⁰	Valeur dans le lac Saint-Augustin	Unité	Source	Année
Sodium	Aucun critère	32	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	1976
		81	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	2006
		892	mg/L	(Bergeron et al., 2002)	2000-2001
Chlorure	230	40	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	1940
		124-150	mg/L	(Bergeron et al., 2002)	2000-2001
		1372	mg/L	(Galvez-Cloutier et al., 2006b)	2006
Sulfates	Aucun critère	31	mg/L	(Bergeron et al., 2002)	2000-2001

⁰ : (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009), ¹ : valeurs inférieures au seuil de détection; ² : Valeurs utilisées pour déterminer les conditions expérimentales de l'étude

2.2.1.1. Le phosphore et les nutriments dans le lac

Le lac Saint-Augustin est aussi le milieu récepteur d'éléments nutritifs (N, P, K) provenant principalement des terres agricoles, des pelouses résidentielles et de fausses sceptiques défectueuses situées sur son bassin versant. De plus, les eaux souterraines, importante source d'alimentation du lac, ont une concentration en phosphore élevée : 40 µg/L P_{tot} (Parent, 2007). Des teneurs en P_{tot} variant entre 70 et 120 µg/L sont rapportées pour les eaux de surface (Dominguez, 2005); (Simoneau et al., 2004); (Parent, 2007) (Tableau 4) tandis que le critère de qualité des eaux du MDDEP pour le phosphore est de 20 µg/L de P (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009). Par ailleurs, la charge naturelle des sédiments en nutriments augmente en fin d'été en raison de la chute des feuilles des feuillus et de la sédimentation du phytoplancton, du zooplancton et des cyanobactéries. La caractérisation des sédiments a révélé qu'ils sont riches en phosphore (6,1 mg/kg; Tableau 6) (Dominguez, 2005). En outre, un relargage important du phosphore dans le lac par les sédiments se produit en raison de leur faible potentiel de rétention des anions (capacité d'échange anionique = 1,28 cmol[-]/kg ;(Brin, 2007)). Le phosphore issu du relargage par les sédiments s'additionne à celui déjà présent dans la colonne d'eau. Comme l'alimentation du lac est pour une grande partie souterraine, les sédiments constituent actuellement la principale source de phosphore. Ils sont donc une source importante à cibler pour contrer le phénomène de dégradation du lac.

2.2.1.2. Les sels de voirie

En raison de la présence du réseau routier dont notamment l'autoroute 40 construite en 1977, les sels de voirie constituent une source de contamination supplémentaire dans le lac Saint-Augustin (Galvez-Cloutier et al., 2006a). Le sel de voirie le plus abondamment épandu au Québec est le chlorure de sodium suivi du chlorure de calcium. Ces sels, très solubles, se dissolvent rapidement. Une fois dissous, les ions chlorures, très mobiles, sont transportés par ruissellement par les eaux de fontes et/ou les précipitations, directement dans les fossés puis dans les différents cours d'eaux et plans d'eau récepteurs (Environnement Canada and Santé Canada, 1999). Les ions chlorures sont très stables et aucun processus de dégradation naturelle (physique, chimique ou biologique) ne permet

d'en réduire significativement l'apport à l'environnement (Environnement Canada and Santé Canada, 1999). En outre, certains sels de voiries utilisés comme antiagglomérant contiennent du ferrocyanure $\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$. Ce dernier composé est une source de cyanure (CN^-) pour le milieu et constitue une nouvelle préoccupation (Environnement Canada and Santé Canada, 1999) ce qui donnera possiblement lieux à de nouvelles études sur la caractérisation des sédiments.

En raison de l'apport en sels de voirie, la conductivité des eaux du lac, qui est une indication de sa teneur en solides totaux dissous, augmente progressivement (Tableau 4) et présente aujourd'hui des caractéristiques s'apparentant à celles des eaux saumâtres dans certaines zones du lac. La conductivité des eaux de surface est passée de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2000 (Bergeron et al., 2002) à 1385 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2005 (Parent, 2007). Une diminution importante de la conductivité a été observée en 2008, possiblement en raison des fortes précipitations de l'hiver 2007-2008 et de l'été 2008, mais on peut supposer que la conductivité va continuer à augmenter avec le temps. La Figure 7 illustre, à partir des données présentées dans le Tableau 4, l'évolution de la conductivité du lac au cours des 35 dernières années.

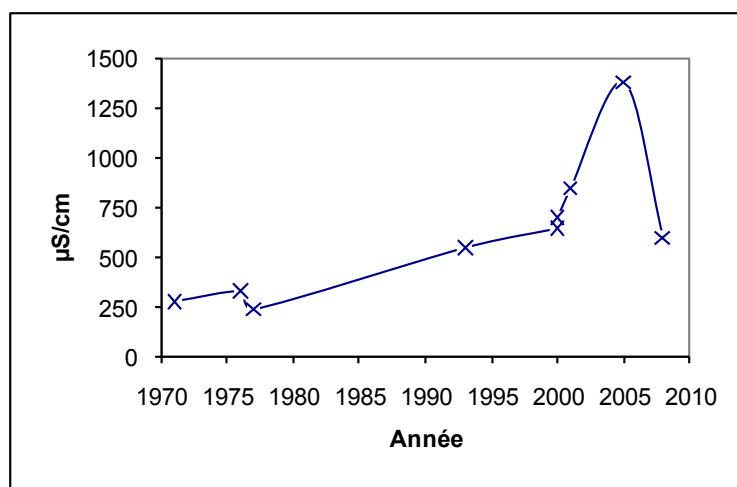


Figure 7 : Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) mesurée dans les eaux de surface du lac Saint-Augustin au cours des 35 dernières années.

En 2002, la concentration moyenne en ions chlorure était de 150 mg/L (Galvez-Cloutier et al., 2003). De plus, une étude paléolimnologique sur la composition des algues et diatomées présentes dans les sédiments du lac Saint-Augustin révèle la présence de certaines espèces

d'algues d'eau saumâtre ou marine dont l'abondance augmente depuis la seconde moitié du 20^e siècle : *Cyclotella meneghiana*, *Epithemia sorex* et *Actinocyclus normanii* (Pienitz et al., 2006).

2.2.1.3. La contamination des sédiments

Les sédiments remplissent un important rôle écologique. Ils sont l'habitat de nombreux invertébrés et macroinvertébrés situés à la base de la chaîne alimentaire lacustre. Toutefois, les sédiments accumulent les ETM et autres contaminants organiques qui pénètrent alors dans la chaîne trophique par les organismes benthiques (vivants dans les sédiments) et épibenthiques (vivants à l'interface eau/sédiment) (Wetzel, 1975). Ils sont ensuite bioaccumulés dans les organismes et bioamplifiés à travers la chaîne trophique; phénomènes qui entraînent la manifestation de leur toxicité (Suter II, 1993). De plus, lorsque les conditions physico-chimiques (pH, dureté, ligands organiques, etc.) sont favorables, les ETM et autres contaminants organiques peuvent être relargués dans la colonne d'eau où ils deviennent biodisponibles pour les organismes de la colonne d'eau.

La granulométrie des sédiments (la taille et la composition des particules : sable, argile, roche, etc.) influence leur perméabilité de même que le comportement des contaminants. Plus les particules sont fines, moins les sédiments sont perméables. Les sédiments du lac Saint-Augustin présentent une granulométrie étalée de type limon sableux et sont plus sableux le long de l'autoroute 40. Ils sont en moyenne composés de sable (49,1 %) et de silt (41,8 %) parsemés de quelques fragments (7 %) auxquels se mélange un faible pourcentage d'argile (2,6 %). La granulométrie des sédiments du lac Saint-Augustin est présentée dans le Tableau 5. La localisation des transects et des sites d'échantillonnage effectués au printemps et à l'été 2001 sont présentés à la l'Annexe I A.

L'analyse cristalline a révélé que les sédiments sont composés de quartz, de feldspaths (albite), de micas (biotite), de calcite, de carbonate, de quelques argiles (illite et chlorite), de sulfates de zinc (sphalérite), de pyrite (FeS₂) et de fer (Brin and Dominguez, 2002).

Tableau 5 : Granulométrie des sédiments du lac Saint-Augustin (Galvez-Cloutier et al., 2003)

Taille des particules des sédiments du lac Saint-Augustin				
Sites	% sable	% argile	% silt	% fragment
A	50	5	40	5
B	30	1	60	9
C	40	5	53	2
D	45	2	53	1
E	45	0	25	30
F	42	5	53	1
G	92	0	8	1

De nombreux contaminants sont présents dans les sédiments du lac (Galvez-Cloutier et al., 2003) à des concentrations potentiellement toxiques (Environnement Canada and Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007): cadmium, arsenic, cuivre, chrome, plomb, zinc (Tableau 6). Le haut potentiel de rétention des cations métalliques s'explique par la présence de sédiments limoneux qui se caractérisent par une capacité d'échange cationique élevée (20,39 cmol[+]/kg) aux pH rencontrés dans le lac (pH = 7,4) (Brin, 2007). Enfin, depuis les 50 dernières années, les 15 centimètres supérieurs des sédiments du lac Saint-Augustin présentent de fortes concentrations d'algues associées à des groupes représentatifs de milieux eutrophes voir hypereutrophes : *Ulocoseira ambigua*, *Stephanodiscus hantzschii*, *asterionella formosa* et *Fragilaria crotonensis* (Roberge, 2001, Roberge et al., 2002, Pienitz et al., 2006).

Tableau 6 : Concentrations dans les sédiments du lac Saint-Augustin.

Paramètre	CSE	CEO	Valeur dans les sédiments du lac Saint-Augustin *	Unité	Source
Teneur en eau			160	%	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Texture			limon sableux		(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Matière organique			11,2	%	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Limite de liquidité			38,8-58,8	%	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Indice de plasticité			4,5-13,1	%	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Couleur			grisâtre foncée		(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Densité relative des grains			2,56		(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Indice des vides			4,27		(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Porosité			81	%	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Perméabilité			0,0000004	cm/s	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
pH			7,4		(Triffault-Bouchet, 2007)
Chlorure			809,2	mg/kg	(Brin, 2007)
Cd	0,6	1,7	0,9	mg/kg	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Cd	0,6	1,7	2,3 ± 0,7	mg/kg	(Brin, 2007)
Cu	36	63	42/28	mg/kg	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Pb	35	52	40-100/40	mg/kg	(Brin, 2007)
Pb	35	52	18	mg/kg	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Zn	120	170	272 ± 85,3	mg/kg	(Brin, 2007)
Zn	120	170	150	mg/kg	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
Cr	37	57	25 ± 7,9	mg/kg	(Brin, 2007)
As	5,9	7,6	6	mg/kg	(Brin, 2007)
Ni	ND	47	15-55/35	mg/kg	(Brin, 2007)
Sulfates			1090	mg/kg	(Brin, 2007)
P _{tot}			1220	mg/kg	(Galvez-Cloutier et al., 2004)
CEC			20,39	cmol[+]/kg	(Brin, 2007)
CEA			1,28	cmol[-]/kg	(Brin, 2007)
Conductivité			796,63 ± 12,44	µS/cm	(Corbeil et al., 2002)
Alcalinité			118,14 ± 4,48	mg/L CaCO ₂	(Corbeil et al., 2002)

CEC : Capacité d'échange cationique; CEA : Capacité d'échange anionique; CSE : Concentration seuil produisant un effet (mg/kg); * : les valeurs en gris dépassent la CSE; CEO : Concentration d'effet occasionnel (mg/kg) (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009); ND : Non défini

2.2.1.4. Synthèse

Le lac Saint-Augustin est un petit lac urbain peu profond dont la qualité de l'eau se détériore rapidement. Les eaux du lac ont tendance à devenir saumâtres en raison de l'apport en sel de voirie et les concentrations de phosphore dans l'eau ont atteint le niveau hypereutrophe. Les sédiments sont contaminés par des métaux, dont le cadmium, l'arsenic, le cuivre, le chrome, le plomb et le zinc qui dépassent tous la concentration seuil produisant un effet. L'eutrophisation peut provoquer des perturbations physico-chimiques qui sont susceptibles de modifier la biodisponibilité des métaux. De plus, elle occasionne la prolifération de cyanobactéries qui peuvent représenter un danger pour la santé animale et humaine. Depuis 2001, on assiste au lac Saint-Augustin à des blooms de cyanobactéries qui occasionnent des restrictions d'usage. Il est par conséquent envisageable d'entreprendre des mesures afin de limiter la détérioration de la qualité des eaux du lac et, si possible, permettre au lac de retrouver un niveau de « santé » acceptable.

2.3. Méthode de traitement proposée pour le lac Saint-Augustin

Les méthodes ou techniques pouvant être employées pour remédier aux problèmes d'eutrophisation dans les lacs sont nombreuses et diversifiées. Face aux différents problèmes auxquels font face les lacs, deux types d'interventions sont possibles. La première, préventive, vise à couper les sources et limiter les apports de nutriments. La seconde, curative, vise plutôt la restauration. Dans le cas du lac Saint-Augustin, la seconde s'avère nécessaire. Comme la dynamique hydrique et biologique de chaque lac (et/ou portion de lac dans le cas de grands lacs) est singulière, le choix de la technique doit être effectué en fonction du lieu et de sa problématique particulière. Dans le cas du lac Saint-Augustin, les concentrations de phosphore dans la colonne d'eau et dans les sédiments s'avèrent être problématiques. En 2005, le consortium Del Degan Massé, Pro-Faune a réalisé une étude pour le compte de la Ville de Québec afin d'identifier des outils de gestion (méthodes ou techniques) *in situ* du phosphore provenant des sédiments du lac Saint-Augustin (Plante et al., 2008). Dix outils possibles ont été analysés :

- Inactivation du phosphore par floculation avec de l'alun;
- Pompage des sédiments;

- Circulation artificielle de l'eau du lac;
- Dilution de l'eau du lac;
- Oxydation des sédiments;
- Pompage de l'eau de l'hypolimnion;
- Recouvrement de la surface des sédiments;
- Aération de l'hypolimnion;
- Dragage des sédiments;
- Abaissement du niveau d'eau.

La circulation artificielle de l'eau du lac a été écartée suite à un avis défavorable du MDDEP concernant l'utilisation de cet outil impliquant la présence d'une série d'éoliennes jugées incompatibles avec les usages de ce plan d'eau peu profond (Plante et al., 2008). Aucun détail supplémentaire n'est fourni dans ce rapport concernant la problématique ci-mentionnée. Par ailleurs, faute de connaissances suffisantes sur les processus géochimiques du phosphore dans les sédiments et dans le lac ainsi que sur son effet à long terme, l'oxydation des sédiments a été écartée. Comme le lac Saint-Augustin est non stratifié, le pompage et l'aération de l'eau de l'hypolimnion ne sont pas applicables.

Finalement, les solutions retenues dans le rapport de Del Degan Massé, Pro-Faune étaient 1) la précipitation du phosphore; 2) le recouvrement actif (capping) et 3) la précipitation du phosphore et le pompage des sédiments (Plante et al., 2008). Les présents travaux concernent strictement les deux premières solutions, précipitation du phosphore et recouvrement actif, et s'inscrivent dans le volet restauration d'un projet global qui prend en charge les aspects « limitation des sources de contamination » et « intervention » dans le lac Saint-Augustin et qui vise aussi à développer une technique de restauration de lacs applicable à d'autres lacs en prise avec un problème similaire.

2.3.1.Principe de la technique de restauration étudiée

Dans le lac Saint-Augustin, le phosphore présent dans l'eau se trouve en partie dissous sous forme de divers orthophosphates et en partie adsorbé aux colloïdes, de fines particules d'argile qui restent en suspension dans l'eau en raison de leur charge négative. Rappelons

ici que la charge en phosphore dans les sédiments est très importante et qu'une partie est facilement mobilisable.

La méthode de restauration proposée pour le site à l'étude par R. Galvez et son équipe est présentée dans la Figure 8.

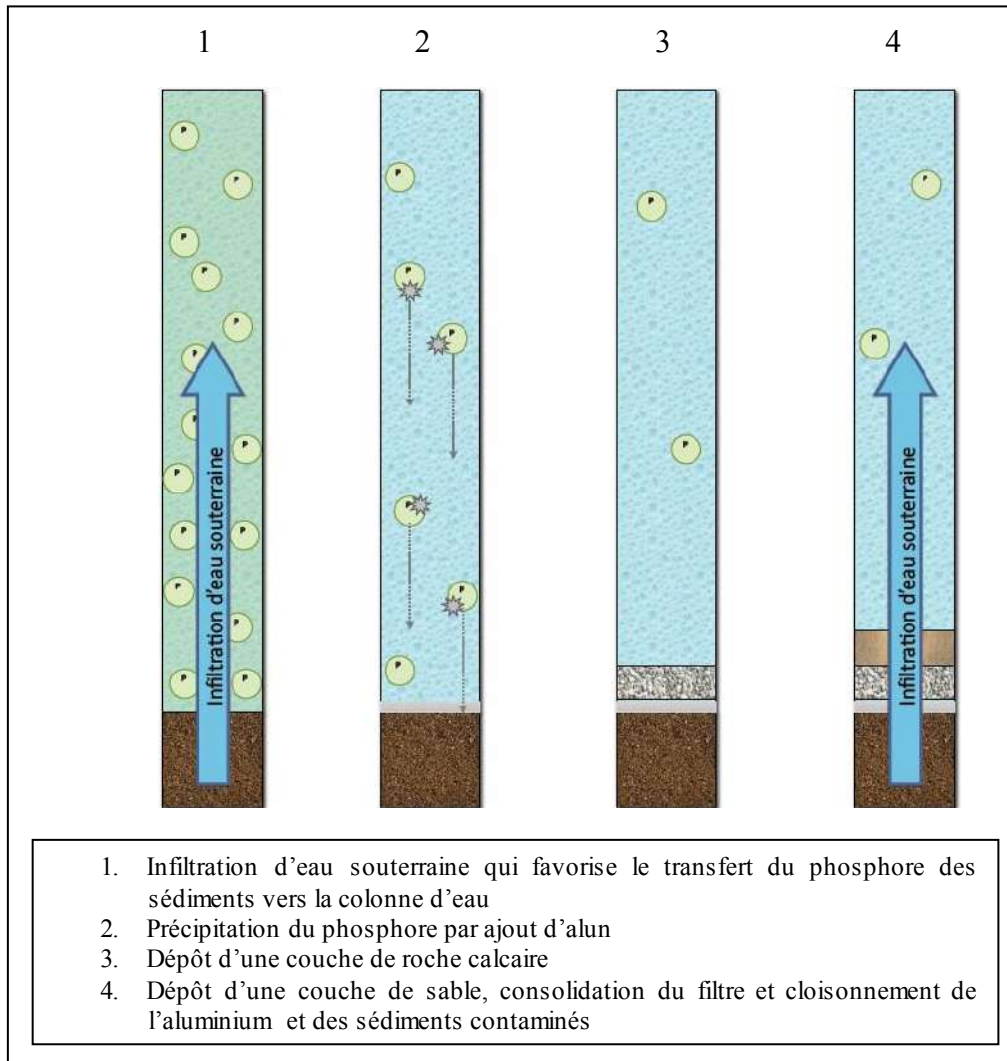


Figure 8 : Méthode de restauration proposée par Galvez et coll. pour le lac Saint-Augustin.

La méthode proposée consiste à : 1) appliquer de l'alun ou sulfate d'aluminium, un sel d'aluminium utilisé pour le traitement des eaux potables et usées (déphosphatation), afin d'abaisser la concentration en phosphore de la colonne d'eau par coagulation et floculation puis sédimentation, 2) recouvrir avec de la roche calcaire, une roche calcaire, le floc formé et sédimenté et 3) recouvrir avec du sable le tout afin de stabiliser l'ensemble et créer un

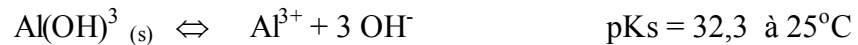
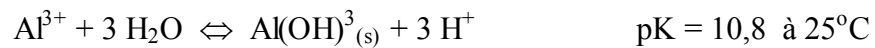
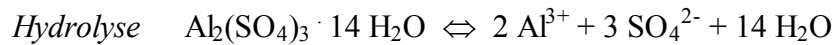
environnement plus favorable à la recolonisation du milieu par les organismes benthiques. Suite à cette intervention, le phosphore contenu dans la colonne d'eau diminuera pour se retrouver cloisonné sous le recouvrement actif. De ce fait, une baisse du phosphore biodisponible de même qu'un blocage des apports souterrains devraient se produire. Par conséquent, une diminution de l'état d'eutrophisation et, ultimement, des blooms algaux est attendue. Enfin, les sédiments seront cloisonnés sous la couche de recouvrement ce qui empêchera l'exposition des organismes aux contaminants présents.

Rares sont les projets qui combinent ces deux techniques (déphosphatation et recouvrement actif) ce qui en fait une solution innovante. L'avantage que présente une telle combinaison est d'améliorer l'efficacité de la couche de recouvrement et de cloisonner les contaminants présents dans les sédiments. L'efficacité de cette technique a été mise en évidence pour les ETM et le phosphore lors de récentes études menées par le groupe de Galvez (Galvez-Cloutier et al., 2004, Parent, 2007).

2.3.2. Alun

Les cations métalliques sont principalement utilisés comme agent coagulant. L'enlèvement du phosphore est possible avec des cations de valence 3 tels que Fe^{3+} et Al^{3+} . L'action de l'aluminium est de fixer le phosphore résiduel et de le rendre inaccessible en le faisant précipiter (Sigg et al., 2000). L'enlèvement du phosphore de l'eau par coagulation et floculation avec de l'alun, ou sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), est surtout appliqué dans le traitement des eaux usées domestiques. Toutefois, cette méthode commence à être utilisée en restauration de lac (Cooke et al., 2005).

L'ajout d'alun dans l'eau provoque d'abord l'hydrolyse du sel d'aluminium en hydroxyle d'aluminium ou $\text{Al}(\text{OH})_3$, molécule caractérisée par des propriétés de coagulation et de sorption du phosphore importantes, nécessaire à la floculation. La formation de l'hydroxyle d'aluminium permet ainsi l'enlèvement du phosphore particulaire (adsorbé aux colloïdes) par floculation et sédimentation. Cette réaction acidifie le milieu en libérant des ions H^+ .



Parallèlement, l'ajout d'alun dans l'eau provoque aussi la précipitation du phosphore dissous présent dans l'eau sous forme de divers orthophosphates :



L'ion Al^{3+} adsorbe non seulement le phosphore soluble, mais aussi les composés azotés tels que l'azote organique, les nitrites et les nitrates (Morel, 1993). De plus, le rôle de l'ion Al^{3+} est double et la formation d' $\text{AlPO}_4(\text{s})$, nécessaire à l'enlèvement du phosphore dissous, est en compétition avec la formation d' $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, indispensable pour enlever le phosphore particulaire. Pour qu' $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ et $\text{AlPO}_4(\text{s})$ précipitent tous les deux, le ratio Al/P doit être supérieur à 2.

L'optimum de l'enlèvement du phosphore dissous seul se situe à des pH situés entre 5 et 6 (Snoeyink, 1980) tel que présenté sur la Figure 9, sur laquelle l'expression en ordonnée des espèces ioniques sous forme « - Log (C) » (où C est la concentration d' $\text{AlPO}_4(\text{s})$ ou d' $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$) permet d'obtenir des valeurs entières positives. Si pour un pH donné, on se situe en dehors de la zone de formation du précipité, c'est que la concentration de l'espèce ionique considérée (ex. : Al^{3+} ou PO_4^{3-}) est inférieure à la valeur d'équilibre selon la constante de solubilité correspondante (pKs). Inversement, si on se situe à l'intérieur de la zone de formation du précipité, c'est que la concentration de l'espèce ionique considérée est supérieure à la valeur d'équilibre; il y aura donc précipitation jusqu'à ce que la concentration atteigne la valeur sur la droite d'équilibre. À pH compris entre 5 et 6, il n'y a pas précipitation d' $\text{Al}(\text{OH})_3$ et donc pas d'enlèvement du phosphore particulaire. Pour un optimum d'enlèvement du phosphore particulaire, il faut plutôt se placer dans la zone du $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, soit entre les pH 6 et 10. Toutefois, la compétition entre les 2 réactions fait en sorte que la solubilité du PO_4^{3-} est contrôlée par $\text{Al}(\text{OH})_3$ et que la courbe d'équilibre de PO_4^{3-} remonte à partir de pH $\approx 6,5$. Ainsi, la déphosphatation par l'alun exige un contrôle

très strict du pH, soit aux alentours de 6,8 - 7,0 (Snoeyink, 1980), pH proche de celui rencontré au lac Saint-Augustin (7,5-8,8).

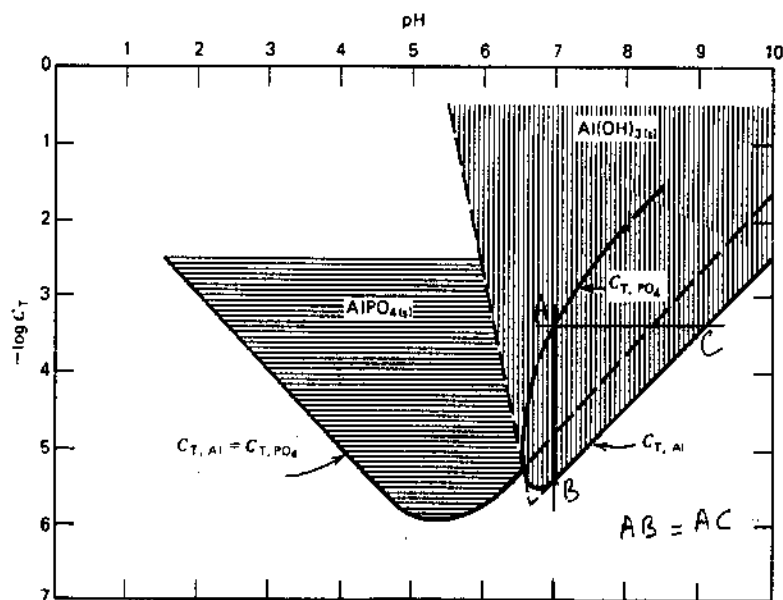


Figure 9 : Déphosphatation à l'alun en fonction du pH (Snoeyink, 1980)

Par ailleurs, l'alun a un effet acidificateur ce qui a aussi une incidence sur les ions carbonates et l'alcalinité naturelle de l'eau. Suite à l'application d'alun, CO_3^{2-} diminue, HCO_3^- augmente, H^+ augmente et l'alcalinité diminue. Pour cette raison, l'application d'alun est souvent accompagnée par l'ajout de chaux ou de carbonate de calcium pour maintenir un pH stable.

2.3.2.1. Devenir de l'aluminium dans l'eau

Comme l'aluminium est soluble, il voyage avec l'eau. Dans les lacs, le temps de séjour de l'eau est beaucoup plus grand que dans les rivières. Les lacs constituent des bassins de rétention dans lesquels l'aluminium rencontre des conditions différentes de celles qu'on retrouve dans les rivières et plus propices à son accumulation. Selon les conditions, il peut se complexer ou se décomplexer. La Figure 10 présente le cycle biogéochimique de l'Aluminium.

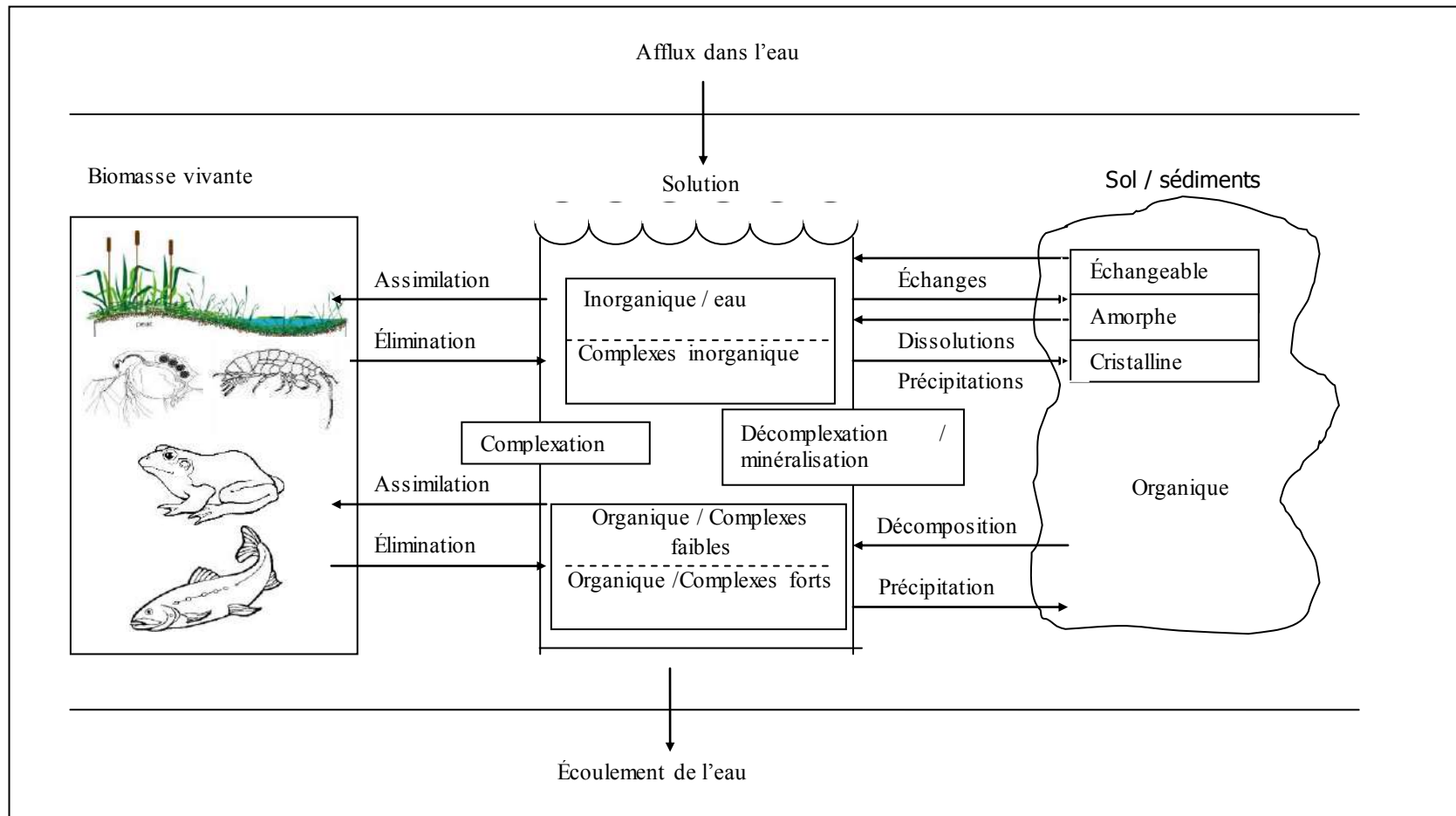


Figure 10: Représentation schématique du cycle biogéochimique de l'Aluminium (Driscoll and Postek, 1996)

En milieu naturel, l'aluminium entre dans l'eau sous forme dissoute ou solide. S'il est solide, comme dans le cas de l'application d'alun, il peut alors se dissoudre. Une fois dissous ou s'il est sous forme de particule très fine, il peut se lier à la matière organique (OH^- , F^- , SO_4^{2-}), se complexer et/ou être assimilé et éliminé par les organismes aquatiques (macrophytes, algues, microorganismes, invertébrés, poissons, etc.) et exercer des effets toxiques notamment suite aux changements de pH dans ou sur les organismes (ex : parois cellulaires, racines, tractus, muqueuses, branchies). L'aluminium peut précipiter et/ou se lier aux sédiments par minéralisation puis être libéré des sédiments suite à la décomposition, à la dissolution ou encore à d'autres types d'échanges. Enfin, l'aluminium dans le sol ou dans les sédiments peut se trouver sous forme cristalline, amorphe ou échangeable (Figure 10).

Dans l'eau, on peut retrouver l'aluminium sous les formes suivantes :

espèces inorganiques Al hydroxyles (Al^{3+} , AlOH^{2+} , Al(OH)_2^+ , Al(OH)_3^0 –gibbsite– et Al(OH)_4^- , dont les proportions varient en fonction du pH (

- Figure 11). Ces formes sont susceptibles de se lier au phosphore et c'est ce processus qui est exploité dans le traitement des lacs avec l'alun;
- complexes organiques avec les ions fluorures F^- et sulfates SO_4^{2-} , dont la formation dépend du pH, de la concentration de ligands organiques, de la force ionique et de la température de l'eau;
- complexes faibles et forts avec la matière organique tels que les acides fulviques et humiques qui tendent à maintenir l'aluminium en solution et qui en diminue la toxicité pour les organismes aquatiques;
- fraction échangeable avec le sol, les sédiments et des matériaux de précipitation organique.

L'aluminium peut s'avérer toxique si le pH s'éloigne de l'intervalle moyen des eaux douces naturelles (soit un pH de 6 à 8) du fait de la présence des ions Al^{3+} . Toutefois, l'aluminium est relativement insoluble à des pH compris entre 5,5 et 8 : à ce pH, il y a formation de gibbsite (insoluble) ce qui le rend faiblement biodisponible et relativement peu toxique (

Figure 11). De ce fait, l'aluminium est moins retenu dans les lacs acides que dans les lacs neutres où il a tendance à précipiter (Gensemer and Playle, 1999). Sa solubilité et sa toxicité augmentent à des températures plus faibles, en présence de complexes-ligands et en

conditions plus acides ou plus alcalines ($5 < \text{pH} < 9$) (Driscoll and Postek, 1996). Les concentrations d'Al organique et inorganique sont généralement plus élevées à pH faible et la liaison de l'Al à la matière organique dépend de la concentration de matière organique dissoute (MOD). La MOD est le principal agent de complexation de l'Al, elle augmente sa solubilité, mais fait diminuer sa toxicité (Gensemer and Playle, 1999). Ainsi, la liaison de l'aluminium aux ions fluorures ou à la matière organique dissoute (MOD) réduit la fraction d'Al inorganique disponible pour interagir avec les membranes biologiques (Figure 10).

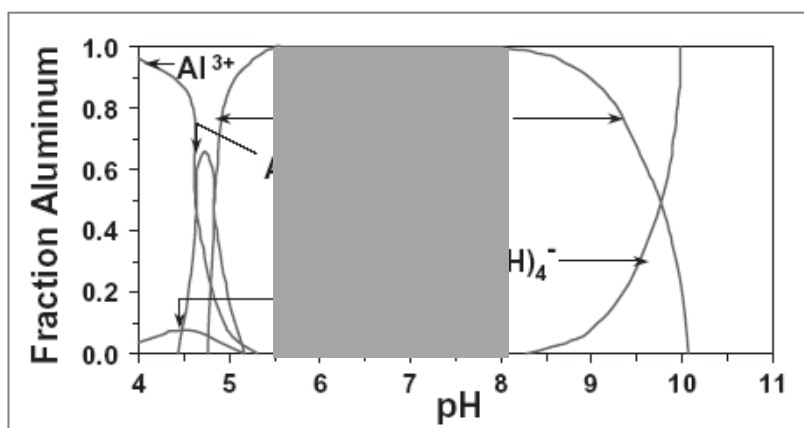


Figure 11 : Spéciation de l'aluminium en milieu aquatique en fonction du pH (Cooke et al., 2005)

Note : par souci de simplicité, les états d'hydratation de l'eau ont été omis

2.3.2.2. Toxicité de l'aluminium pour les algues d'eau douce

La plupart des travaux sur la toxicité de l'aluminium qui portent sur les algues planctoniques et benthiques sont récents et ont été effectués à des pH acides dans le cadre d'étude d'impacts de l'acidification des milieux aquatiques responsables d'une augmentation de la solubilité de l'aluminium et de sa transformation en formes toxiques. Dans l'ensemble, la plupart des études effectuées sur les algues décrivent la toxicité de l'aluminium par les concentrations totales, indépendamment de l'espèce chimique en jeu, sans suivi des concentrations monomériques d'aluminium dissous ou l' Al^{3+} . Il existe cependant des évidences que Al^{3+} ou d'Al monomérique est un meilleur indicateur de la toxicité algale de l'aluminium, car Al^{3+} est complexé par la matière organique dissoute et par les autres anions dissous (ex : F^- , SO_4^{2-}). Une fois complexé, sa biodisponibilité et sa toxicité sont réduites (Gensemer and Playle, 1999). Les études réalisées à ce jour ont

recours à des méthodes très différentes, sans contrôle du pH, portant sur un seul organisme, ce qui réduit les possibilités de comparaison et les conclusions possibles sur l'étude des différences de sensibilités entre les différents groupes taxonomiques d'algues. Outre la toxicité directe de l'aluminium, les traitements d'alun dans les lacs plutôt neutres comportent également le risque de produire à long terme une trop grande réduction des ressources en phosphore en raison de la fixation du phosphore à l'aluminium et la précipitation du complexe au point de limiter la croissance algale («l'hypothèse de l'oligotrophisation»), spécialement dans les lacs alcalins et bien stratifiés. Par ailleurs, il existe peu d'évidences qui illustrent les effets indirects de l'aluminium sur la limitation des algues en phosphore dans les lacs acides. Enfin, l'aluminium semble réduire l'absorption de phosphore, peut-être par l'inhibition de l'enzyme phosphatase acide (Sparling and Lowe, 1996). L'effet de l'aluminium sur la dynamique des nutriments n'est pas très bien compris pas plus que ses effets sur la croissance. Les tableaux 8 et 9 présentent des données de toxicité pour des pH compris entre 4,3 et 8,5, pour la cyanobactérie *Anabaena cylindrica* (Tableau 7) et plusieurs algues d'eau douce (Tableau 8).

L'exposition des algues à l'aluminium ou à d'autres métaux se fait par leur adsorption sur la surface des cellules. Cette adsorption est un phénomène rapide suivi par un lent transfert actif vers le cytoplasme de la cellule qui peut conduire ou non à des effets sur la physiologie de la cellule algale (Taylor, 1988). Les études disponibles tendent à démontrer que l'aluminium peut avoir des effets sur la morphologie cellulaire, la structure de la communauté, le pH, la complexation des anions et du carbone organique, de même que sur les nutriments essentiels tels le phosphore et le silicium (Burrows, 1977, Gensemer and Playle, 1999, Gotomski, 1990). Le taux de croissance semble être un paramètre plus sensible que l'efficacité photosynthétique à pH neutre [(Marsh, 1999) cité dans (Gensemer and Playle, 1999)].

L'activité biologique des algues peut être réduite d'approximativement 50 % à des concentrations allant de 100 à quelques milliers de $\mu\text{g/L}$ d'aluminium total, excepté chez les algues acidophiles extrêmes (Gensemer and Playle, 1999). Pour ces espèces, la plus faible toxicité observée à des concentrations pourtant élevées peut s'expliquer par le fait que seulement une petite fraction du pool d'aluminium «total» est probablement

biodisponible, particulièrement à un pH de 6 pour lequel la solubilité de l'aluminium est plus faible (

Figure 11). Les données toxicologiques compilées par l'USEPA (revue de littérature dans (Gotomski, 1990)) démontrent que l'aluminium total est toxique pour les algues d'eau douce à des concentrations allant de 460 µg/L (50 % de réduction de la biomasse chez *Selenastrum capricornutum*) à 6480 µg/L (algicide efficace contre *Cyclotella managhiniana*). L'efficacité photosynthétique de *Selenastrum capricornutum* (détecté par induction de la fluorescence de la chlorophylle) à un pH de 7,1 a été moins inhibée par l'aluminium que le taux de croissance de sa population (Marsh, 1999).

Tableau 7 : Effets physiologiques adverses de l'Al_{tot} chez la cyanobactérie *Anabaena cylindrica*.

Al _{total} (µg/L)	pH	Réponse biologique	Milieu expérimental	Référence
999	6	50 % de réduction de l'activité de la nitrogénase	milieu organique avec 2.3 µM d'EDTA	(Pettersson et al., 1985)
4680	6	50 % de réduction de la biomasse après 120 h		
5130	6	86 % de réduction de fixation de CO ₂		

Des expériences sur les algues planctoniques et benthiques (Nicholls, 1992) de même que les inférences paléolimnologiques (Dixit et al., 1993, Genter and Amyot, 1994) supposent l'importance de l'aluminium et du pH dans le contrôle de la structure des communautés. L'inférence paléolimnologique compare la diversité des diatomées dans les sédiments en fonction de la profondeur et d'autres paramètres tels le pH, l'oxygène, la température. À pH 5,5 (Hörnström et al., 1995) concluent que les diatomées sont plus sensibles à l'aluminium que les chrysophytes et quelques *Chlorophyceae*. Il est toutefois difficile de distinguer les effets de l'acidification et ceux de l'aluminium.

Tableau 8 : Données écotoxicologiques de l'Al_{tot} chez les algues d'eau douce

Espèce	Substance	pH	Critère d'effet	Valeur Al _{tot} (mg/L)	Référence
Diatomées			LOEC (21 j)	0,05	(Pillsbury, 1990)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>			CI ₅₀ (4 j)	0,008	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6	CI ₅₀ (4 j)	0,0019	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		4,8	CI ₅₀ (4 j)	0,270	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		4,8	CE ₅₀	0,033	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		5,1	CE ₅₀	0,025	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		5,4	CE ₅₀	0,015	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		5,6	CE ₅₀	0,007	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6,1	CE ₅₀	<0,005	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6,5	CE ₅₀	0,007	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6,8	CE ₅₀	0,022	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6,9	CE ₅₀	0,045	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		7,1	CE ₅₀	0,085	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		4,3	CE ₃₀	0,8	(Helliwell et al., 1983)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		4,6	CE ₃₀	0,66	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		4,8	CE ₃₀	0,41	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		5	CE ₃₀	0,09	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		5,2	CE ₃₀	0,063	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		5,5	CE ₃₀	0,053	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6	CE ₃₀	0,007	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6	CMEO	0,008	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		6	CI50-4j	0,0019	(Parent and Campbell, 1994)
<i>Chlorella vulgaris</i>	AlCl ₃	4,5	CE ₅₀	4,05	(Rai, 1998)
<i>Chlorella vulgaris</i>	AlCl ₃	6	CE ₅₀	5,94	(Rai, 1998)
<i>Chlorella vulgaris</i>	AlCl ₃	6,8	CE ₅₀	108	(Rai, 1998)
<i>Chlorella vulgaris</i>	AlF ₃	4,5	CE ₅₀	2,7	(Rai, 1998)
<i>Chlorella vulgaris</i>	AlF ₃	6	CE ₅₀	4,86	(Rai, 1998)
<i>Chlorella vulgaris</i>	AlF ₃	6,8	CE ₅₀	40,5	(Rai, 1998)
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		5	CE ₅₀	1,11	(Claesson and Törnqvist, 1988)
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		5,5	CE ₅₀	1,0	(Gensemer and Playle, 1999)
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		6	CE ₅₀	0,55	(Claesson and Törnqvist, 1988)
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		5,6	CE ₅₀	0,007	(Helliwell et al., 1983)
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		4,8	CE ₅₀	1,0	(Hörnström et al., 1995)

Esèce	Substance	pH	Critère d'effet	Valeur Al _{tot} (mg/L)	Référence
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		7,5	CE ₅₀	0,4	(Hörnström et al., 1995)
<i>Monoraphidium dibowskii</i>		8,5	CE ₅₀	2,0	(Hörnström et al., 1995)
<i>Monoraphidium griffithi</i>		4,8	CE ₅₀	0,4	(Hörnström et al., 1995)
<i>Monoraphidium griffithi</i>		6,8	CE ₅₀	0,3	(Hörnström et al., 1995)
<i>Monoraphidium griffithi</i>		8,5	CE ₁₀	0,2	(Hörnström et al., 1995)
<i>Cyclotella meneghiniano</i>	AlCl ₃	7,9	CE ₅₀ -8j	8,810	(Rao, 1982)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Na ₂ Al ₂ O ₄	7,0	CE ₅₀ -14j	0,990-1,320	(Peterson, 1974)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	AlCl ₃	7,6	CE ₅₀ -4j	0,570	(Call, 1984)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	AlCl ₃	8,2	CE ₅₀ -4j	0,460	(U. S. Environmental Protection Agency, 1988)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		7,1	CE ₅₀	0,9	(Marsh, 1999)
<i>Anabena cylindrica</i>		6	CE ₅₀ -120h	0,00468	(Pettersson et al., 1985)
<i>Nostoc linckia</i>	AlCl ₃	4,5	CE ₅₀	0,486	(Rai, 1996)
<i>Nostoc linckia</i>	AlCl ₃	6	CE ₅₀	1,08	(Rai, 1998)
<i>Nostoc linckia</i>	AlCl ₃	7,5	CE ₅₀	13,5	(Rai, 1998)
<i>Nostoc linckia</i>	AlF ₃	4,5	CE ₅₀	0,324	(Rai, 1998)
<i>Nostoc linckia</i>	AlF ₃	6	CE ₅₀	1,08	(Rai, 1998)
<i>Nostoc linckia</i>	AlF ₃	7,5	CE ₅₀	13,5	(Rai, 1998)
<i>Ankistrodesmusfalctus</i>			CE ₅₀ -96h	0,904	(Magdaleno, 1997)
<i>Ankistrodesmusfalctus</i> sp.			CSEO	0,350	(Magdaleno, 1997)
<i>Dunliaella parva</i>		5,5		1,62	(Gimmler et al., 1991)

Généralement, la toxicité de l'aluminium est plus forte à des pH suffisamment acides pour que l'aluminium soit soluble (pH 5 à 6), mais l'interprétation des résultats obtenus est limitée par un manque de mesures analytiques des monomères d'aluminium inorganiques et de calcul des spéciations en jeu (Gensemer and Playle, 1999). À pH 5 ~ 6, il est suspecté que les principaux responsables de la toxicité de l'aluminium sont Al^{3+} ou l'aluminium monomérique inorganique et, à un moindre niveau, les espèces d'aluminium polymériques (Gensemer and Playle, 1999, Poléo, 1995). Des études en mésocosmes ont démontré que l'aluminium affecte davantage la croissance que la photosynthèse ou l'absorption de nutriments par les algues (Gensemer and Playle, 1999). Une relation pH-dépendante de la toxicité de l'aluminium a été observée chez la cyanobactérie *Nostoc* sp. et l'algue verte *Chlorella vulgaris* pour le taux de croissance, la synthèse d'ATP et la consommation de nutriments (Husaini and Rai, 1992, Rai, 1996, Rai, 1998). La relation inverse a été observée chez des algues acidophiles (Gimmler et al., 1991). Peu d'études ont été faites à pH neutres ou légèrement basiques. En utilisant l'aluminium total comme mesure d'exposition, George (1995) a observé suite à l'exposition de *Selenastrum capricornutum* à des extraits de boues d'alun que l'aluminium est plus toxique à des pH élevés et bas qu'à pH neutre (George, 1995). Dans de l'eau de lac humique enrichie en nutriments, Hörnström et collaborateurs (1995) ont obtenus des résultats très différents avec *M. dybowskii* pour qui l'aluminium est plus toxique à pH neutre qu'à des pH de 7,5 et 8,5 tandis qu'ils ont observés le contraire avec *M. griffithii* pour qui l'aluminium est moins toxique à pH neutre qu'à 7,5 ou 8,5 (Hörnström et al., 1995). Le problème avec ces travaux est que la spéciation de l'aluminium n'est pas prise en compte dans la mesure de l'exposition ce qui rend difficilement généralisable les conclusions sur l'effet du pH. Il semble que le calcium et les ions H^+ entrent en compétition avec les sites d'attachement des cations sur l'algue ce qui la protègent contre la toxicité de l'aluminium (Gensemer and Playle, 1999).

Des déformations de la forme de la cellule algale ou de sa structure de même qu'une augmentation de la taille ont été observées chez des algues vertes (*Monoraphidium griffithii*, *Scenedesmus obtusiusculus*, *M. dybowskii* et *Stichococcus* sp.) exposées de façon chronique à l'aluminium, à des concentrations inférieures à celles qui occasionnent une inhibition de la croissance (Hörnström et al., 1984, Greger et al., 1992, Törnqvist, 1987), soit à des concentrations comprises entre 200 et 1000 $\mu g/L$ d' Al_{total} . Au contraire, la taille

des cellules de diatomées tend à diminuer en présence d'aluminium dans des milieux pauvres en silice (Gensemer, 1990, Gensemer et al., 1993). De plus, des combinaisons de facteurs de stress environnementaux tels les nutriments, l'aluminium, le pH ou un relargage de métaux peuvent aussi induire des variations dans la taille des diatomées (Gensemer and Playle, 1999). Ces variations peuvent être mises en évidence lors de diagnose paléocéologique. Cependant, les différents travaux sur les stress environnementaux menés en laboratoire ont menés à l'obtention de résultats souvent contradictoires ce qui ne permet pas de cibler clairement quel facteur de stress environnemental est responsable de la variation de taille observée en milieu naturel, particulièrement lorsqu'on considère le rôle de la MOD dans la biodisponibilité de l'aluminium pour les algues (Gensemer and Playle, 1999).

Le calcium, en présence d'autres cations de base incluant Na, Mg et K, offre une protection contre la toxicité de l'aluminium chez *Chlorella saccharopila* (Folsom, 1986, Hörnström et al., 1995).

2.3.2.3. Toxicité de l'aluminium pour les plantes aquatiques d'eau douce

Rares sont les études portant sur la toxicité de l'aluminium chez les plantes aquatiques supérieures. Il existe peu d'évidences que l'aluminium soit toxique pour les macrophytes même en milieux acides. Les plantes tolérantes à l'aluminium sont d'ailleurs généralement aussi tolérantes à l'acidité (Gensemer and Playle, 1999). Le Tableau 9 présente des données de toxicité de l'aluminium chez *Myriophyllum spicatum* et *Lemna minor*.

Tableau 9 : Données écotoxicologiques de l'Al_{tot} chez des plantes aquatiques d'eau douce

Espèce	Substance	Dureté (mg/L CaCO ₃)	pH	Critère d'effet	Al _{tot} (mg/L)	Référence
<i>Myriophyllum spicatum</i>				CE ₅₀ -96 h	2,5	(Stanley, 1974)
<i>Lemna minor</i>	AlCl ₃	14,9	7,6	CE ₅₀ -4j	> 45,700	(Call, 1984)
<i>Lemna minor</i>	AlCl ₃	14,9	8,2	CE ₅₀ -4j	> 45,700	(Call, 1984)

Certaines plantes peuvent bioaccumuler l'aluminium et présenter des symptômes de toxicité. Ces symptômes qui indiquent une toxicité sévère causée par les métaux sont principalement des chloroses, des nécroses des feuilles et une croissance difforme. Suite à

une exposition de la lentille d'eau *Lemna minor* durant 15 jours à 0,15 et 0,30 mM d'Al, (Radić, 2010) ont observé une forte bioaccumulation accompagnée d'une augmentation du poids sec à la plus forte concentration testée. Goulet et collaborateurs (2005) ont obtenu un taux d'assimilation chez *Lemna minor* de 0,8 à 17 mg Al/g/j (Goulet et al., 2005). Chez ces macrophytes, l'absorption de l'aluminium se fait principalement par les racines, mais elle peut aussi se produire par les feuilles (Sparling and Lowe, 1996). Contrairement à d'autres espèces qui ont les racines dans les sédiments, *Lemna minor*, macrophyte flottant, et *Ceratophyllum demersum*, macrophyte à tiges dépourvues de racines, peuvent capter l'aluminium directement dans la colonne d'eau (Jackson, 1998). Pour ces raisons, les macrophytes peuvent être utilisés pour retirer l'aluminium dissous présent dans l'eau (Gallon et al., 2004, Goulet et al., 2005).

L'aluminium peut interférer avec l'absorption, le transport et le métabolisme du calcium (Haug and Foy, 1984, Taylor, 1988, Delhaize and Ryan, 1995, Barcelo et al., 1996). Rout et collaborateurs (2001) rapportent que l'aluminium interfère avec l'absorption et le transport de certains éléments essentiels (P, K, Ca, Mg, NO_3^- , NH_4^+), perturbe la division cellulaire dans les racines, augmente la rigidité des parois cellulaires (liaisons croisées de pectine) et altère les membranes plasmiques ainsi que l'activité de plusieurs enzymes et voies métaboliques impliquées dans les mécanismes de réparation (Rout et al., 2001). Des études ont démontré que l'aluminium inhibait la croissance de la lentille d'eau *Lemna gibba* de 50 % maximum avec des concentrations de 45 700 $\mu\text{g Al/L}$, à pH 7,6 et 8,2 (Gotomski, 1990).

La phytotoxicité des métaux découle de la production d'espèces d'oxygène réactif (EOR), un stress oxydatif qui cause des dommages oxydatifs aux lipides, aux protéines et à l'ADN, possiblement par la formation de cation radical superoxyde semi-conducteur (Exley, 2003). Les EOR provoquent la dissipation d'électrons à travers les chloroplastes et les membranes mitochondriales et perturbent ainsi la chaîne de transport des électrons dans les mitochondries (Yamamoto, 2002). Les enzymes superoxydes dismutases, les catalases et les peroxydases combinées à de petites molécules telles que l'ascorbate, le glutathion et la proline sont les principales défenses contre les EOR produits dans les plantes (Apel and Hirt, 2004). Au niveau cellulaire, si ces activités enzymatiques sont altérées, en particulier

par la présence d'aluminium, il peut s'ensuire des inhibitions ou activations d'enzymes (Dazy et al., 2009, Van Assche, 1990). De façon similaire, suite à leurs travaux sur la bioaccumulation, Radić (2010) et Exley (2003) suggèrent que, suite à un stress oxydatif induit par l'aluminium, les lentilles d'eau peuvent augmenter leurs défenses antioxydatives soit certaines activités oxydatives (Radić et al., 2010, Exley, 2003). L'aluminium n'est pas un métal de transition et ne peut donc catalyser les réactions d'oxydoréduction.

2.3.2.4. Toxicité de l'aluminium pour les invertébrés d'eau douce

De manière générale, les invertébrés aquatiques sont peu sensibles à l'aluminium comparativement aux poissons. Le tableau 11 présente des données de toxicité de l'aluminium chez les invertébrés.

Tableau 10 : Données écotoxicologiques de l'Al_{tot} chez les invertébrés

Espèce	Substance	pH	Critère d'effet	Al _{tot} (mg/L)	Référence
<i>Ctenodrilus serratus</i>			CL ₅₀ -96 h	0,48-2	(Petrich, 1979)
<i>Nitocra spinipes</i>			CL ₅₀ -96 h	10	(Bengtsson, 1978)
<i>Daphnia magna</i>			CL ₅₀ -24h	3,5	(Wakabayashi, 1988)
<i>Daphnia magna</i>			CL ₅₀ -48h	3,9	(Biesinger and Christensen, 1972)
<i>Daphnia pulex</i>			CL ₅₀ -24h	2,6	(Wakabayashi, 1988)
<i>Daphnia magna</i>			CSEO-21j	0,160	(Biesinger and Christensen, 1972)
<i>Ceriodophnia dubia</i>	AlCl ₃	7,15	CE ₅₀	1,908	(McCauley. D. J., 1986)
<i>Daphnia magna</i>	Al ₂ (SO ₄) ₃	8,3	CE ₅₀	0,742	(Kimball, 1978)
<i>Daphnia magna</i>	AlCl ₃	7,0	CL ₅₀ -21j	1,400	(Biesinger and Christensen, 1972)
<i>Daphnia magna</i>	Na ₂ Al ₂ O ₄	7,0	CL ₅₀ -96h	> 40,000	(Peterson, 1974)
<i>Lymnaea stagnalis</i>			CSEO (50j)	0,100	(Truscott, 1995)
<i>Brachionus calyciflorus</i>				3,0	(Snell, 1991)
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	Al ₂ (SO ₄) ₃	7,71-6,85	CE ₅₀	> 79,900	(Lamb, 1981)

Les effets de l'aluminium sur la respiration chez les invertébrés aquatiques ne sont pas fréquents, principalement parce que l'ammoniaque n'est pas relâchée par les branchies trachéales chez les insectes aquatiques, comme c'est le cas pour les poissons, ce qui prévient la précipitation et la polymérisation de l'aluminium près des branchies (Sparling and Lowe, 1996). Les nymphes de libellules, qui ont des branchies dans une chambre respiratoire, sont des exceptions. L'aluminium peut toutefois causer des effets respiratoires

chez les insectes à des concentrations très élevées soit lorsque la précipitation de l'aluminium est probable dans une solution sursaturée (Gensemer and Playle, 1999).

L'aluminium s'accumule dans tout le corps des invertébrés, particulièrement sur les surfaces ionorégulatrices et possiblement sur les surfaces respiratoires. Havas (Havas and Jaworski, 1986) ont utilisé un colorant d'hématoxyline pour localiser l'aluminium sur et dans des animaux et des plantes aquatiques exposées à 1 mg/L Al-total durant 24 h (pH 5, 62 μM Ca). De l'aluminium a ainsi été localisé vers la fin du tractus digestif des microcrustacés *Daphnia magna*, sur les sites d'assimilation d'ions. (Havens, 1990) a démontré que deux cladocères sensibles à l'acide et à l'aluminium, *D. galeata mendotae* et *Daphnia retrocurva*, accumulent l'aluminium sur les sites d'assimilation d'ions des glandes maxillaires (24 h, pH 5,0, 200 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ Al). Les auteurs ont émis l'hypothèse que l'aluminium interfère avec l'osmorégulation chez ces organismes. Notons que l'aluminium tend à s'accumuler chez les invertébrés sur les surfaces ionorégulatrices mais ne se bioamplifie pas (Gensemer and Playle, 1999).

Ainsi, l'aluminium a des effets ionorégulateurs chez les invertébrés, de la même manière que l'ion H^+ . Havas et Likens (1985) ont observé chez *Daphnia magna* que l'aluminium était toxique à 320 et 1020 $\mu\text{g/L}$ (pH 6,5, 62 μM Ca), mais que cette même quantité ne l'était plus lorsque additionné de Ca (310 μM ; 48 h d'exposition) (Havas and Likens, 1985a). Une perte d'ions Cl et Na serait la cause de la mort des daphnies (Havas, 1985). Havas et Likens (1985b) ont démontré que *Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum* (cladocère), *Chaoborus punctipennis* (diptère) et *ChironomusAncrocinus* (diptère) sont peu sensibles à l'aluminium à des pH compris entre 3,5 et 6,5 (20, 320, et 1020 $\mu\text{g/L}$ Al, 60 μM Ca) (Havas and Likens, 1985b). France et Stokes (France and Stokes, 1987) ont démontré que la toxicité des H^+ est plus importante chez l'amphipode *Hyaella azteca* avec une augmentation significative de la toxicité à pH 4,8 avec 400 $\mu\text{g/L}$ Al (50 μM Ca, 8 jours d'exposition). Ils n'ont pas mis en évidence d'effet protecteur du calcium pour des concentrations de 50 ou 200 μM Ca vis-à-vis de la toxicité de H^+ ou de l'aluminium (pH 4,0 à 5,3, 250 à 700 $\mu\text{g/L}$ Al) pour cette même espèce. Cependant, les concentrations de calcium testées pouvaient être trop faibles pour avoir eu un effet. Les auteurs ont conclu que la toxicité de H^+ était plus élevée que celle de l'aluminium. Havens (1990) a observé

chez *H. azteca*, *Gyraulus* sp. (gastéropode), *Parantanytarsus* sp. et *Zavreliomyia* sp. (diptère) une mortalité plus élevée à pH 4,5, en l'absence d'aluminium (~60 µM Ca, 48 h d'exposition) (Havens, 1990). L'aluminium semblait protecteur contre H⁺ mais pas chez *H. azteca*. Les auteurs ont conclu que la présence de branchies et de lamelles caudales chez cette espèce contribue à sa sensibilité à de fortes teneurs acides à cause de leur grande surface. L'absence de ces structures, notamment chez les diptères, expliquerait leur plus grande tolérance aux ions H⁺ et à l'aluminium. Ainsi *Chironomus riparius* (diptère), *Hydropsyche angustipennis* (trichoptère) et *Dinocras cephalotes* (plécoptère) n'ont montré aucun effet à l'exposition à l'aluminium ou aux ions H⁺ en milieu acidifié : pH~4.3 et 50 mg/L Al puis pH 5,0 et 350 mg/L Al pour des concentrations de calcium de 60 à 90 µM (Ormerod et al., 1987). À l'opposé, comme pour les amphipodes *H. azteca*, Mc Cahon et collaborateurs (1989) ont observés chez *Gammarus pulex* une mortalité importante dans l'eau d'une rivière acidifiée et contaminée avec de l'aluminium : exposition de 24 heures, 700 mg/L Al, pH de 4,7 et 60 mM de Ca (McCahon et al., 1989).

Enfin, l'effet protecteur de la MOD et de l'agent complexant citrate a été démontré contre les ions H⁺ et l'aluminium chez les invertébrés aquatiques dans des études de terrain. Ainsi, suite à une exposition de 28 jours dans de l'eau de faible alcalinité, des concentrations de 42 à 47 mg/L de carbone organique dissous (COD) et de citrate (concentration non disponible) ont protégé les espèces suivantes de la mortalité pouvant être induite par une concentration de 500 mg/L Al (pH 4,0 à 4,2) : *Asellus intermedius* (isopode), *Pycnopsyche guttifer* et *Lepidostoma liba* (trichoptères), *Nemoura* sp. (plécoptère) et *Physella heterostropha* (gastéropode) (Burton and Allan, 1986).

2.3.2.5. Toxicité de l'aluminium pour les poissons d'eau douce

L'aluminium est toxique pour les poissons d'eau douce tant sur le terrain qu'en laboratoire (Baker and Schofield 1982; Henriksen et al. 1984). La toxicité de l'aluminium chez les poissons est par ailleurs corrélée avec la concentration d'aluminium monomérique (Al) (Driscoll et al. 1980; Baker and Schofield 1982). Selon le pH et la concentration, l'aluminium peut causer à la fois des problèmes ionorégulateurs et respiratoires chez les poissons en agissant au niveau des branchies, notamment en favorisant l'apparition d'un

mucus qui gêne la respiration du poisson (Muniz and Leivestad 1980). Les effets respiratoires de l'aluminium sont principalement dus à la présence d'ammoniaque et d'aluminium polymérisé dans les branchies des poissons (Poléo, 1995).

Les effets de l'aluminium sont prédominants à pH faibles et relèvent de la même nature que ceux des ions H^+ seuls, qui consiste à provoquer un déplacement du calcium des jonctions serrées des membranes des branchies et interfère ainsi avec l'activité de l'enzyme Na,K-ATPase (Exley et al., 1991). De plus, la présence de calmoduline (CaM), une protéine régulatrice de calcium, a été observée dans les branchies et le mucus (Flik *et al.* 1983; 1984). La calmoduline se lie sélectivement à l'aluminium monomérique ce qui cause des changements conformationnels dans la protéine et réduit l'habilité de la calmoduline à réguler l'activité de l'ATPase et de la phosphodiesterase Ca-dépendant (Siegel and Haug 1983; Suhayda and Haug 1984). Par conséquent, la présence de calcium réduit la toxicité de l'aluminium en faisant compétition avec Al^{3+} pour se lier aux branchies chargées négativement et pour réduire l'efflux passif d'ions sodium et chlorure du poisson vers l'eau en préservant les jonctions serrées intactes.

Enfin, la matière organique dissoute réduit la toxicité de l'aluminium en complexant Al et en diminuant sa teneur en solution disponible pour se lier aux branchies des poissons. Les poissons peuvent s'acclimater à l'aluminium, mais cela se fait avec un certain coût métabolique (Sparling and Lowe, 1996), au détriment d'autres fonctions biologiques (croissance, reproduction, etc.). Le Tableau 11 présente les données de toxicité de l'aluminium chez les poissons.

Tableau 11 : Données écotoxicologiques de l'Al_{tot} chez les poissons d'eau douce

Espèce	Substance	pH	Critère d'effet	Al _{tot} (mg/L)	Référence
<i>Dreissena polymorpha</i>	Al ₂ (SO ₄) ₃		CL50-24h	130,5	(Mackie, 1995)
<i>Salmo trutta</i>			CL50-96 h	0,313	(Rosseland, 1990)
<i>Salmo salar</i>			CL50-96 h	0,245	(Rosseland, 1990)
<i>Salmo salar</i>		4,47	CL50-120h	0,356	(Roy, 1995)
<i>Salmo salar</i>		4,42	CL50-140h	0,389	(Roy, 1995)
<i>Salmo salar</i>		4,86	CL50-96h	0,104	(Roy, 1995)
<i>Salmo salar</i>		4,83	CL50-120h	0,167	(Roy, 1995)
<i>Salmo salar</i>		5,26	CL50-120h	0,074	(Roy, 1995)
<i>Salmo salar</i>		5,24	CL50-120h	0,070	(Roy, 1995)
<i>Salmo salar</i>		5,2	CL50	0,054	(Environnement Canada and Santé Canada, 2000)
<i>Brachydanio rerio</i>	AlCl ₃	7	CL50-48h	106	(Göran, 1985)
<i>Brachydanio rerio</i>	AlCl ₃	7,4-7,9	CL50-48h	80	(Göran, 1985)
<i>Fundulus heteroclitus</i>			CL50-96 h	3,6-31,2	(Dorfman, 1977)
<i>Gambusia affinis</i>			CL50-96 h	133	(Wallen, 1957)
<i>Pimephales promelas</i>			CL50-96 h	4,25	(World Health Organisation, 1997)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			CL50-6j	91	(Hickie, (1993))
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		6,1	CSEO	0,075	(Neville, 1985)
<i>Jordanella floridae</i>			CL50-96 h	0,095	(Hutchinson and Sprague, 1986)
<i>Ctenopharyngodon idella</i>			CL50-96 h	0,26	(Li, 1992)
<i>Cobitidae</i>			CL50-96 h	1,13-5,2	(Li, 1992)
<i>Salmo salar</i>			CSEO (60j)	0,033	(Buckler et al., 1995)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			LOEC (32 j)	0,0296	(Wilson et al., 1996)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			LOEC (34 j)	0,0381	(Wilson et al., 1996)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Al dissous	8,0-8,6	CL50-96h-16j	0,6	(Gundersen et al., 1994)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Al dissous	8,0	CSEO	0,06	(Environnement Canada and Santé Canada, 2000)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		> 8,0	CME0	1,5	(Freeman and Everhart, 1971)
<i>Oncorhynchus clarki</i>			LOEC (40 j)	0,050	(Farag et al., 1993)
<i>Oncorhynchus tshawytscho</i>	Na ₂ Al ₂ O ₄	7	CE50	> 40,000	(Peterson, 1974)
<i>Dugesia tigrino</i>	AlCl ₃	7,46	CE50	> 22,600	(Call, 1984)
<i>Salmo goirdneri</i>	AlCl ₃	6,59	CE50	8,600	(Call, 1984)
<i>Salmo goirdneri</i>	AlCl ₃	7,31	CE50	14,600	(Call, 1984)

Espèce	Substance	pH	Critère d'effet	Al_{tot} (mg/L)	Référence
<i>Salmo goirdneri</i>	AlCl ₃	8,17	CE50	> 24,700	(Call, 1984)
<i>Pimephales promelas</i>	Al ₂ (SO ₄) ₃	7,6	CE50	> 18,900	(Boyd, 1979)
<i>Pimephales promelas</i>	AlCl ₃	7,61	CE50	> 48,200	(Call, 1984)
<i>Pimephales promelas</i>	AlCl ₃	8,05	CE50	> 49,800	(Call, 1984)
<i>Ictalurus punctatus</i>	AlCl ₃	7,54	CE50	>47,900	(Call, 1984)
<i>Lepollis cyanellus</i>	AlCl ₃	7,55	CE50	> 50,000	(Call, 1984)
<i>Perca flavescens</i>	AlCl ₃	7,55	CE50	> 49,800	(Call, 1984)

2.3.3. Roche calcaire

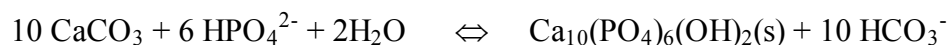
La roche calcaire est un minéral chimique ou biochimique composé de carbonate de calcium naturel (CaCO_3), principal constituant de plusieurs roches sédimentaires tels que les calcaires et les marnes. Le carbonate de calcium est un des carbonates les plus abondants qui présente de multiples applications commerciales : en construction (ciment, chaux, pierres d'ornement), dans les travaux de verrerie, en métallurgie, comme source de matières premières dans l'industrie chimique, dans la fabrication d'engrais, etc. Il peut être produit dans des lacs d'eau dure pendant les périodes d'assimilation de CO_2 lors de la photosynthèse selon la réaction suivante (Cooke et al., 2005):



À mesure que les plantes assimilent le CO_2 , le pH augmente et le CaCO_3 précipite.

Le carbonate de calcium a la propriété d'adsorber le phosphore. De fait, comme l'aluminium et le fer, le calcium a été largement utilisé dans les traitements des eaux usées et la production d'eau potable. Le carbonate de calcium, sous forme de calcite ou l'hydroxyde de calcium de source allochtone, peut être ajouté à un lac pour réduire la teneur en phosphore de la colonne d'eau. La réaction qui résulte du contact de la calcite avec l'eau est la même que celle précisée ci-dessus. Le fer et le calcium ont toutefois été employés moins fréquemment que l'alun dans les lacs.

La calcite adsorbe le phosphore, particulièrement quand le pH excède 9,0 (Koschel, 1983), et il en résulte un enlèvement significatif du P de la colonne d'eau (Gardner and Eadie, 1980). À pH élevé, Ca^{2+} et P forment l'hydroxyapatite comme suit (Cooke et al., 2005) :



L'hydroxyapatite, à la différence de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et $\text{Al}(\text{OH})_3$, présente sa solubilité la plus basse (et sorbe P fortement) à haut pH; c.-à-d. : à $\text{pH} > 9.5$ (Anderson, 1974, Anderson, 1975). La solubilité de l'hydroxyapatite augmente donc à mesure que la concentration de CO_2 augmente et que le pH diminue, comme dans un hypolimnion ou une zone littorale sombre avec respiration intense. Ces conditions particulières peuvent mener au relargage de

phosphore. Dans le cas du lac Saint-Augustin, l'absence d'hypolimnion en raison de sa faible profondeur exclut un relargage dû aux caractéristiques de l'hypolimnion. Toutefois, compte tenu de son état hypereutrophe et des sédiments riches en matière organique, la zone littorale avec respiration intense est un élément à considérer comme cause potentielle d'un relargage du phosphore à long terme. Ainsi, le déplacement du phosphore efficace et son inactivation sont possibles avec le calcium (la calcite), mais les conditions contribuant à préserver la sorption du phosphore peuvent disparaître à moins qu'une étape supplémentaire de gestion ne soit entreprise pour maintenir un pH alcalin en eau profonde. Comme la solubilité de ces composés et la sorption du phosphore sont fortement sensibles au pH et aux changements du potentiel d'oxydoréduction, l'hypereutrophisation du lac demeure problématique quant à l'efficacité de la roche calcaire à long terme si elle était appliquée seule. De plus, l'anoxie peut arriver très rapidement dans des lacs productifs de même que dans des sédiments d'eau peu profonde.

En 2004, Dominguez a obtenu des résultats concluants suite à des essais en colonnes dans lesquelles des sédiments du lac Saint-Augustin sont recouverts avec de la roche calcaire de la carrière Union Ltée Quarry, laquelle est constituée à 80 % de carbonate de calcium (Dominguez, 2005). Selon ses observations, la capacité de cette roche calcaire à adsorber les métaux et le phosphore en fait un matériau efficace pour le contrôle du relargage des contaminants par les sédiments.

Les essais en béciers (Jarr tests) de 1 litre effectués par Parent en 2005 ont démontré que l'application d'alun (10 à 30 mg/L) combiné ou non à l'application de roche calcaire pouvaient faire diminuer la concentration de phosphore dans les eaux du lac de 7,3 à 22,5 %, mais occasionnent une légère acidification temporaire et une faible augmentation des concentrations d'aluminium dans l'eau (Parent, 2007). Lors des essais en béciers de 6 litres réalisés en parallèle aux essais de 1 litre, la roche calcaire (40 g) s'est avérée efficace pour contrer la variation de pH occasionnée par l'application de 20 mg/L d'alun. Avec 27,6 % d'enlèvement du phosphore dans l'eau du lac, ce traitement combiné a été plus efficace que l'application d'alun seul (26,7 %) ou de roche calcaire seule (8,6 %). Les essais en colonne réalisés par Parent (Parent, 2007) (15 cm de diamètre, 50 cm de sédiments du lac, 15 cm de roche calcaire, 15 cm de sable, 150 cm d'eau du lac)

démontrent que la couche de roche calcaire pose un frein important au relargage du phosphore par les sédiments, et ce malgré le passage de l'eau à travers les sédiments vers la colonne d'eau. La roche calcaire a absorbé entre 160 et 317 mg de P par kg de roche calcaire. La vitesse de passage de l'eau à travers les sédiments et la roche calcaire influence la capacité de rétention du phosphore par la roche calcaire. Lorsque la concentration de phosphore dans la couche de roche calcaire dépasse 200 µg/L, la concentration de phosphore dans la colonne d'eau augmente de façon importante. De plus, au cours de ces travaux, les essais en colonne n'ont pas permis de détecter la présence d'aluminium dans la colonne d'eau suite à l'application des traitements (20 mg/L d'alun, 15 cm de roche calcaire 48 h après l'alun et 15 cm de sable 48 h après la roche calcaire) ce qui laisse supposer que ce traitement n'est pas toxique (pas d'augmentation des teneurs d'aluminium dans l'eau).

Dans le présent projet, le recouvrement actif des sédiments par de la roche calcaire a différents buts. D'abord, immobiliser et isoler les floes d'alun, le phosphore précipité et les contaminants présents dans les sédiments. Ensuite, piéger le phosphore et les contaminants relargués par les sédiments et transportés par les eaux souterraines. Et enfin, agir comme tampon pour empêcher une acidification du milieu suite à l'application de l'alun (Galvez-Cloutier et al., 2003, Galvez-Cloutier et al., 2004). Afin de s'assurer de l'innocuité du matériau, les quantités de métaux (Cd, Cu, Zn, Pb, Zn) et le phosphore extractibles ont été mesurées : 2 mg de Cd/kg, 7,5 mg de Cu/kg, 40,5 mg de Pb/kg, 11,5 mg de Zn/kg, 6,1 mg de P/kg (Galvez-Cloutier et al., 2004).

2.3.4. Sable

Le but d'un recouvrement final avec du sable est triple. D'abord, couvrir la roche calcaire afin de : (1) offrir un substrat propre et colonisable par les organismes du milieu; (2) combler les cavités libres entre les roches calcaires qui sont susceptibles de permettre une circulation de l'eau des sédiments vers la colonne d'eau; et (3) protéger la couche de recouvrement actif (roche calcaire) des perturbations occasionnées par la bioturbation des organismes benthiques, les vagues et la navigation de plaisance.

Les espèces les plus mobiles et les plus opportunistes sont généralement les premières à s'installer lors de dépôts de sédiments de dragage en raison des déplacements actifs et passifs des adultes (Harvey et al., 1998, Van Dalfsen et al., 2000). Suivent ensuite les espèces à moindre mobilité ou encore il est possible que certaines espèces telles des crustacés ou polychètes soient capables de migrer de manière verticale et traverser la nouvelle couche de sédiment (Maurer et al., 1980, Maurer et al., 1981, Maurer et al., 1982), cités par (Harvey et al., 1998). C'est ce qui est attendu dans le présent projet et c'est ce qui justifie l'utilisation du sable associé à une application progressive de la technique de restauration dans le lac. Un retour à l'état initial (avant contamination) n'est pas nécessairement impliqué dans la notion de récupération ou de restauration qui implique plutôt une amélioration de l'état initial (avant l'intervention de restauration). La composition et la structure des communautés benthiques qui recolonisent un milieu ainsi recouvert (roche calcaire et sable) diffèrent de celles qui occupaient initialement le même site, notamment lorsque la granulométrie et la composition organique diffèrent (Van Dalfsen et al., 2000, Qian et al., 2003). Ces changements peuvent alors avoir des incidences importantes chez les espèces de niveaux trophiques plus élevés notamment au niveau des relations proies-prédateurs (Van Dalfsen et al., 2000).

2.4. Modalité d'évaluation d'un impact écotoxicologique

2.4.1. L'écotoxicologie

Il existe plusieurs types d'impacts environnementaux. La science qui étudie les impacts toxiques sur les écosystèmes se nomme l'écotoxicologie, soit l'étude des effets toxiques des substances sur les organismes vivants, la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Plusieurs auteurs ont proposé des définitions différentes pour ce terme (Forbes and Forbes, 1997) :

- Truhaut (1977) : « branche de la toxicologie qui étudie les effets toxiques provoqués par les substances naturelles ou les polluants d'origine synthétique sur les constituants des écosystèmes »;
- Moriarty (1983) : « étude des effets des polluants sur les écosystèmes »;

- Butler (1984) : « étude des effets des polluants dispersés dans l'environnement sur cet environnement et les éléments vivants qui en font partie »

Toutefois, comme l'écotoxicologie s'appuie aussi sur la chimie, la physiologie, la biochimie, la biologie moléculaire, etc. Forbes et Forbes (1997) et Fent (2003) proposent plutôt la définition suivante : « *domaine d'étude qui intègre les effets écologiques et toxiques des polluants chimiques sur la population, les communautés et les écosystèmes ainsi que leur devenir (transfert,—transformation, dégradation) dans l'environnement* » (Forbes and Forbes, 1997, Fent, 2003). Cette discipline implique donc différentes techniques d'investigation toutes interdépendantes les unes des autres (Callow, 1993, Ramade, 1994, Lagadic and Caquet, 1996, Forbes and Forbes, 1997, Fent, 2003) soit :

- suivi des contaminants dans l'environnement : analyses chimiques, utilisation d'espèces bioindicatrices de contamination et/ou de biomarqueurs d'exposition;
- devenir des contaminants dans l'écosystème récepteur (milieux abiotiques et biologiques); leurs transferts et transformations physico-chimiques et/ou biochimiques entre les différents compartiments et les conséquences sur leur potentiel toxique;
- mécanisme d'action;
- prévision des effets des polluants sur les écosystèmes, du niveau moléculaire jusqu'à la biosphère, basés sur des bioessais de toxicité d'échelle variable (Callow, 1993).

2.4.2. Les bioessais de toxicité

Les bioessais de toxicité employés pour l'eau et les sédiments contaminés peuvent être utilisés comme outils pour l'évaluation des risques et des impacts associés aux techniques de restauration. Les bioessais de toxicité avec les sédiments contaminés emploient généralement des batteries d'essais de toxicité aiguë (léthalité; courte durée) et chronique ou sous-létal (croissance, reproduction; plus longue durée) sur des organismes de différents niveaux trophiques (Nebeker et al., 1984, Burton et al., 1989a, Giesy et al., 1990, Burton, 1991, Ingersoll et al., 1995, Munawar et al., 1999, Lahr et al., 2003). Les espèces tests utilisées sont de sensibilité différente, notamment en raison des mécanismes d'action des contaminants. Les critères d'effets sont multiples afin de couvrir plusieurs niveaux

d'effets : survie, croissance, reproduction, autres paramètres biologiques tels l'activité enzymatique, etc. Des études *in situ* sont aussi parfois réalisées en parallèle.

La représentativité et la complexité des essais de toxicité augmentent en fonction de la durée et de la taille des dispositifs expérimentaux utilisés tels que représentés sur la Figure 12 (Caquet et al., 2001).

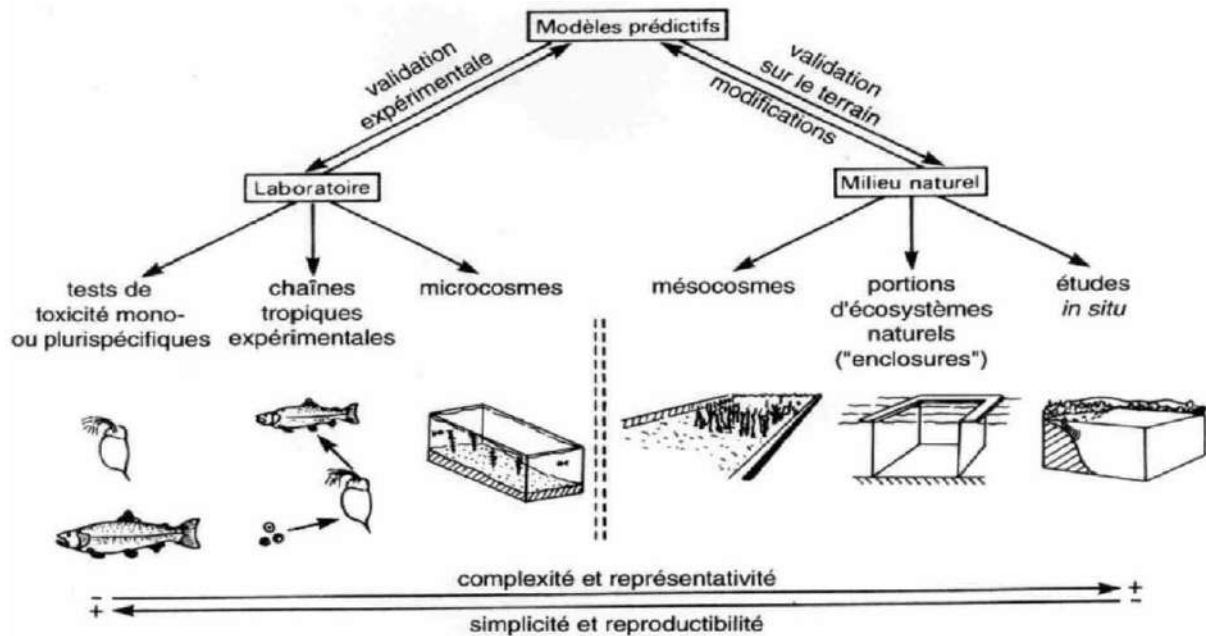


Figure 12 : Classification des différents outils d'évaluation écotoxicologiques, issue de (Caquet et al., 2001)

2.4.2.1. Bioessais de toxicité monospécifique

Les bioessais de toxicité monospécifique employant des espèces aquatiques d'eau douce vivant dans la colonne d'eau et/ou dans les sédiments ont été développés et standardisés pour fournir des informations sur la réponse d'une espèce à un stress chimique tels l'eau contaminée (eaux d'effluents municipaux/industriels) ou les sédiments contaminés (sédiments portuaires ou situés près d'activités industrielles ou de sites de rejets en eau). Ces essais ont permis de mettre en évidence que l'exposition à des contaminants perturbe plusieurs fonctions biologiques (Forbes and Forbes, 1997).

Ces bioessais de toxicité monospécifique emploient des espèces sensibles dont la culture ou l'élevage est relativement simple en laboratoire. Ils sont faciles à utiliser et permettent d'obtenir une réponse rapide avec un grand nombre de réplicats. Les essais de toxicité monospécifiques se caractérisent donc par leur simplicité, leur rapidité, leur réplicabilité, leur reproductibilité et leur faible coût (Giesy and P., 1980, Cairns and Cherry, 1993). Le contrôle et la standardisation des conditions biotiques (espèce, âge) et abiotiques (température, luminosité, durée d'exposition, composition physico-chimique du milieu) permettent la comparaison des résultats entre laboratoires. Les critères d'effets (mortalité, croissance, reproduction, biomarqueur comme la phagocytose, etc.) et la durée d'exposition par rapport au cycle de vie de l'organisme déterminent le classement des bioessais : toxicité aiguë, chronique, etc.

On distingue, notamment, les essais de toxicité aiguë, de toxicité chronique et de génotoxicité. Les essais de toxicité aiguë impliquent une exposition suffisante pour induire une réponse biologique rapide. La mortalité est le principal critère d'effet mesuré. La durée de ces bioessais est courte, de quelques heures à quelques jours selon l'organisme étudié. La toxicité aiguë n'est observée dans l'environnement que suite à des situations de pollution, généralement accidentelle et brève, durant lesquelles les concentrations de polluants sont très élevées. Les essais de toxicité chronique sont plus longs et s'étalent sur une durée correspondant à plus de 10 % de la vie de l'organisme et/ou impliquent plusieurs stades de son cycle de vie. La réponse biologique mesurée est induite par une exposition unique, continue ou répétée à des concentrations de contaminants faibles, ce qui est plus courant dans les cas de contamination des écosystèmes naturels. Finalement les bioessais de génotoxicité évaluent les altérations de l'ADN telles que les mutations géniques et/ou chromosomiques (altération des chromosomes) causées par les polluants. L'association de plusieurs de ces tests sous forme de batterie permet d'évaluer le potentiel de toxicité des contaminants étudiés. On emploie alors des espèces de différents niveaux trophiques et qui sont représentatives de l'écosystème récepteur étudié. Il existe plusieurs protocoles standardisés pour de nombreux organismes aquatiques. Le Tableau 12 présente quelques exemples.

Tableau 12 : Exemples de bioessais de toxicité standardisés

	Organisme	Espèce	Paramètre de toxicité	Référence
Colonne d'eau	Bactérie	<i>Vibrio fischerii</i>	Inhibition de la luminescence	Environnement Canada, 1992a ; Association française de normalisation, 1999
	Algue	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Létalité	Environnement Canada, 1992b ; Association française de normalisation, 1998 ; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005a
	Rotifère	<i>Brachionus calyciflorus</i>		Association française de normalisation, 2000
	Plante aquatique	<i>Lemna minor</i>	Létalité, Croissance	Association française de normalisation, 2006 ; Environnement Canada, 2007c
	Cladocère	<i>Daphnia magna</i>	Létalité, Reproduction	ASTM Standards E1193, 1997 (2004) ; Association française de normalisation, 1984 ; Environnement Canada, 2000 ; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005b
	Cladocère	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Létalité, Reproduction	Environnement Canada, 2007b
	Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	Létalité	Environnement Canada, 1980 ; Environnement Canada, 2007a
	Poisson	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épine de mer)	Létalité	Environnement Canada, 1990, modifié en 2000
Sédiments	Poisson	<i>Pimephales promelas</i> (larves de tête-de-boule)	Létalité, Croissance	U. S. Environmental protection agency, 1985b ; Environnement Canada, 2008
	Insecte	<i>Chironomus tentans</i> ou <i>Chironomus riparius</i> (larves de chironomes)	Létalité, Croissance, Émergences	Environnement Canada, 1997b ; U. S. Environmental protection agency, 2000a ; Association française de normalisation, 2004 ; ASTM Standard E1706, 2005 (2010)
	Crustacé	<i>Hyalella azteca</i> (amphipode)	Létalité, Croissance, Reproduction	Environnement Canada, 1997a ; ASTM Standards E1688, 2000 (2007) ; U. S. Environmental protection agency, 2000a ; Association française de normalisation, 2003 ; ASTM Standard E1706, 2005 (2010)
	Vers	<i>Tubifex tubifex</i> (Oligochète)	Létalité, Reproduction	U. S. Environmental protection agency, 2000a
	Vers	<i>Lumbriculus variegatus</i> (Oligochète)	Létalité, Reproduction	U. S. Environmental protection agency, 2000a ; Organisation de Coopération et de développement économiques, 2007
	Vers	<i>Polydora cornuta</i> (Polychète)	Létalité, Croissance	Environnement Canada, 2001b

Peu de protocoles standardisés sont disponibles pour les organismes des sédiments. Les sédiments contaminés sont toutefois une problématique et une source de préoccupation grandissante. La fraction biodisponible des contaminants organiques et inorganiques dans les sédiments se trouve principalement dans l'eau interstitielle des sédiments. Cette phase est considérée comme la principale voie d'exposition des organismes aquatiques, pélagiques et benthiques par nombre d'auteurs (Di Toro et al., 1991, Ankley et al., 1993, Peterson et al., 1996). Aussi, plusieurs bioessais sont effectués en phase aqueuse sur les eaux interstitielles des sédiments ou des éluviats (notamment pour évaluer l'impact du dragage et/ou de la remise en solution des contaminants lors de la resuspension des sédiments (Burton et al., 1989b)).

Les bioessais de toxicité monospécifique ne permettent toutefois d'exposer qu'une seule espèce à la fois ce qui les rend difficilement applicables pour l'évaluation de l'impact à un niveau supérieur comme celui de l'écosystème (Kimball and Levin, 1985, Sanchez and Tarazona, 2002). Les extrapolations relatives aux effets sur l'écosystème suite à des effets observés sur quelques espèces séparément sont sujettes à nombre d'approximations et d'erreurs en raison de la complexité et du dynamisme des écosystèmes (Kimball and Levin, 1985, Forbes and Forbes, 1997). L'information ainsi recueillie est donc limitée et ne permet pas de connaître l'impact sur l'écosystème et les relations interspécifiques (Burton, 1991). Les bioessais *in situ* permettent une meilleure représentativité (Meregalli et al., 2000, Slijkerman, 2003).

2.4.2.2. Bioessais de toxicité multispécifiques

L'approche en microcosme et en mésocosme a été développée dans les années 80 et 90 pour évaluer l'impact des pesticides sur les écosystèmes aquatiques (Crossland and La Point, 1992, U. S. Environmental protection agency, 1996, Pratt et al., 1997). Ces systèmes se situent entre les essais de laboratoire et les essais en milieu naturel. Ils peuvent être intérieurs ou extérieurs. Ces systèmes multiespèces sont de petits écosystèmes constitués des composantes abiotiques simulées et de plusieurs espèces de différents niveaux trophiques. Les microcosmes se distinguent des mésocosmes par leur petite taille. Un microcosme peut être défini comme un système expérimental d'un volume d'eau inférieur

à 15 m³ ou rivière artificielle dont la longueur n'excède pas 15 m tandis qu'un mésocosme est un système artificiel extérieur dont le volume est supérieur à 15 m³ lorsqu'il s'agit de mares ou rivières dont la longueur excède 15 m (Crossland and La Point, 1992, Caquet et al., 2001).

La taille des microcosmes et des mésocosmes est très variable de telle sorte que peu d'essais se font dans des conditions standardisées (ex : les microcosmes varient de quelques centaines de millilitres à quelques dizaines de litres). Ainsi, leur design varie en fonction des objectifs des études (Cairns and Cherry, 1993, Crossland and La Point, 1992) et l'écosystème simulé : lotique ou lentique. Peu d'essais en microcosmes sont disponibles avec de hauts degrés de standardisation, une représentativité écologique et une bonne réplicabilité. Les petits systèmes représentent un compromis entre les essais monospécifiques et les essais extérieurs, que l'on parle de microcosmes ou de mésocosmes. Il existe des microcosmes standardisés de taille inférieure à 5 litres. Mis au point par Taub (Taub, 1986), les microcosmes SAM (standardized aquatic microcosm) de 3 litres sont conçus pour être génériques et répliquables (ASTM Standards D3731, 1987 (2004)). Ces essais d'une durée de 63 jours permettent d'évaluer l'impact sur la chaîne trophique et les incidences interspécifiques et intraspécifiques chez 14 espèces, dont des producteurs primaires et des consommateurs primaires. Toutefois, le compartiment sédiment est réduit et ce protocole demeure complexe et coûteux en raison notamment du nombre élevé de cultures à maintenir. Plus simple et de plus petite taille, les MFC (multi flask culture microcosm) consistent à introduire une communauté naturelle planctonique acclimatée au laboratoire dans des systèmes sans sédiment de 1 litre. L'exposition des organismes dure 42 jours et la productivité primaire et l'abondance du zooplancton sont suivies. Ces essais sont toutefois de représentativité limitée.

Inspiré du Standardized Aquatic Microcosme (SAM) développé par Taub et collaborateurs (Taub *et al.*, 1986; Taub, 1997), l'essai microcosme de 2 litres est un de ceux-là. Cet outil, conçu par Clément et Cadier (Clément and Cadier, 1998), contient des organismes pélagiques et benthiques et comporte un compartiment sédimentaire qui permet de tenir compte de son rôle dans le devenir des contaminants aquatiques. Ce microcosme regroupe 5 organismes différents. Les producteurs primaires sont représentés par l'algue unicellulaire

Pseudokirchneriella subcapitata et les lentilles d'eau *Lemna minor*. Les consommateurs primaires pélagiques sont représentés par le cladocère *Daphnia magna* et les consommateurs primaires benthiques par l'amphipode *Hyalella azteca* et les larves de l'insecte *Chironomus riparius*. Cet outil rend possible l'observation de l'interaction des organismes les uns avec les autres, lesquels s'influencent mutuellement tout en influençant la partition des contaminants. Il ne met pas uniquement l'accent sur les organismes pélagiques, mais aussi sur les organismes benthiques et la biodisponibilité des contaminants dans les différentes parties abiotiques du système. Ces systèmes peuvent donc aussi bien être utilisés pour évaluer des cas de contamination dans l'eau que des cas de sédiments contaminés. Ils permettent d'évaluer les impacts sur l'activité bactérienne du sédiment, la productivité primaire, la survie, le développement et la reproduction des organismes ainsi que les relations trophiques entre producteurs primaires et consommateurs primaires. Ces microcosmes offrent donc un bon compromis entre les essais monospécifiques et les essais en mésocosmes (plus complexes et plus coûteux) tout en demeurant écologiquement pertinents.

Les microcosmes de 2 litres ont été utilisés et validés dans différents travaux de recherche au cours des dix dernières années. Cet outil a été utilisé pour évaluer différentes matrices :

- sédiments artificiels contaminés au cuivre (Clément and Cadier, 1998, Clément and Zaid, 2004);
- sédiments artificiels contaminés par des HAP (pyrene and fluoranthene) (Verrhiest et al., 2000, Verrhiest et al., 2001, Cauzzi, 2002, Clément et al., 2005);
- sédiments de dragage (Clément et al., 2004, Triffault-Bouchet, 2004, Triffault-Bouchet et al., 2005a);
- mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (Triffault-Bouchet, 2004, Triffault-Bouchet et al., 2005b).

Les bioessais de toxicité multispécifiques permettent d'exposer simultanément aux contaminants des espèces de différents niveaux trophiques. Les espèces ainsi exposées sont alors en interactions les unes avec les autres ainsi qu'avec le milieu abiotique (Crossland and La Point, 1992, Cairns and Cherry, 1993, Triffault-Bouchet and Martel, 2005). Les outils microcosme et mésocosme permettent d'augmenter le niveau de représentativité par

rapport aux écosystèmes comparativement aux essais monospécifiques (Kimball and Levin, 1985, Ramade, 1994, Forbes and Forbes, 1997). Ces essais visent à mettre en jeu les fonctions biologiques majeures d'un écosystème: respiration, photosynthèse, productivité primaire, prédation, reproduction (Brockway et al., 1979, Crossland and La Point, 1992, Callow, 1993), Cela permet de réduire les facteurs de sécurité ou d'incertitude à appliquer pour extrapoler les impacts au niveau écosystémique. Des effets indirects sur les organismes peuvent être prédits (ex: la mort de certaines espèces d'algues peut induire la mort de cladocères) ainsi que des effets directs, dont des effets sous-létaux (Brockway et al., 1979, Callow, 1993, Pratt et al., 1997). Les polluants peuvent être mesurés dans toutes les parties abiotiques du système: la colonne d'eau, l'eau interstitielle des sédiments et les sédiments. Notons cependant que leur faible réplicabilité et leur faible répétabilité constituent une caractéristique critique dans certains systèmes. Cette limite dépend de leur taille, de leur complexité et du nombre de réplicats (Conquest and Taub, 1989, Caquet et al., 2001).

3. CHAPITRE III : PLAN EXPÉRIMENTAL ET MÉTHODOLOGIES

3.1. Approche retenue pour l'évaluation de la méthode de restauration du lac Saint-Augustin

Dans le cadre des présents travaux, l'application d'alun dans l'eau est susceptible de provoquer une exposition aiguë et/ou chronique à l'aluminium chez les organismes aquatiques tant dans la colonne d'eau (aluminium dissous) que dans les sédiments (floculation/précipitation, adsorption aux sédiments). De plus, le recouvrement avec la roche calcaire et le sable est susceptible de cloisonner et causer la mortalité de plusieurs organismes benthiques et ainsi limiter la recolonisation du milieu traité par les organismes provenant des régions non traitées. Par conséquent, les impacts potentiels de la technique de restauration sur la colonne d'eau et sur les sédiments doivent tous deux être étudiés. Il convient donc d'employer des essais monospécifiques avec différents organismes de la colonne d'eau et différents organismes des sédiments, pour différents critères d'effet.

La présente étude propose en plus de l'approche monospécifique avec des espèces aquatiques et des espèces des sédiments une approche complémentaire en laboratoire basé sur l'essai multispécifique ou microcosme de 2 litres. La méthodologie retenue est expliquée en détail dans le chapitre suivant.

3.2. Protocoles expérimentaux retenus pour les essais de toxicité

Afin de déterminer la réponse de chaque organisme testé à la présence d'alun et/ou l'application de la technique de restauration complète, deux approches écotoxicologiques ont été retenues. La première, couramment employée pour évaluer l'incidence de contaminants sur le milieu aquatique, consiste à réaliser plusieurs bioessais de toxicité monospécifiques. La seconde, plus innovante, consiste à utiliser un bioessai en microcosme ou système multispécies de 2 litres, tel qu'adapté par Triffault-Bouchet, dans lequel les organismes interagissent les uns avec les autres, ainsi qu'avec le milieu. Les résultats des bioessais de toxicité monospécifiques et multispécifiques seront utilisés pour obtenir une

estimation de l'effet potentiel d'un traitement éventuel en lac. Les bioessais de toxicité monospécifiques ont été sélectionnés en fonction de la représentativité par rapport au milieu étudié, disponibilité des organismes, disponibilité du matériel analytique et des installations où effectuer les bioessais, coût et la durée des bioessais.

La batterie de bioessais monospécifiques sélectionnée vise à représenter les premiers maillons de la chaîne trophique présente dans le milieu étudié. Le bioessai de toxicité multispécifique sélectionné vise à regrouper dans le même bioessai plusieurs organismes des bioessais de toxicité monospécifiques de telle sorte que les informations recueillies suite aux bioessais monospécifiques et multispécifiques soient complémentaires. Les bioessais monospécifiques ont été réalisés dans les mêmes conditions d'essai (excepté les volumes) que celles des bioessais en microcosme. Les bioessais de toxicité monospécifiques retenus pour l'étude sont présentés dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Bioessais de toxicité monospécifiques retenus pour l'étude.

Maillon trophique	Matrice	Bioessai de toxicité	
Producteur primaire	Eau de surface	(1) Inhibition de la croissance de l'algue unicellulaire <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , 96 heures (CEAEQ, 2005a)	
		(2) Inhibition de la croissance de la lentille d'eau <i>Lemna minor</i> (macrophyte flottant), 7 jours (Environnement Canada, 1999)	
Consommateur primaire	Eau de surface	(3) Survie et mobilité de la daphnie (microcrustacé) <i>Daphnia magna</i> , 48 heures (CEAEQ, 2005 b)	
		(4) Inhibition de la reproduction de la daphnie (microcrustacé) <i>Daphnia magna</i> , 21 jours (CEAEQ, 2005 b)	
	Sédiment et eau de surface	(5) Survie et croissance de la larve d'insecte <i>Chironomus riparius</i> , 7 jours (Association française de normalisation, 2004)	
		(6) Inhibition de l'émergence de l'adulte de l'insecte <i>Chironomus riparius</i> , 28 jours (Association française de normalisation, 2004)	
		(7) Survie et croissance de l'amphipode (microcrustacé) <i>Hyalella azteca</i> , 14 jours (Environnement Canada, 1997)	
		(8) Inhibition de la reproduction de l'amphipode (microcrustacé) <i>Hyalella azteca</i> , 42 jours (U. S. Environmental protection agency, 2000a)	
	Consommateur secondaire	Eau de surface	(9) Survie et croissance de la truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i> , 4 jours, (Environnement Canada 1990, modifié en 1996 et 2007).
			(10) Survie et croissance de la larve de Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i> , 4 jours, (Environnement Canada 1992, modifié en 1997 et 2008).

Les bioessais monospécifiques ont été réalisés à l'aide de protocoles standardisés, couramment utilisés par différentes institutions gouvernementales (CEAEQ, Environnement Canada, AFNOR), des laboratoires d'analyses accrédités, des laboratoires de recherche universitaires pour des études d'évaluation de toxicité ou en analyse de risques écotoxicologiques en milieux aquatiques dulcicoles. Afin de mieux répondre aux questions entourant la problématique spécifique du lac Saint-Augustin, certaines modifications ont été apportées par rapport aux protocoles originaux. Celles-ci sont décrites en détail dans la section 3.6 du présent chapitre

Le bioessai de toxicité multispécifique choisi est le microcosme de 2 litres de 28 jours, tel que mis au point par Clément et Cadier (Clément and Cadier, 1998) et adapté par Triffault-Bouchet (Triffault-Bouchet, 2004, Triffault-Bouchet et al., 2005a, Triffault-Bouchet et al., 2005b), qui regroupe les organismes suivant : l'algue unicellulaire *Pseudokirchneriella subcapitata*, la lentille d'eau *Lemna minor*, le microcrustacé *Daphnia magna*, la larve d'insecte *Chironomus riparius* et l'amphipode *Hyalella azteca*. Cet outil est décrit à la section 3.7 du présent document.

3.3. Description des conditions d'exposition des organismes

Un premier lot d'organismes a été exposé au traitement simple à l'alun tandis qu'un second a été exposé au traitement complet afin de distinguer l'effet de l'alun de celui de la technique complète (alun + roche calcaire + sable).

En 2004, suite à ses travaux sur l'optimisation d'un procédé de coagulation/floculation pour le lac Saint-Augustin, Allier avait démontré avec des essais en Jarr-tests qu'un dosage de 30 mg/L d'alun peut s'avérer efficace pour faire diminuer de moitié la concentration d'orthophosphates dans l'eau du lac (Allier, 2004). Toutefois, cette concentration s'avère supérieure à celle recommandée par le MDDEP (20 mg/L). Pour les présents travaux un dosage de 20 mg/L a été choisi comme concentration finale dans le milieu immédiatement après application d'alun afin de respecter les recommandations du MDDEP. Toutefois, dans le but de reproduire une distribution non homogène de l'alun lors de son application (théoriquement de 20 mg/L), différents dosages d'alun ont été testés : 0, 10, 20 et 30 mg/L. Pour les mêmes motifs, l'effet de la technique complète a été évalué en appliquant des

quantités de roche calcaire et de sable constantes et en faisant varier les dosages d'alun appliqués à raison de 0, 10, 20 et 30 mg/L, avec le traitement de 0 mg/L comme contrôle.

Afin d'obtenir un maximum d'informations sur les effets potentiels de la technique étudiée et augmenter la représentativité, les essais ont d'abord été effectués avec de l'eau et un sédiment artificiel et ensuite avec de l'eau et les sédiments du lac Saint-Augustin. Les milieux d'essais (eau + sédiment) ont été préparés et mis à oxygéner 7 jours avant le début des traitements afin de permettre l'installation d'un équilibre physico-chimique dans le milieu entre les différentes composantes abiotiques. Un délai de 24 h a été alloué entre l'application de l'alun et l'introduction des organismes dans le cas du traitement d'alun seul (Tableau 14). Un délai de 24 h a été alloué entre l'application de l'alun et de la roche calcaire, puis, un second délai de 24 h entre l'application de la roche calcaire et celle du sable et enfin 24 h entre l'application du sable et l'introduction des organismes pour un total de 72 h entre l'application de l'alun et l'introduction des organismes (Tableau 14). Les organismes ont donc, dans les deux cas, été exposés 24 h après la fin des traitements.

Tableau 14 : Schématisation de l'application des traitements

	Jours							
Traitement	-7	-6	-5	-4	-3	-2	-1	0
Alun	D						A	O
Comple	D				A	C	S	O

D : Début de l'équilibre eau et sédiments
A : Traitement d'alun
C : Application de la roche calcaire
S : Application du sable
O : Introduction des organismes

Ces délais ont été alloués afin de permettre une stabilisation des milieux, laisser 24 heures à l'alun pour se lier au phosphore et précipiter/foculer avant d'introduire la roche calcaire, allouer 24 heures entre l'application de la roche calcaire et du sable pour que les particules fines aient le temps de sédimenter et/ou se solubiliser, laisser 24 heures entre l'introduction des organismes et la fin du traitement afin de minimiser l'effet de la turbidité (Tableau 14). Notons que les délais entre les différentes applications des traitements sont relativement courts en comparaison de ce qui peut être réalisé *in situ*. Ils n'ont pu être allongés du fait des risques de développement important des bactéries et des risques liés à cette présence pour les organismes testés (toxicité de l'ammoniaque, etc.).

Afin que les conditions d'exposition entre les organismes soient comparables entre les essais monospécifiques et multispécifiques, les bioessais de toxicité sur les organismes pélagiques (*P. subcapitata*, *L. minor*, *D. magna*), qui se font normalement sans sédiments, ont été réalisés avec une eau issue d'aquariums (20 litres) dans lesquels les traitements ont été appliqués sur un milieu complexe, constitué d'eau et de sédiment. Pour les organismes benthiques (*Chironomus riparius*, *Hyalella azteca*) de même que pour les microcosmes, le traitement a été appliqué directement dans chaque enceinte-réplicat.

La procédure suivante a été suivie pour l'application des différentes étapes de la technique de restauration dans les enceintes des bioessais :

- application de l'alun : l'alun a été appliqué goutte à goutte avec une agitation lente de 5 minutes afin d'homogénéiser le dosage de l'alun dans la colonne d'eau et initier la réaction de coagulation ;
- application de la roche calcaire : 24 heures après l'application de l'alun, la roche calcaire a été déposée délicatement à la surface de l'eau jusqu'à l'obtention d'une couche d'environ 0,9 cm d'épaisseur, non uniforme, à la surface des sédiments ;
- application du sable : 24 heures après l'application de la roche calcaire, le sable a été déposé délicatement à la surface de l'eau en fine pluie. Le sable forme ainsi une couche d'une épaisseur d'environ 0,9 cm non uniforme à la surface des sédiments, se mélangeant et couvrant légèrement la roche calcaire.

La

Figure 13 présente, pour les enceintes d'exposition avec les organismes benthiques, les hauteurs de sédiments, roche calcaire, sable ainsi que de la colonne d'eau. Ces hauteurs représentent, en pourcentage de la hauteur totale, 18% de sédiments, 10% de roche calcaire, 10% de sable et 62% d'eau. Ces ratios ont été conservés dans les aquariums de 20 litres.

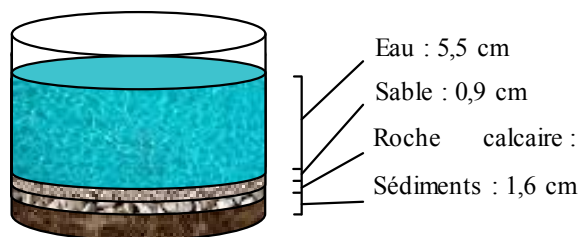


Figure 13 : Illustration du ratio eau/sable/roche calcaire/sédiments dans les enceintes d'exposition avec les organismes benthiques

3.4. Plan expérimental des évaluations écotoxicologiques

L'étude écotoxicologique était divisée en quatre phases successives précédées d'essais préliminaires. Ceux-ci ont consisté à caractériser les milieux d'essais de même qu'à tester sur chacun des organismes l'effet d'ajustement aux conditions du lac Saint-Augustin du milieu artificiel pour les sels et le phosphore. Les phases I à IV ont consisté à évaluer d'abord la toxicité de l'alun appliqué seul, et ensuite à évaluer la capacité des organismes à recolonisation un milieu traité avec la technique de restauration complète. Cette approche en deux temps visait à évaluer la compatibilité de la technique de restauration proposée avec le fonctionnement biologique du lac et permettre de faire des recommandations appropriées quant à d'éventuelles modifications à apporter ou précautions à prendre lors de l'application d'un tel traitement *in situ*.

Les bioessais de toxicité monospécifiques et multispécifique ont été réalisés avec différentes matrices : 1) artificielles (eau et sédiments formulés) et 2) naturelles (eau et sédiments échantillonnés dans le lac Saint-Augustin). Les bioessais en conditions artificielles ont été réalisés afin de définir l'effet de l'alun sur les organismes ainsi que l'incidence de la présence de la roche calcaire et du sable sur le développement de ces organismes, dans un milieu simple. Cette première étape en milieu artificiel a été réalisée afin de rendre plus aisée la compréhension des mécanismes en jeu lors de la réalisation des bioessais en conditions naturelles (milieu alors plus complexe en raison de la composition de l'eau et des sédiments du lac Saint-Augustin, dont notamment la présence d'autres contaminants). Cette étape visait à détecter les possibles interférences du milieu naturel avec l'action de l'alun et de la roche calcaire. Les quatre phases principales (Phase I à IV) ont été les suivantes :

- phase I : évaluation en conditions artificielles de l'effet du traitement d'alun seul puis du traitement complet au moyen des bioessais de toxicité monospécifiques (1 à 10 du Tableau 13 ;

- phase II : reprise des expériences de la Phase I mais cette fois en conditions naturelles ;
- phase III : évaluation en conditions artificielles de l'effet du traitement d'alun seul puis du traitement complet au moyen des bioessais de toxicité multispécifiques. Cependant, pour des raisons techniques qui sont explicitées dans le chapitre 4, l'évaluation des traitements en conditions artificielles au moyen de l'outil n'ont pu être évalués;
- phase IV : reprise des expériences de la Phase III mais cette fois en conditions naturelles.

La Figure 14 présente le schéma conceptuel du plan expérimental des évaluations écotoxicologiques.

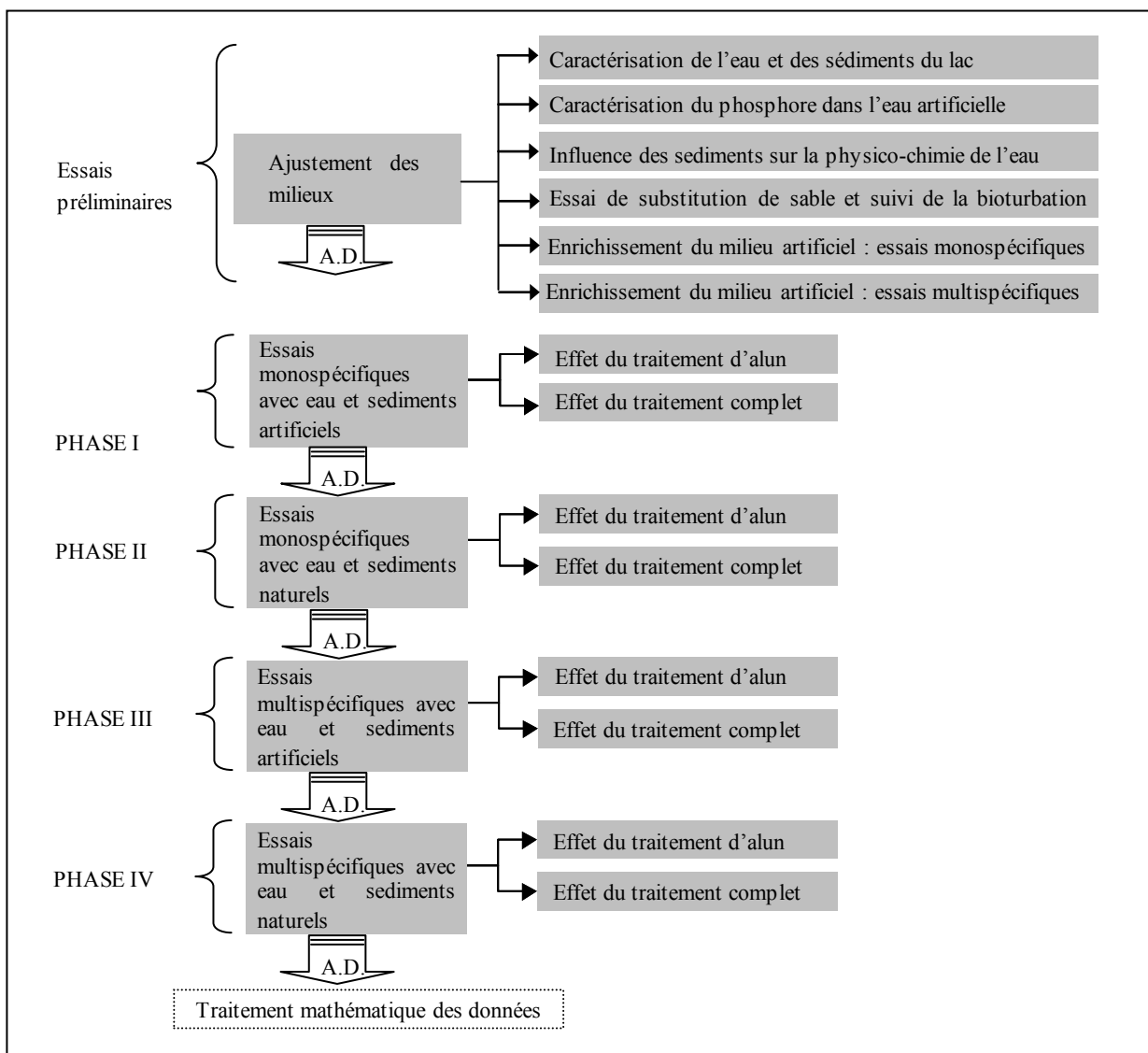


Figure 14 : Schéma conceptuel du plan expérimental des évaluations écotoxicologiques (A.D. : Analyse des données).

3.4.1. Bioessais préliminaires

Les bioessais préliminaires à la phase I ont été effectués en conditions artificielles soit en conditions de référence, de laboratoire, afin d'ajuster les conditions d'exposition des organismes tests aux conditions du lac Saint-Augustin, plus particulièrement au niveau des concentrations de phosphore et d'ions chlorure et sodium. Ils ont consisté à :

- caractériser l'eau et les sédiments du lac Saint-Augustin ;
- caractériser les formes de phosphore dans l'eau artificielle ;
- évaluer l'incidence des sédiments artificiels sur la physico-chimie des milieux artificiels ;
- évaluer l'effet de la substitution du sable de Loire par du gravier coloré dans la formulation des sédiments artificiels et observation qualitative de la bioturbation par *Chironomus riparius* ;
- évaluer l'effet de l'enrichissement de la colonne d'eau du milieu artificiel aux concentrations de P_{tot} , Na^+ et Cl^- rencontrées dans le lac Saint-Augustin sur la réponse des organismes utilisés pour les bioessais de toxicité monospécifiques (bioessais 1 à 8 du Tableau 13) ;
- évaluer l'effet de l'enrichissement de la colonne d'eau du milieu artificiel aux concentrations de P_{tot} , Na^+ et Cl^- rencontrées dans le lac Saint-Augustin sur l'utilisation de l'outil microcosme.

Ces essais préliminaires ainsi que leurs objectifs respectifs sont détaillés dans les sections 3.4.1.1 à 3.4.1.5.

3.4.1.1. Caractérisation de l'eau et des sédiments du lac Saint-Augustin

L'eau, les sédiments et l'eau interstitielle des sédiments décongelés du lac Saint-Augustin ont été caractérisés avant leur utilisation dans les bioessais. Selon le cas, l'une ou plusieurs de ces trois composantes des milieux d'essais ont aussi été échantillonnées puis caractérisés lors des bioessais de toxicité monospécifiques et multispécifiques en milieu artificiel et

naturel. Toujours selon le cas, plusieurs ou tous les paramètres suivants ont été analysés: pH, conductivité, dureté, humidité, carbone organique total, phosphore total, NH_4 , SO_4 , Al, B, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Zn, Cl et F. Le Tableau 15 présente les méthodes d'analyse qui ont été utilisées pour la détermination de ces paramètres.

Tableau 15 : Paramètres de suivi physico-chimique des bioessais et méthodes d'analyses (LD : limite de détection)

	Paramètre	LD mg/L	Prétraitement	Appareillage	Principe d'analyse	Référence		
Sédiments	Eau interstitielle des sédiments	Colonne d'eau	pH	0,5		pH-mètre, Acumet® AB30	Analyse électrométrique	Acumet®
			Oxygène dissous	0,01		Oxymètre, Thermo Orion modèle 826A	Oxymétrie	Thermo Orion
			Conductivité	0,001		Orion modèle 720A	Conductivimétrie	Orion
			Température	0,1		Oxymètre, Thermo Orion modèle 826A		Thermo Orion
			Alcalinité	0,2 CaCO ₃		Titration	Titrage à l'acide nitrique	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2011)
			Dureté	0,2 CaCO ₃		Titration alcalimétrique	Titrage au phénolphtaléines	
			Azote total et phosphore total	0,30 et 0,05		Colorimétrie avec salicylate de sodium, nitroferriyanure et hypochlorite de sodium	Colorimétrie avec salicylate de sodium, nitroferriyanure et hypochlorite de sodium (absorbance du salicylate ammoniacal à 660 nm)	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008b)
			Azote ammoniacal	0,02	Pour les sédiments : extraction KCl	Colorimétrie avec salicylate de sodium,	Mesure de l'absorbance du salicylate ammoniacal à 660 nm	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008a)
			Nitrates et nitrites	0,05	Eau : N ₂ H ₄ et CuSO ₄ Sédiments : C		Colorimétrie avec sulfate d'hydrazine et N.E.D.	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2006)
			Ba, Bo		HNO ₃		Spectrométrie d'émission au plasma d'argon (émission au plasma induit par radiofréquence, ou ICP-OES)	Eau : (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2007) Sédiments : (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2003)
	Altot.,	0,005						
	Br	0,002						
	Ca, Mg, Na	0,02						
	Cd	0,0003						
	Cr, Cu, Fe, Ni	0,001						
	K	0,03						
	Mn, Sr	0,0002						
Pb, Zn	0,004							

Ces analyses visaient à déterminer les concentrations dans les composantes des milieux naturel en vue d'un éventuel ajustement des milieux artificiels en phosphore, chlorures et en sodium, ou encore elles visaient à vérifier l'efficacité des traitements sur les concentrations de phosphore ainsi que sur les concentrations d'aluminium résiduel dans l'eau après l'application des traitements. Le suivi physico-chimique a été différent selon le bioessai réalisé.

3.4.1.2. Formes de phosphore présentes dans l'eau artificielle

L'eau artificielle de la méthode originale des milieux microcosme (Mo), Annexe II F) a été analysée afin de connaître les pourcentages respectifs des différentes formes de phosphore présentes dans ce milieu et déterminer leur biodisponibilité. Les formes de phosphore analysées ont été : le phosphore total, le phosphore total dissous, le phosphore biodisponible (qui peut être disponible pour le biote directement ou suite à l'activité d'acides, d'enzymes ou de différentes réactions biochimiques induites par le biote) et, enfin, les orthophosphates. Les méthodes d'analyse ayant été utilisées sont présentées dans le Tableau 16.

Tableau 16 : Méthodes et principes d'analyses employés pour le dosage des différentes formes de phosphore dans l'eau

Paramètre	Méthode et/ou instruments	Principe d'analyse	Référence
Orthophosphates	Colorimétrie avec acide ascorbique	Mesure de l'absorbance à 880 nm	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2010)
Phosphore assimilable solide	Colorimétrie avec molybdate d'ammonium (méthode Mehlich)	Mesure de l'absorbance à 660 nm	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008c)
Phosphore biodisponible	Traitement au NaOH. Extraction à l'hydroxyde de sodium; dosage colorimétrique avec molybdate d'ammonium	Mesure de l'absorbance à 880 nm	(CEAEQ) - Protocole non disponible -
Phosphore inorganique	Colorimétrie avec molybdate d'ammonium et antimoine puis réduction avec acide ascorbique	Mesure de l'absorbance à 660 nm	(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008d)

3.4.1.3. Suivi physico-chimique des milieux d'essais avec eau et sédiments artificiels sans organisme

Cet essai avait pour objectif de mesurer de quelle façon l'équilibre physico-chimique entre les sédiments et la colonne d'eau modifie la composition chimique de la colonne d'eau en fonction du temps dans les enceintes d'essai de 500 ml employées pour les bioessais avec *C. riparius* et *H. azteca*. Il visait de plus à déterminer si les paramètres mesurés étaient comparables à ceux du lac Saint-Augustin. L'essai a duré 21 jours (n = 6). La température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité, l'ammoniac non-ionisé (NH₃) et les nitrites (NO₂) ont été mesurés aux jours 0, 2, 6, 7, 14, 16 et 21. De plus, l'eau a été échantillonnée les jours 0, 2, 7, 14 et 21 pour déterminer les concentrations des éléments suivants : P_{tot}, Ca, Cl, Na, Mg et K. Les volumes prélevés dans chacun des 6 réplicats ont été mélangés avant d'être analysés.

3.4.1.4. Effet de la substitution du sable de Loire par du gravier coloré dans la formulation des sédiments artificiels et observation qualitative de la bioturbation par *C. riparius*

Ce bioessai avait pour objectif de déterminer si le bioessai monospécifique d'émergence avec *C. riparius* (bioessai 6 du Tableau 13) est réalisable avec l'eau artificielle et un sédiment artificiel dont le sable de Loire serait remplacé par du gravier coloré (en raison de problème d'importation du sable de Loire). Il visait par ailleurs à évaluer si le pourcentage de kaolin dans les sédiments artificiels occasionne de la turbidité dans les milieux suite à la bioturbation (turbidité liée à l'activité biologique) causée par *C. riparius*. Une trop forte turbidité des milieux risquait de causer un biais dans les résultats en microcosmes car a) les daphnies peuvent ingérer les particules en suspensions et être incomodées et b) il peut devenir impossible de dénombrer les néonates produits dans un milieu trop trouble.

3.4.1.5. Évaluation de l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel sur la réponse des organismes utilisés pour les bioessais de toxicité monospécifiques

Ces bioessais avaient pour objectifs d'évaluer l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel original par du phosphore, du calcium, du sodium et du chlorure à la conductivité

susceptible d'être mesurée dans la colonne d'eau du lac Saint-Augustin (1500 µS/cm) afin d'imiter les conditions eutrophes et l'apport de sels de voiries de l'autoroute Félix-Leclerc. L'enrichissement de l'eau du milieu artificiel original est décrit en détail à la section 3.5.1. Ces essais visaient à s'assurer que l'ammendement des milieux ne produirait pas d'interférences avec l'interprétation des résultats des essais des phases I à IV (essais de toxicité avec l'alun et avec la technique complète).

Des bioessais préliminaires ont été effectués sur les producteurs primaires (*P. subcapitata* et *L. minor* : bioessai 1 et 2 du Tableau 13) en conditions témoins artificiels et avec des milieux enrichis en phosphore (milieu MP décrits à la section 3.5.1). De plus, des bioessais préliminaires ont été effectués sur tous les organismes retenus pour les bioessais de toxicité monospécifiques : (bioessais 1 à 8 du Tableau 13) en conditions témoins artificiels et avec des milieux enrichis avec du chlorure de sodium et du chlorure de calcium (milieu MS section 3.5.1).

3.4.1.6. Évaluation de l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel sur l'utilisation de l'outil microcosme

L'objectif de ces bioessais préliminaires était de déterminer le fonctionnement de l'outil microcosme suite à l'enrichissement de la colonne d'eau en phosphore, en calcium, en sodium et en chlorure, en l'absence d'organismes. Ces bioessais préliminaires en microcosme ont été réalisés en conditions témoins artificiels et avec des milieux enrichis en phosphore, en calcium, en sodium et en chlorure (milieu MPS section 3.5.1).

3.4.2. Phase I à IV : Bioessais de toxicité

L'objectif des phases I à IV était d'évaluer au moyen de la batterie de bioessais de toxicité monospécifiques et multispécifiques en conditions artificielles puis en conditions naturelles a) la toxicité des traitements d'alun et la capacité des organismes à recoloniser un milieu ainsi traité, b) la toxicité du traitement complet (alun combiné au recouvrement de roche calcaire et de sable) et c) la stabilité des paramètres physico-chimiques après les traitements avec chacune de ces techniques.

3.4.2.1. Phase I : Bioessais de toxicité monospécifiques en conditions artificielles

Les bioessais 1 à 8 (Tableau 13) ont été réalisés dans l'eau artificielle enrichie (milieu M section 3.5.1 du présent chapitre). Dans un premier temps, les traitements d'alun seul ont été évalués pour les dosages suivants : 10, 20 et 30 mg/L. Dans un deuxième temps, les traitements complets (alun combiné au recouvrement de roche calcaire et de sable) ont été évalués pour les dosages d'alun suivants : 10, 20 et 30 mg/L.

3.4.2.2. Phase II : Bioessais de toxicité monospécifiques avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin

Les bioessais de la phase I ont été repris intégralement avec de l'eau et des sédiments du lac Saint-Augustin échantillonnés durant l'été 2008 (les détails concernant l'échantillonnage et la conservation des échantillons sont donnés à la section 3.5.3). Ces bioessais ont permis d'obtenir des informations complémentaires importantes pour l'analyse des résultats des bioessais en microcosmes et ont rendu possible la comparaison des approches en conditions artificielles et naturelles.

3.4.2.3. Phase III : Bioessais en microcosmes avec eau et sédiments artificiels

Le design expérimental de l'évaluation en microcosme de l'impact des traitements d'alun et complet en conditions artificielles était le suivant : 8 réplicats avec organismes, 8 réplicats avec traitement d'alun seul, 8 réplicats avec traitement complet. Les modalités d'application des traitements étaient les mêmes qu'à la Phase I (section 3.4.2.1 du présent chapitre) à l'exception que seule le dosage de 20 mg/L d'alun devait être évalué.

Suite aux résultats des bioessais préliminaires en microcosmes, les bioessais de la phase III ont été abandonnés (voir chapitre III - Résultats).

3.4.2.4. Phase IV : Bioessais en microcosmes avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin

Ces bioessais multispécifiques étaient identiques à ceux de la phase III (section 3.4.2.3) à l'exception que les milieux d'essais étaient constitués de l'eau et des sédiments du lac

Saint-Augustin. Les détails méthodologiques pour les bioessais en microcosmes sont présentés à la section 3.7.

3.5. Outils analytiques

3.5.1. Eau artificielle

Les bioessais de toxicité, monospécifiques et multispécifiques, en conditions artificielles, ont été réalisés avec une eau artificielle. La composition initiale de cette eau artificielle appelé «milieu microcosme original» (codé **Mo** dans la suite du présent document), est décrite dans l'Annexe II F. L'eau douce artificielle est inspirée du milieu utilisé pour la culture d'algues (OCDE, 1993), modifié par (Clément and Cadier, 1998), et par Triffault-Bouchet (2006, résultats non publiés). Le milieu a été enrichi en vitamines pour supporter la croissance et la reproduction des hyallèles et des daphnies (thiamines, vitamine B 12 et biotine) ainsi qu'en phosphore (100 µg/L) et en azote (1,33 mg/L) pour assurer une meilleure croissance des producteurs primaires. Il est caractérisé par un ratio Ca : Mg de 4 : 1 et par l'absence d'EDTA. Cette eau avait une concentration en P_{tot} de 80 µg/L. Les solutions mères utilisées pour produire cette eau artificielle ont été stockées à 4 °C, pour une période maximale de 6 mois. L'eau artificielle a été fabriquée au besoin le jour de la mise à l'équilibre avec le sédiment artificiel, au moment du lancement de chacun des bioessai.

Le milieu témoin Mo a été enrichi en ajoutant du phosphore dans le but d'approcher les concentrations en P_{tot} susceptibles d'être rencontrées dans le lac au moment des bioessais *in situ*. Ce milieu enrichi en phosphore est codé **MP** dans la suite du présent document. Il a été obtenu en ajoutant dans le milieu Mo 39,0 µg/L de phosphore (325 µL d'une solution à 527,4 mg/L de KH_2PO_4 : Fisher Scientific, CAS 7778-77-0, pureté 99 %). La concentration finale en P_{tot} du milieu MP ainsi obtenu était de 120 µg/L.

Le milieu témoin Mo a été enrichi une seconde fois en ajoutant du calcium, du sodium et du chlore afin d'approcher les concentrations de ces éléments dans le lac Saint-Augustin et la conductivité susceptible d'y être rencontrée au moment des bioessais *in situ* (1500 µS/cm, valeur estimée en fonction des résultats de caractérisation les plus élevés au cours des

années précédentes Figure 7). Ce milieu enrichi en calcium, en sodium et en chlore est codé MS dans la suite du présent document. Il a été obtenu en ajoutant dans le milieu Mo 20 mg/L de Ca (1 ml/L d'une solution à 97,8 g/L de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Fisher Scientific, CAS 10043-52-4, pureté 96 %) et 5,5 ml/L d'une solution de NaCl à 100 g/L : Fisher Scientific, CAS 8028-77-1, pureté > 95 %) pour atteindre des concentrations finales de chlorure et de calcium de 470 mg/L et 106 mg/L respectivement et une conductivité de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Enfin, le milieu témoin Mo a été enrichi une troisième fois, cette fois en phosphore et en sel afin d'approcher les conditions du lac Saint-Augustin. Ce milieu enrichi en phosphore, en calcium, en sodium et en chlore est codé M dans la suite du présent document. Il a été obtenu en ajoutant dans le milieu Mo 39,0 $\mu\text{g}/\text{L}$ de phosphore (325 μL d'une solution à 527,4 mg/L de KH_2PO_4) et 20 mg/L de Ca (1 ml/L d'une solution à 97,8 g/L de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et 5,5 ml/L d'une solution de NaCl à 100 g/L) pour atteindre une conductivité de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3.5.2. Sédiment artificiel

Le sédiment artificiel utilisé dans cette étude était issu du protocole du bioessai en microcosme de 2 litres (Triffault-Bouchet et al., 2005a) et a récemment été modifié dans les laboratoires du CEAEQ. Ce sédiment artificiel a été développé par Clément et Cadier (1998) puis modifié par Triffault-Bouchet (2006, résultats non publiés). Il ne visait pas à imiter le sédiment du lac Saint-Augustin mais plutôt à fournir un sédiment artificiel de référence exempt de contaminant qui soit fonctionnel autant pour les essais monospécifiques avec sédiments que pour les essais en microcosmes. Les sédiments artificiels étaient constitués à partir de 7 composants (Tableau 17): deux sables de silice industrielle et un sable naturel importé de la Loire en France (tous de différentes granulométries), d'argile de type kaolin, de carbonate de calcium (CaCO_3) et enfin d' α -cellulose et de nourriture pour poissons de marque Tétramin® (employés comme sources de matière organique). La granulométrie des sables est présentée dans le Tableau 18.

Avant utilisation, les sables 1 à 3 ont été disposés dans un tamis et rincés à l'eau pour éliminer les particules fines jusqu'à ce que l'eau qui s'écoule ne soit plus trouble. Les sables rincés ont ensuite été séchés à 90 °C durant 24 heures (référence de l'étuve), puis

répartis dans des sacs à raison de 2 kg/sacs. Finalement, les sacs de sable ont été autoclavés pendant 1 heure à 121 °C en vue d'éliminer la majorité de la flore bactérienne, puis stockée dans un endroit sec jusqu'à leur utilisation.

Tableau 17 : Formulation du sédiment artificiel

Composant	% dans la formulation	Type de sol	Grosseur des particules	Compagnie	Tamisage
Sable 1	5,00 %	Sable de silice	300 à 1000 µm	Givesco	Humide
Sable 2	20,00 %	Sable de Loire	106 à 300 µm	Animalerie	Humide
Sable 3	63,25 %	Sable de silice	20 à 106 µm	Multi-sable RC Lté	Sec/humide
Argile	10,00 %	Kaolin	Poudre très fine	Silumine Art Techni-Céram	Non
α -cellulose	1,50 %	Matière organique	Poudre très fine	SIGMA (C 6429 – 500 g)	Non
Tétramin®	0,15 %	Matière organique	broyée < 1 mm	Animalerie	Non
CaCO ₃	0,10 %	Tampon	Poudre très fine	Anachemia (AC-1941-10Kg)	Non

Tableau 18 : Granulométrie des sables commerciaux utilisés pour la confection des sédiments artificiels

Tamis	Gravier coloré (%)	Sable 1 (%)	Sable 2 (%)	Sable 3 (%)
2,0 mm	0	0	0	-
1,0 mm	11,9	26	0	-
500 µm	62,4	67,7	8,3	-
300 µm	20,2	4,9	51,1	0,01
250 µm	2,3	0,4	-	0,8
106 µm	3	0,4	39,8	78,4
75 µm	0,1	0,1	0,8	9,7
<20 µm	0,1	0,02	-	10,7
reste	-	-	-	0,23
perte	-	-	-	0,6

3.5.3. Eau et sédiments naturels

Deux campagnes d'échantillonnage ont eu lieu au lac Saint-Augustin soit le 9 septembre (eau seulement) et le 29 octobre 2008 (eau et sédiments). L'échantillonnage de l'eau et des sédiments a été effectué à partir d'une chaloupe. L'eau de surface a été récoltée avec un contenant neuf de grade alimentaire de 20 litres, rincé 3 minutes dans l'eau du lac avant son utilisation. Pour les prélèvements d'eau, un sac de polyéthylène (PEHD) de 20 litres avait été disposé dans ce contenant afin d'éviter le contact entre l'intérieur de celui-ci et l'eau.

L'eau du lac a été échantillonnée à l'extrémité opposée au moteur de l'embarcation puis a été stockée pour le transport jusqu'au laboratoire dans ces mêmes contenants de 20 litres avec sacs. En raison des forts vents, il a été impossible de rester en place malgré l'utilisation d'une ancre. L'échantillonnage des sédiments a donc été réalisé suivant un transect. La localisation des sites d'échantillonnage est présentée dans la Figure 74 de l'Annexe I B.

Les sédiments de surface (15 à 30 premiers cm) ont été prélevés avec une benne à sédiments remaniés de type Ekman (Figure 15) dont les dimensions sont : 152 x 152 x 152 mm, la contenance de 3,5 litres et le poids de 3 kg. La benne a été rincée 3 minutes dans l'eau du lac avant d'être utilisée. Les sédiments ont été stockés et transportés au laboratoire dans le même type de contenants que l'eau.

Au total, 140 litres d'eau de surface ont été échantillonnés le 9 septembre 2008 et 240 litres d'eau et 90 kg de sédiments ont été échantillonnés le 29 octobre 2008. Au retour au laboratoire, les sédiments ont été tamisés sur un tamis de 2 mm préalablement rincé à l'eau déminéralisée afin de retirer les organismes de grande taille (larves, gastéropodes), les branches et les cailloux, avant la congélation. L'eau a été conservée dans des sacs de polyéthylène (PEHD) de 2 litres ou de 20 litres et les sédiments dans des contenants de polyéthylène haute densité de 2,5 litres, remplis à ras bord, hermétiquement fermés. Les échantillons ont été conservés à -18 °C, à l'abri de la lumière. Les sédiments ont été décongelés à 4 °C avant d'être utilisés dans les 24 heures suivant leur décongélation complète.



Figure 15 : Benne Ekman

3.5.4. Roche calcaire

La roche calcaire utilisée pour les présents travaux provenait de la carrière Union ltée, située au 8410 boulevard Pierre Bertrand, à Québec. Il s'agit de la même source de roche calcaire que celle utilisée lors des précédents travaux de Dominguez (2005), de Brin (2007) et de arent (2007) (Dominguez, 2005, Brin, 2007, Parent, 2007). C'est une roche calcaire dont la taille moyenne des particules était de 2,5 à 5 mm soit de taille 1/8 (Dominguez, 2005). Plus de 90 % des particules ont une taille inférieure à 5 mm et environ 10 % ont une taille inférieure à 2 mm. Les concentrations en métaux extractibles de Cd, Cu, Pb, Zn sont respectivement de 2,0; 7,5; 40,5 et 11,5 mg/kg et celle en P extractible est de 6,1 mg/kg (Galvez-Cloutier et al., 2004).

3.5.5. Sable de recouvrement

Le sable utilisé pour le recouvrement est un mélange 50/50 p/p (poids/poids) de sables de silice (sable 1 : $\varnothing = 106$ à $250 \mu\text{m}$ et sable 3 : $\varnothing = 100$ à $500 \mu\text{m}$) (Tableau 17).

3.5.6. Caractérisation physico-chimique des milieux

L'eau prélevée dans les aquariums, utilisée pour l'exposition des organismes aquatiques pélagiques, a été caractérisée (sauf pour les essais avec les poissons). Les paramètres mesurés ont été les suivants : le pH, la conductivité, la dureté, les métaux, le phosphore et les ions chlorure. Les métaux analysés ont été les suivants : Al, Bo, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Zn. Pour les bioessais avec *C. riparius* et *H. azteca*, la colonne d'eau a été échantillonnée 24 heures après la fin des traitements. Les conditions mesurées représentent donc celles du milieu au moment de l'introduction des organismes (J_0). Les méthodes d'analyse utilisées ont été présentées dans le Tableau 15.

3.6. Bioessais de toxicité monospécifiques

La section qui suit décrit en détail les modifications qui ont été apportées à chacun des protocoles de référence soit pour s'approcher davantage des conditions spécifiques du lac Saint-Augustin, soit pour des raisons pratiques.

3.6.1. Bioessai de toxicité vis-à-vis de l'algue *P. subcapitata*

Ce bioessai était issu du protocole de référence suivant: « Inhibition de la croissance de l'algue unicellulaire *Pseudokirchneriella subcapitata*, 96 heures (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005a) ». Il consistait à exposer pendant 96 heures l'algue unicellulaire *P. subcapitata* (anciennement nommée *Selenastrum capricornutum* puis *Raphidocelis subcapitata*) à la matrice à évaluer ou au milieu témoin. Il avait pour but de comparer les effets des différents milieux d'exposition sur la croissance algale par rapport au témoin.

Les algues *P. subcapitata* étaient issues d'une culture en phase exponentielle de croissance cultivée dans le laboratoire de Biologie du CEAEQ. La culture était maintenue dans un milieu de culture présenté à l'Annexe II A (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005a), à 20 ± 2 °C, sous une lumière fluorescente de 2500 lux, avec une photopériode de 16 heures de jour. Elle était repiquée une fois par semaine en milieu stérile et maintenue sous aération et agitation pour introduire de l'oxygène et du dioxyde de carbone dans le milieu et éviter la décantation des algues. Afin de minimiser le transfert de nutriments et d'EDTA vers les milieux d'essais, les cultures d'algues ont été centrifugées 2 fois (2000 g, 15 min; IEC 3000, Walthman, MA, USA) et remises en suspension dans le milieu témoin (M) avant d'être utilisées pour les bioessais.

Afin de s'assurer de la viabilité des algues dans un milieu proche des conditions de salinité et de phosphore du lac Saint-Augustin, des essais préliminaires ont été effectués avec les milieux MP, MS puis M (voir section 3.5.1). Dans une seconde étape, les organismes ont été exposés à l'eau prélevée dans les aquariums dans lesquels les traitements à l'étude ont été préalablement effectués (voir section 3.4.2 et 3.4.2.2 du présent chapitre). Les bioessais ont été menés conformément au protocole du CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005a). Au début du bioessai, une solution concentrée de *P. subcapitata* (0,1 ml) a été introduite dans les solutions à tester (volume final de 10 ml, contenant de 20 ml, 12 réplicats par traitement) de manière à obtenir une concentration finale de 10 000 cellules/ml. Les bioessais ont été réalisés dans des enceintes à environnement contrôlé de type CONVIRON (4300 lux \pm 10 %, lumière continue) sous agitation continue (100 rpm). Après 96 heures d'exposition, les cellules algales ont été

comptées à l'aide d'un compteur de particules (MultisizerTM 3 Coulter counter[®], Beckman coulter, Miami, FL, USA). Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16. À la fin de l'essai, la croissance des algues dans les milieux d'essais était suivie par dénombrement des algues au compteur de particules (MultisizerTM 3 Coulter counter[®]).

Les critères de validité standard du protocole du CEAEQ ne s'appliquaient pas intégralement aux bioessais effectués dans le contexte de la problématique du lac Saint-Augustin. En effet, plutôt que de viser à trouver une concentration d'effet, les bioessais effectués visaient à déterminer si des concentrations particulières pouvaient avoir des effets. Par conséquent, les bioessais étaient valides si: la densité cellulaire algale dans les contrôles se situait entre $2,0$ et $2,5 \times 10^6$ cell/ml avec un coefficient de variation inférieur à 25 % et une variation entre les réplicats du groupe contrôle inférieur à 20 %. Les résultats ont été exprimés en pourcentage d'inhibition ou pourcentage de stimulation par rapport au contrôle.

3.6.2. Bioessai de toxicité vis-à-vis de la lentille d'eau *Lemna minor*

Ce bioessai était issu du protocole de référence suivant: « Inhibition de la croissance de la lentille d'eau *Lemna minor* (macrophyte flottant), 7 jours (Environnement Canada, 1999) ». Les lentilles d'eau *L. minor* ont été exposées pendant 7 jours dans les milieux à évaluer et dans un milieu contrôle. Ce bioessai avait pour but de comparer les effets des différents milieux d'exposition sur la croissance des lentilles d'eau par rapport au contrôle. Les lentilles d'eau utilisées pour les bioessais ont été cultivées au laboratoire de biologie du CEAEQ. La culture était maintenue dans un milieu AFNOR présenté dans l'Annexe II B (Association française de normalisation, 2006), sous une lumière fluorescente de 3500 lux, une photopériode de 16 heures/jour, à 25 ± 1 °C. La culture de *L. minor* était repiquée tous les 7 jours par transfert de 10 colonies de deux frondes dans un nouveau milieu de culture stérile.

Afin de s'assurer de la viabilité des lentilles d'eau dans un milieu ajusté aux conditions de salinité et de phosphore du lac Saint-Augustin, des essais préliminaires ont été effectués avec les milieux MP, MS puis M. Dans une seconde étape, les organismes ont été exposés à

l'eau prélevée d'aquariums dans lesquels les traitements ont été appliqués (voir section 3.3). Les bioessais ont été menés conformément aux recommandations du protocole standardisé d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2007b). Ainsi, au début du bioessai, trois colonies de deux frondes de *L. minor* ont été introduites dans les solutions à tester (volume final : 300 ml, contenant de 500 ml), de manière à obtenir 6 frondes par réplicat (3 réplicats par traitement). Après 7 jours d'exposition (3500 lux, 16/8 h, 22 °C), le nombre de frondes a été déterminé et le poids sec total a été mesuré après une période de séchage à 60 °C pendant 24 heures. Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16. Les résultats ont été exprimés en pourcentage d'inhibition ou pourcentage de stimulation par rapport au contrôle. Les bioessais ont été considérés valides lorsque le nombre de frondes dans les contrôles à la fin du bioessai était supérieur à 48, soit 8 fois supérieur au nombre introduit en début d'essai.

3.6.3. Bioessais de toxicité vis-à-vis de la daphnie *D. magna*

Les bioessais de toxicité vis-à-vis de *Daphnia magna* étaient issus des protocoles de référence suivant: « Survie et mobilité de la daphnie (microcrustacé) *Daphnia magna*, 48 heures (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005b) » et « Inhibition de la reproduction de la daphnie (microcrustacé) *Daphnia magna*, 21 jours (Centre d'Expertise en Analyses Environnementale du Québec); méthode non publiée ». Ainsi, trois paramètres d'effets ont été évalués pour la daphnie *D. magna* à l'aide de deux différents bioessais monospécifiques. Le premier essai évaluait la mobilité et la survie durant 48 heures. Le deuxième essai évaluait la survie jusqu'à l'âge adulte et leur reproduction jusqu'au 21^e jour. Le nombre de mères survivantes et de bébés ou néonates produits a été déterminé afin de comparer l'effet des différents milieux d'exposition sur la reproduction des daphnies.

Les daphnies *D. magna* ont été cultivées dans le laboratoire de Biologie du CEAEQ suivant une méthode standardisée (CEAEQ, 2005a). L'élevage était réalisé avec l'eau du réseau de la ville de Sainte-Foy traitée (filtration sur 5 µm puis sur un filtre au charbon pour finir par un traitement U.V, ajustement de la dureté et une aération pendant 7 jours). Les caractéristiques de cette eau d'élevage étaient les suivantes : pH = 7,6; conductivité = 210-

270 $\mu\text{S/cm}$; dureté = 160-180 mg CaCO_3/L . Les élevages étaient maintenus dans des conditions statiques (cycle de lumière-obscurité de 16/8 h, 900 lux), avec une aération légère et l'eau était renouvelée trois fois par semaine : 66 % (v/v). Les organismes étaient nourris avec des algues (*P. subcapitata*) : 100 ml de culture concentrée par jour (20 à 30 millions c/ml).

Les bioessais de toxicité létale ont été réalisés conformément au protocole standardisé du CEAEQ (2007). Au début de l'essai, 5 daphnies ont été introduites dans 10 ml de chacune des solutions testées à raison de 4 réplicats par traitement. Après 48 heures d'exposition (lumière continue, 800 lux \pm 10 %, 24 \pm 2 °C), un suivi de la mobilité et de la mortalité des daphnies a été effectué. Dans le contexte des bioessais de toxicité aquatique avec les daphnies, l'immobilité constitue l'inaptitude à la nage pendant les 15 secondes qui suivent une légère agitation de la solution d'essai. Les daphnies immobiles étaient distinguées des daphnies mortes en observant les battements du cœur à la loupe binoculaire. Les bioessais de toxicité chronique ont été réalisés conformément à un protocole interne du CEAEQ inspiré des protocoles OCDE (Organisation de Coopération et de développement économiques, 1984), ISO (Organisation Internationale de Normalisation, 2000) et ASTM (ASTM Standards E1193, 1997 (2004)). Au début de l'essai, 1 daphnie néonate de moins de 24 heures a été introduite dans chacune des solutions testées (volume final de 100 ml, contenant de 200 ml), à raison de 10 réplicats par traitement. Durant les 21 jours d'exposition, un suivi de la mortalité des daphnies et un suivi des naissances a été effectués tous les 2 ou 3 jours. Les petits ont été retirés des milieux d'essais à chaque lecture.

Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16. Les résultats des bioessais de toxicité aiguë ont été exprimés en pourcentage de daphnies immobiles et en pourcentage de mortalité après 48 heures. Pour les bioessais de toxicité chronique, les résultats ont été exprimés en nombre de néonates moyen cumulé par mère de même qu'en nombre total de néonates produits. Les essais ont été considérés valides lorsque :

- La teneur en oxygène dissous était supérieure ou égale à 2 mg/L;
- Le pourcentage d'immobilité dans les témoins était inférieur à 10 %;
- Le pourcentage de mortalité dans les témoins était inférieur à 5 %;

- La CI_{50} – 48 h du bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) était comprise entre 0,6 et 1,7 mg/L.

3.6.4. Bioessai de toxicité vis-à-vis du chironome *Chironomus riparius*

L'essai de toxicité vis-à-vis de *C. riparius* était issu des protocoles de référence suivant: «Survie et croissance de la larve d'insecte *Chironomus riparius*, 7 jours (Association française de normalisation, 2004)» et «Inhibition de l'émergence de l'adulte de l'insecte *Chironomus riparius*, 28 jours (Association française de normalisation, 2004)». Pour l'essai de survie et de croissance, les larves de l'insecte *Chironomus riparius* ont été exposées pendant 10 jours dans les milieux à évaluer et dans un milieu contrôle (n = 4). Au 10^e jour, les larves ont été récoltées et mesurées pour évaluer les effets des milieux étudiés sur la survie et la croissance des larves. Pour l'essai d'émergence, les larves de l'insecte *Chironomus riparius* ont été exposées pendant 21 jours dans les milieux à évaluer et dans un milieu contrôle (n = 8). Du 10^e au 21^e jour, le nombre d'adultes émergents a été compté et sexé afin d'évaluer les effets des milieux étudiés sur le taux d'émergences des larves.

Les chironomes *Chironomus riparius* étaient cultivés dans le laboratoire de Biologie du CEAEQ suivant des méthodes standardisées (Association française de normalisation, 2004). L'élevage de *C. riparius* était réalisé dans des aquariums de 20 litres contenant du sable de silice (\varnothing 106 μ m, épaisseur de 2 cm) et de l'eau déchlorée dont les caractéristiques étaient les suivantes : pH = 7,7; conductivité = 350 μ S/cm; dureté = 96 mg $CaCO_3$ /L. Ces élevages étaient maintenus dans des conditions statiques, avec une aération légère, une luminosité de 500 à 1000 lux, une photopériode de 16 heures de jour et une température de 23 ± 1 °C. 50 % (v/v) de l'eau était renouvelée sur une base hebdomadaire. Les organismes étaient nourris avec une suspension de nourriture pour poissons TetraMin®, broyée (Tetrawerke, Melle, Allemagne), à raison de 50 mg de TetraMin® dans chaque aquarium, 2 fois par semaine.

Deux séries d'essais ont été réalisées préalablement à la mise en œuvre du protocole de recherche. Un premier essai a été réalisé afin d'évaluer l'incidence de l'émergence de *C. riparius* sur la turbidité de la colonne d'eau (bioturbation). Le sédiment artificiel contenait 10 % de kaolin (Tableau 17). Ces argiles blanches composées principalement de kaolinite

sont de fines particules susceptibles d'être remises en suspension par la bioturbation, notamment suite à l'émergence de *C. riparius*. Les essais sur la bioturbation visaient à évaluer si l'activité de *C. riparius* occasionne la remise en suspension de ces argiles pour ensuite déterminer si cette fraction en suspension peut nuire à l'interprétation des résultats lors des essais en microcosme (ex : obstruer le tractus digestif chez *D. magna*). Ensuite, un essai a été réalisé afin d'évaluer la possibilité de remplacer le sable de Loire par du gravier coloré dans les essais avec *C. riparius*. Comme l'importation de sable de Loire est maintenant prohibée au Canada en raison d'un changement dans la législation canadienne, il s'est avéré possible que le sable de Loire en réserve au CEAEQ soit en quantité insuffisante pour mener à terme l'ensemble des essais prévus (en considérant qu'il faille en reprendre quelques-uns). Le gravier coloré a donc été identifié comme étant un substitut potentiel au sable de Loire puisqu'il présente une granulométrie comparable. Le Tableau 18 présente les granulométries respectives du sable de Loire et du gravier coloré. Un essai sur un élevage de *C. riparius* a aussi été réalisé afin d'évaluer la possibilité de remplacer le sable de Loire par du gravier coloré dans les élevages et conserver le sable de Loire pour les essais. L'essai a consisté à initier un nouvel élevage avec du gravier coloré en remplacement du sable de Loire. Les résultats de ce dernier essai sont présentés dans la section optimisation des élevages (Annexe III). Les bioessais monospécifiques avec *C. riparius* sur la bioturbation et sur la substitution du sable de Loire par du gravier coloré ont été réalisés à raison de 12 réplicats pour le sable de Loire et de 6 pour le gravier coloré. Seul un suivi qualitatif de la turbidité de l'eau et un suivi de l'émergence ont été effectués.

Les bioessais de toxicité ont été menés conformément aux recommandations des méthodes Environnement Canada et AFNOR (Environnement Canada, 2007b, Association française de normalisation, 2006). Ils ont été réalisés dans des enceintes à environnement contrôlé de type CONVIRON : 1000 lux, une photopériode de 16 heures de jour, à la température de 23 ± 1 °C. Environ 7 jours avant le début des bioessais, les enceintes d'essais (500 ml) ont été remplies de sédiment (artificiel ou naturel, 0,1 l) et d'eau (artificielle ou naturelle, 0,4 l), avec une légère aération permettant le maintien du niveau de saturation en oxygène et l'établissement d'un début d'équilibre physico-chimique entre les sédiments et l'eau. Pendant ces 7 jours, les traitements ont été appliqués (alun ou traitement complet) tel que dans la procédure décrite à la section 3.3 et Tableau 14. L'eau utilisée pour préparer l'eau

artificielle était de l'eau déchlorée (pH = 6,2; conductivité = 239 μ S/cm; dureté = 72 mg CaCO₃/L). Au début du bioessai, 10 larves néonates de *C. riparius* (âgées de 2 jours après éclosion) ont été introduites au hasard dans chaque milieu d'essai. 12 réplicas ont été préparés pour chaque traitement. Quatre réplicas ont été utilisés pour la détermination de la survie et de la croissance des larves après 10 jours d'exposition et 8 réplicas pour déterminer l'émergence des insectes. Les chironomes ont été nourris quotidiennement avec une suspension de Tétramin® (1,5 ml à 4 g/L). Après 10 jours d'exposition, la survie et la croissance des chironomes ont été évaluées. La longueur des organismes a été déterminée à 0,1 mm près au microscope (Leica Wild M8, Richmond Hill, Canada). Du 10^e au 21^e jour d'exposition, l'émergence des chironomes a été suivie quotidiennement chaque jour ouvré.

Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées précisées dans le Tableau 16. Les résultats ont été exprimés en pourcentage d'inhibition de la survie et de la croissance des chironomes au 10^e jour et pourcentage de survie et taux d'émergence au 21^e jour. Le bioessai était valide si :

- la taille moyenne des organismes au début de l'essai était de : $1,8 \pm 0,3$ mm;
- le taux de survie des organismes exposés aux milieux témoins après 10 jours était supérieur à 70 %;
- la taille moyenne des organismes dans les milieux témoins à la fin de l'essai de 10 jours était supérieure à 9 mm;
- le taux d'émergence des organismes dans les milieux témoins à la fin de l'essai de 28 jours était supérieure à 70 %;
- la dureté, l'alcalinité et l'ammoniac de la colonne d'eau ne devaient pas varier de plus de 50 % durant l'essai et l'oxygène dissous devait être maintenu au-dessus de 80 %.

3.6.5. Bioessai de toxicité vis-à-vis de l'amphipode *H. azteca*

Le bioessai de toxicité vis-à-vis de *H. azteca* était issu du protocole de référence suivant: «Survie et croissance de l'amphipode (microcrustacé) *Hyaella azteca*, 14 jours (Environnement Canada, 1997)» et «Inhibition de la reproduction de l'amphipode (microcrustacé) *Hyaella azteca*, 42 jours (U. S. Environmental protection agency, 2000a)». Pour l'essai de survie et de croissance, dix juvéniles de *H. azteca* ont été exposés

pendant 14 jours aux milieux traités et dans un milieu contrôle. Les amphipodes ont été récoltés et mesurés au 14^e jour. Ce bioessai avait pour but de comparer l'effet des différents milieux d'exposition sur la survie et la croissance des amphipodes pour la période d'exposition. Pour l'essai de reproduction, dix juvéniles de *H. azteca* ont été exposés pendant 28 jours dans les milieux à évaluer et dans un milieu contrôle. Au 28^e jour, les amphipodes ont été transférés dans un milieu sans contaminants. Les néonates produits ont été comptés au jour 35 et au jour 42. À la fin de l'essai, les amphipodes survivants ont été récoltés, comptés et mesurés. Ce bioessai avait pour but de comparer l'effet des différents milieux d'exposition sur la survie, la croissance et la reproduction des amphipodes pour la période d'exposition.

Les amphipodes *H. azteca* ont été cultivés dans le laboratoire de Biologie du CEAEQ suivant des méthodes standardisées (Environnement Canada, 1997a, Association française de normalisation, 2003). Les élevages ont été réalisés dans du milieu M4 (Elenndt and Bias, 1990) dont les caractéristiques sont les suivantes : pH = 7,5; conductivité = 780 µS/cm; dureté = 270 mg CaCO₃/L. La composition du milieu M4 est présentée à l'Annexe II D. Les organismes ont été maintenus dans des conditions statiques, avec une aération légère, une luminosité de 500 à 1000 lux, une photopériode de 16 heures de jour et une température de 23 ± 1 °C. 70 % (v/v) de l'eau était renouvelée sur une base hebdomadaire. Les organismes ont été nourris avec une suspension de nourriture pour poissons TetraMin® broyée (Tetrawerke, Melle, Allemagne) à raison de 5 mg dans chaque aquarium 2 fois par semaine et 10 ml d'une solution d'algue *P. subcapitata* en phase exponentielle de croissance (20 à 30 millions cell./ml).

Les bioessais ont été menés conformément aux recommandations des méthodes Environnement Canada et AFNOR (Environnement Canada, 2007b, Association française de normalisation, 2006). Environ 7 jours avant le début des bioessais, les enceintes d'essais (500 ml) ont été remplies de sédiment (artificiel ou naturel, 0,1 L) et d'eau (artificielle ou naturelle, 0,4 L), avec une légère aération permettant le maintien du niveau de saturation en oxygène et l'établissement d'un début d'équilibre physico-chimique entre les sédiments et l'eau. L'eau utilisée pour préparer l'eau artificielle était de l'eau déchlorée (pH = 6,2; conductivité = 239 µS/cm; dureté = 72 mg CaCO₃/L). Pendant ces 7 jours, les traitements

ont été appliqués (alun ou traitement complet) tel que décrit à la section 3.3 et dans le Tableau 14. Au début du bioessai, 10 juvéniles de *H. azetca* (âgés de 7 à 10 jours) ont été introduites au hasard dans chaque réplicat à raison de 12 réplicats par traitement. Les bioessais ont été réalisés dans des enceintes à environnement contrôlé de type CONVIRON : 1000 lux, une photopériode de 16 heures de jour, à la température de 23 ± 1 °C. Durant les bioessais, les amphipodes ont été nourris quotidiennement avec 0,75 ml de YCT (levures, feuilles de céréales, nourriture pour truite; 2,2 g/L) (Association française de normalisation, 2003). Au 28^e jour, les amphipodes survivants ont été dénombrés. Quatre réplicats ont été conservés pour l'évaluation de la croissance. Les organismes des 8 autres réplicats ont été transférés dans des enceintes (500 ml) contenant seulement de l'eau et un support (étamine; 3 x 3 cm). Les enceintes ont été remises dans la chambre environnementale pour la suite de l'essai de toxicité. Les néonates produits ont été comptés et retirés aux jours 35 et 42. Les amphipodes ont été dénombrés et mesurés au jour 42. La longueur des organismes a été déterminée à 0,1 mm près au microscope (Leica Wild M8, Richmond Hill, Canada).

Les résultats ont été exprimés en :

- pourcentage d'inhibition de la survie des amphipodes au 28^e, 35^e et 42^e jour par rapport aux organismes témoin;
- pourcentage d'inhibition de la de la croissance (mm) au 28^e et 42^e jour par rapport aux organismes témoin;
- pourcentage d'inhibition de la reproduction au 35^e et au 42^e jour d'exposition par rapport aux organismes témoin.

Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16. Le bioessai était considéré valide si :

- le taux de survie dans les témoins, après 28 jours, était supérieur à 80 %;
- la longueur des organismes était \geq à 3,2 mm * ;
- la reproduction était \geq 2 jeunes par femelle * ;
- la dureté, l'alcalinité et l'ammoniac de la colonne d'eau ne devait pas varier de plus de 50 % durant l'essai et l'oxygène dissous devait être maintenu au-dessus de 80 %.

(*) : Résultats obtenus par 71 % des laboratoires ayant participé a un test de Round-Robin (U. S. Environmental protection agency, 2000b)

3.6.6. Bioessais de toxicité vis-à-vis de la truite arc-en-ciel

Cet essai était issu du protocole de référence suivant: « Survie et croissance de la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*, 4 jours, (Environnement Canada 1990, modifié en 1996 et 2007) ». Les juvéniles de truites arc-en-ciel *O. mykiss* ont été exposés pendant 4 jours dans les milieux à évaluer et dans un milieu contrôle. Au 4^e jour, les juvéniles ont été dénombrés, mesurés, séchés puis pesés. Les organismes n'étaient pas nourris en cours d'essai. Ce bioessai visait à évaluer l'effet des différents milieux d'exposition sur la croissance et la survie des truites arc-en-ciel.

Les truites arc-en-ciel de 1 jour provenaient du bassin noir de la pisciculture de la Jacques Cartier : lot 100203 du 03-02-2010. Les 990 alevins ont été maintenus au laboratoire dans un bassin contenant de l'eau déchlorée, oxygénée à plus de 80 %, à 15 ± 2 °C et caractérisé par un pH compris entre 6,0 et 8,5. L'éclairage était de 100 à 500 lux pour une photopériode 16 heures de jour. Une période de deux semaines d'acclimatation a été allouée avant le démarrage du bioessai afin de s'assurer de l'état de santé des poissons et de leur viabilité. Les truites étaient alimentées quotidiennement avec de la nourriture pour truites (Purina Tout Chow ®). Sur une base hebdomadaire, dix poissons ont été mesurés et pesés pour calculer la charge (la quantité de biomasses par litre) qui détermine la quantité de nourriture à administrer (2,5 % du poids frais des poissons Annexe III). Les juvéniles étaient observés quotidiennement afin de contrôler l'apparition de maladies et garantir la validité des bioessais.

Les bioessais ont été menés conformément aux recommandations de la méthode standardisée d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2007a). Ils ont été réalisés dans une chambre environnementale contrôlée. Deux séries de bioessais ont été réalisées dans un contexte exploratoire. La première série de bioessais a été réalisée sans sédiments et avait pour objectif d'évaluer l'effet de différents facteurs sur la survie et la croissance des alevins de truite arc-en-ciel après 4 jours d'exposition :

- l'effet du panier (forme cylindrique de 20 cm de diamètre disposé à 5 cm du fond) placé dans les aquariums pour empêcher les poissons d'atteindre le floc d'alun. Ce panier tend à augmenter la densité de poissons;
- l'effet du traitement d'alun à 20 mg/L sur la survie et la croissance des alevins de truite arc-en-ciel après 4 jours d'exposition;
- l'effet de l'aluminium résiduel (non précipité) dans la colonne d'eau suite au traitement avec l'alun à 20 mg/L (aquariums avec panier) sur la survie et la croissance des alevins de truite arc-en-ciel après 4 jours d'exposition

Pour cette première série de bioessais de toxicité sans sédiments, 6 aquariums de 36 litres contenant 30 litres d'eau artificielle (milieu M) ont été mis en place et maintenus durant 24 heures à 15 °C, sous aération douce pour maintenir le niveau de saturation en oxygène, avec une luminosité de 2000 lux à la surface de l'eau et une photopériode de 16/8. Suite à ces 24 heures, différents traitements ont été appliqués (Figure 16) :

- aquariums 1 et 2 : aucun traitement pour deux aquariums contrôle dont un avec panier (2);
- aquariums 3 et 4 : traitement d'alun à 20 mg/L avec panier;
- aquariums 5 et 6 : traitement d'alun à 20 mg/L sans panier.

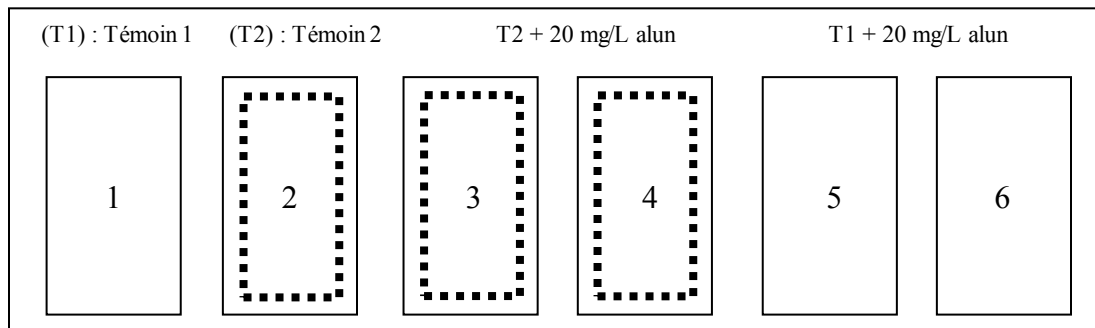


Figure 16 : Schéma du dispositif expérimental sans sédiment utilisé pour exposer les truites arc-en-ciel au traitement de l'eau artificielle à l'alun.

Vingt-quatre heures après l'application des traitements, 9 poissons d'environ 63 jours (poids moyen : 1,68 g; longueur moyenne : 53 mm) ont été introduits dans chaque aquarium pour une exposition de 4 jours (charge : 0,499 g/L). 10 poissons auraient dû être introduits mais les poissons utilisés étaient trop âgés donc trop gros, seulement 9 poissons ont été introduits pour respecter la charge maximale. La viabilité des juvéniles était

contrôlée chaque jour. Les poissons morts étaient retirés des aquariums. Au 4^e jour, les poissons ont été dénombrés puis mesurés et séchés pour enfin être pesés.

La seconde série de bioessais a été réalisée avec sédiments et avait pour objectif d'évaluer l'effet de différents facteurs sur la survie et la croissance des alevins de truite arc-en-ciel après 4 jours d'exposition :

- l'effet du traitement de la roche calcaire et du sable;
- l'effet du traitement d'alun à 20 mg/L (avec et sans panier);
- l'effet de l'aluminium résiduel (non précipité) dans la colonne d'eau suite au traitement d'alun à 20 mg/L (avec panier);
- l'effet du traitement complet (alun à 20 mg/L, roche calcaire et sable; sans panier);
- l'effet de l'aluminium résiduel dans la colonne d'eau suite au traitement complet (20 mg/L d'alun, roche calcaire et sable; avec panier).

Pour ce deuxième bioessai, 6 aquariums de 36 litres contenant 7,3 kg de sédiments artificiels et 30 litres d'eau artificielles ont été mis à équilibrer 7 jours à 15 °C, sous aération douce pour maintenir le niveau de saturation en oxygène, avec une luminosité de 2000 lux et une photopériode 16/8. Au terme de ces 7 jours, différents traitements ont été appliqués (Figure 17 : Schéma du dispositif expérimental utilisé pour exposer les truites arc-en-ciel au traitement d'alun et au traitement complet, en présence de sédiments.) :

- aquarium 1 : pas de traitement (témoin) ;
- aquarium 2 : traitement avec de la roche calcaire et du sable ;
- aquarium 3 et 4 : traitement d'alun à 20 mg/L pour ces deux aquariums dont un avec panier (aquarium 4) ;
- aquarium 5 et 6 : traitement d'alun à 20 mg/L + roche calcaire + sable pour ces deux aquariums, dont un avec panier (aquarium 6).

Vingt-quatre heures après l'application des traitements, 7 poissons d'environ 70 jours (poids moy : 2,31 g; longueur moyenne, 55 mm) ont été introduits dans chaque aquarium pour une exposition de 4 jours (charge 0,47 g/L). 10 poissons auraient du être introduits mais les poissons utilisés étaient trop âgés donc trop gros, seulement 7 poissons ont été introduits pour respecter la charge maximale. Au 4^e jour, les poissons ont été dénombrés, puis mesurés et séchés pour enfin être pesés.

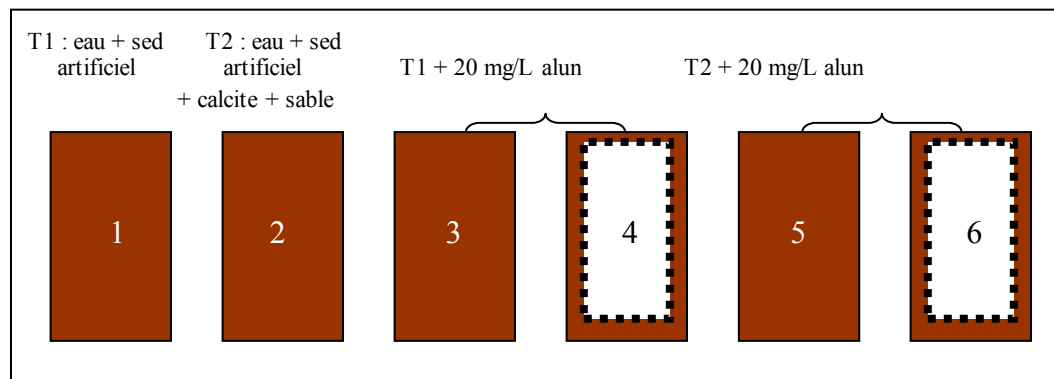


Figure 17 : Schéma du dispositif expérimental utilisé pour exposer les truites arc-en-ciel au traitement d'alun et au traitement complet, en présence de sédiments.

Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16. Les résultats ont été exprimés en pourcentage d'inhibition de la survie des truites arc-en-ciel par rapport aux organismes du milieu témoin après 4 jours d'exposition. Le bioessai n'était pas valide si plus de 10 % des poissons mouraient dans les milieux témoins ou avaient un comportement atypique et/ou stressé.

3.6.7. Bioessais de toxicité vis-à-vis du tête-de-boule

Cet essai était issu du protocole de référence suivant: « Survie et croissance de la larve de Tête-de-boule *Pimephales promelas*, 4 jours, (Environnement Canada 1992, modifié en 1997 et 2008) ». Dix larves de tête-de-boule (*P. promelas*) de moins de 24 heures ont été disposées dans les enceintes d'essai et exposées pendant 7 jours aux milieux à évaluer et dans un milieu contrôle. Les alevins morts ont été retirés quotidiennement. Au 7^e jour, les alevins vivants ont été comptés, séchés puis pesés (Melter PM 1200, précision : 0,001 g). Ce bioessai visait à évaluer l'effet des différents milieux d'exposition sur la croissance et la survie des larves de tête-de-boule.

Les œufs de tête-de-boule utilisés pour obtenir les larves et réaliser les bioessais de toxicité provenaient des laboratoires de FP Innovation Paprican, situé au 570 boul. Saint-Jean à Pointe-Claire, QC. Ces derniers avaient un élevage important et procèdent à des bioessais sur des bases régulières. Les œufs ont été pondus sur des tuiles de PVC lesquelles ont

ensuite été récoltées et transportées dans la même eau jusqu'au laboratoire du CEAEQ où les œufs ont été transférés dans le milieu témoin (M) et maintenus à température pièce sous aération douce pour maintenir le niveau de saturation en oxygène jusqu'à éclosion des larves. Deux d'essais ont été réalisées dans un contexte exploratoire. Le premier bioessai avait pour objectif d'évaluer la toxicité de l'aluminium résiduel dans la colonne d'eau suite à l'application du traitement d'alun seul à différents dosages (0, 10, 20 et 30 mg/L). Le deuxième bioessai avait pour objectif d'évaluer la toxicité de l'aluminium résiduel dans la colonne d'eau suite à l'application du traitement complet à différents dosages d'alun (0, 10, 20 et 30 mg/L). Pour ces deux bioessais, les quantités de roche calcaire et de sable étaient de 500 g chacun par aquarium. Les traitements ont été appliqués tel que décrit à la section 3.3 et dans le Tableau 14.

Les bioessais ont été menés conformément aux recommandations de la méthode Environnement Canada (Environnement Canada, 2008). Environ 6 heures après le début des premières éclosions, les tuiles de PVC sur lesquelles ont été pondus les œufs ont été transférées dans un second contenant de 20 litres, rempli de 8 litres d'eau artificielle pour une seconde série d'éclosion. Environ 18 heures plus tard, 10 larves issues de la deuxième série d'éclosion ont été introduites dans chaque enceinte d'essai de 500 ml contenant 250 ml d'eau d'exposition (produite selon la procédure décrite à la section 3.3.), exposées à 750 lux avec une photopériode de 16/8 h, à la température de 20 ± 1 °C. L'eau des essais a été renouvelée à 80 % trois fois par semaine. Les organismes ont été nourris tous les jours de l'essai avec une culture d'*Artemia salinas* de 24 heures (700 à 1000 naupilus). Les artémies non consommées ont été retirées chaque jour. Au terme des 7 jours d'exposition, les alevins ont été dénombrés, séchés puis pesés (Melter PM 1200, précision : 0,001 g).

Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16. Les résultats ont été exprimés en pourcentage de mortalité et en pourcentage d'inhibition de la croissance des larves de tête de boule par rapport au témoin. Le bioessai était valide si :

- l'effet combiné et cumulatif des mortalités ou des comportements de nage atypique était inférieur à 10 % dans les milieux témoins ;
- le poids sec moyen des poissons témoin était supérieur à 250 mg à la fin de l'essai ;

- le pH devait demeurer entre 5,5 et 8,5 ;
- le taux d'oxygène dissous devait demeurer > 80 %.

3.7. Bioessai de toxicité multispécifique

Cet essai, appelé microcosme de 2 litres, correspond à l'essai en microcosme mis au point par Clément et Cadier (Clément and Cadier, 1998) et adapté par Triffault-Bouchet (Triffault-Bouchet, 2004, Triffault-Bouchet et al., 2005a, Triffault-Bouchet et al., 2005b). Les systèmes étaient constitués d'un béccher en verre de 2 litres contenant de l'eau douce naturelle ou artificielle ainsi que de sédiments naturels ou artificiels. Les organismes (*P. subcapitata*, *L. minor*, *D. magna*, *C. riparius* et *H. azteca*) ont été exposés aux milieux à évaluer durant 28 jours. Les amphipodes survivants ont été transférés jusqu'au jour 42 dans des enceintes contenant de l'eau pour le suivi des naissances et de la mortalité. Ce bioessai de toxicité visait à évaluer l'effet des différents milieux d'exposition sur :

- la croissance de *L. minor*;
- la survie et la reproduction de *D. magna*;
- la survie, la croissance et l'émergence de *C. riparius*;
- la survie, la croissance et la reproduction de *H. azteca*.

Les organismes utilisés provenaient des mêmes cultures que celles utilisées lors des essais monospécifiques. Les procédures de culture des organismes sont décrites dans les sections précédentes :

- *P. subcapitata*, section 3.6.1 ;
- *L. minor* : section 3.6.2 ;
- *D. magna* : section 3.6.3 ;
- *C. riparius* : section 3.6.4 ;
- *H. azteca* : section 3.6.5.

La Figure 18 présente un schéma d'un microcosme de 2 litres

Microcosme de 2 litres

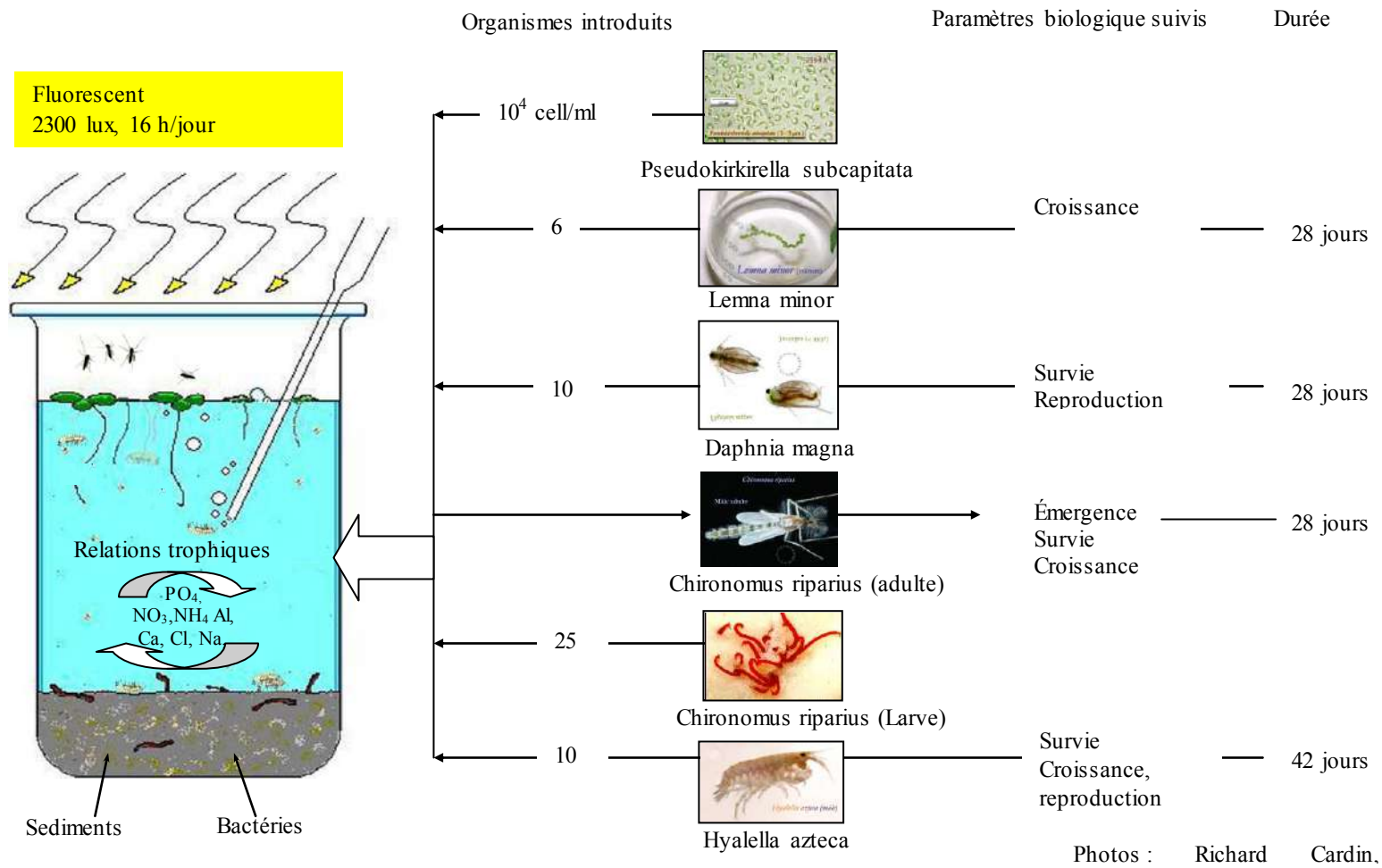


Figure 18 : Schéma d'un microcosme de 2 litres.

Suivant les mêmes procédures que lors des bioessais de toxicité monospécifiques effectués dans des enceintes avec sédiments (essais monospécifiques réalisés avec *C. riparius* et *H. azteca*), 250 g de sédiments et 1,8 litre d'eau ont été introduits dans les béciers 7 jours avant d'introduire les organismes. L'aération des milieux était assurée au moyen d'une pompe reliée à des pipettes pasteur pour permettre un niveau de saturation de plus de 80 %. Un film plastique recouvrait les systèmes afin de limiter l'évaporation et retenir les chironomes après l'émergence. Les systèmes ont ensuite été placés dans une chambre environnementale (Percival, PGW15), à la température de 21 ± 1 °C, sous une luminosité de 500 lux à la surface des systèmes, et une photopériode de 16 heures de jour. Ce délai visait à permettre l'établissement d'un équilibre physico-chimique entre l'eau et les sédiments ainsi que l'établissement d'une flore bactérienne.

L'alun, la roche calcaire et le sable ont été appliqués respectivement 3, 2 et 1 jour avant l'introduction des organismes (Tableau 14). L'alun a été appliqué à l'aide d'un dispositif d'essai de floculation/précipitation en bocaux (« Jarr test ») : 40 rpm pendant 20 min suivies de 20 rpm pendant 20 min afin d'assurer une répartition homogène de l'alun et d'initialiser les réactions de floculation/coagulation. Cette vitesse a été choisie en fonction des résultats obtenus suite à des essais effectués par Allier (Allier, 2004).

Deux conditions d'exposition ont été étudiées :

- l'application d'alun seul à 20 mg/L (M20) : n = 8
- l'application du traitement complet soit : 20 mg/L d'alun, 130 g de roche calcaire et 130 g de sable (M20*) : n = 8

Trois milieux contrôle ont été utilisés :

- eau et sédiments, sans traitement, en présence d'organismes (M) : n = 8
- eau et sédiments, sans traitements, sans organismes (MSO) : n = 3
- eau et sédiments, avec traitement complet, sans organismes (M20*SO) : n = 3

Huit réplicats ont été réalisés pour chaque condition, excepté pour les deux témoins sans organisme qui ont été évalués en triplicata. L'alun, la roche calcaire et le sable étaient les mêmes que ceux employés pour les essais monospécifiques.

Au début du bioessai, cinq organismes différents ont été introduits dans les systèmes : l'algue *P. subcapitata* (10000 cell./ml, culture en phase exponentielle de croissance), la lentille d'eau *Lemna minor* (3 colonies de 2 frondes), le microcrustacé *D. magna* (10 néonates de moins de 24 heures), le chironome *C. riparius* (15 larves âgées de 2 jours après éclosion) et l'amphipode *H. azteca* (10 juvéniles âgés de 7 à 14 jours). Les conditions d'exposition étaient les suivantes : bullage léger pour assurer un niveau de saturation en oxygène de plus de 80 %, une température de 21 ± 1 °C, sous une luminosité de 2000 lux à la surface des systèmes et une photopériode de 16 heures de jour.

Au cours des 28 jours d'exposition, la croissance des lentilles d'eau, la survie et la reproduction des daphnies ainsi que l'émergence des chironomes ont été suivies, de même que différents paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau (T°C, pH, conductivité, oxygène dissous, amoniaque, nitrites). Au 28^e jour, les organismes benthiques survivants ont été récupérés. Les larves de chironomes n'ayant pas émergé ont été conservées pour être mesurées afin d'évaluer leur croissance. Les amphipodes survivants ont été transférés dans des enceintes contenant de l'eau seulement pour le suivi de la survie et de la reproduction jusqu'au jour 42. Les paramètres physico-chimiques ont été analysés dans les différents compartiments abiotiques pour évaluer le transfert des contaminants. Les paramètres physico-chimiques suivis sont présentés dans le Tableau 15 et les méthodes d'analyses utilisées sont précisées dans le Tableau 16.

Pour chaque paramètre biologique, les résultats ont été exprimés de la même façon que pour le bioessai de toxicité monospécifique correspondant; c.-à-d. : % d'inhibition par rapport au témoin excepté pour les algues, qui n'ont pas été comptées en raison de différents facteurs qui complexifie l'évaluation de ce paramètre : interférence causée par les algues indigènes, sédimentation des algues, broutage par les daphnies. De plus, à la fin de l'essai les teneurs en chlorophylle deviennent très faibles ce qui fait que les mesures

présentent une très grande variabilité qui ne permet pas de discriminer l'effet des traitements. L'échantillonnage du biofilm présent sur les sédiments est également complexe. Par ailleurs, il existe un équilibre fragile entre la croissance des algues et leur consommation par les daphnies qui rend le suivi de la croissance des algues très complexe.

Des critères de validité pour l'essai en microcosme de 2 litres ont été proposés par Triffault-Bouchet (Triffault-Bouchet, 2004). Ils sont présentés dans le tableau 20.

Tableau 19 : Critères de validité des paramètres pour l'essai en microcosme de 2 Litres

Paramètre	Critère de validité
T°C de la colonne d'eau	21 ± 1 °C
Oxygène dissous (%)	> 80 %
Ammoniaque (colonne d'eau)	< 3,5 mg/L NH3 non ionisé*
Ammoniaque (eau interstitielle)	< 2,0 mg/L NH3 non ionisé**
Daphnia magna, survie	> 80 % les 20 premiers jours***
Chironomus riparius, survie	> 70 % à la fin de l'essai
Chironomus riparius, émergence	> 70 % à la fin de l'essai
Hyalella azteca, survie	> 80 % à la fin de l'essai

* : basé sur la CL50-48h de Daphnia magna

** : basé sur la CL50-10 jours de Chironomus riparius

*** : basé sur les 20 premiers jours (au-delà, les ressources alimentaires s'appauvrissent)

3.8. Traitement statistique des données

Les résultats des essais monospécifiques et multispécifiques ont fait l'objet d'analyses de variances paramétriques (ANOVA-1) ou non paramétriques (Litchfield-Wilcoxon) selon que les données respectaient ou non la normalité et l'égalité de la variance entre les groupes (test de Levene). Le test de Tukey ou le test t de student a ensuite été utilisé pour déterminer les différences significatives. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel JMP IN 5.1 et JMP 7.0.1 (SAS Institute Inc.).

4. CHAPITRE IV : RÉSULTATS ET DISCUSSION

i – avant propos

Afin de pouvoir alléger la suite du document, les abréviations suivantes sont utilisées :

Bioessais préliminaires sur le phosphore et le sel :

Mo	: milieu témoin artificiel (80 µg/L de P _{tot})
M+P	: milieu artificiel ajusté avec KH ₂ PO ₄ à 120 µg/L de P _{tot}
M+S	: milieu artificiel ajusté avec CaCl ₂ et NaCl à 1500µS/cm
M	: milieu témoin artificiel ajusté avec KH ₂ PO ₄ à 120 µg/L de P _{tot} et CaCl ₂ et NaCl à 1500µS/cm

Bioessais de toxicité monospécifique :

M	: milieu témoin artificiel ajusté avec KH ₂ PO ₄ à 120 µg/L de P _{tot} et CaCl ₂ et NaCl à 1500µS/cm
M10	: milieu M avec application de 10 mg/L d'alun
M20	: milieu M avec application de 20 mg/L d'alun
M30	: milieu M avec application de 30 mg/L d'alun
M*	: milieu M avec application de roche calcaire et de sable
M10*	: milieu M avec application de 10 mg/L d'alun, de roche calcaire et de sable
M20*	: milieu M avec application de 20 mg/L d'alun, de roche calcaire et de sable
M30*	: milieu M avec application de 30 mg/L d'alun, de roche calcaire et de sable

Bioessais de toxicité multispécifiques :

MSO	: eau et sédiments du lac Saint-Augustin, sans traitements, sans organismes
M	: eau et sédiments du lac Saint-Augustin, sans traitements, avec organismes
M20	: eau et sédiments du lac Saint-Augustin, avec traitement d'alun à 20 mg/L, avec organismes
M20*SO	: eau et sédiments du lac Saint-Augustin, avec traitement complet à 20 mg/L d'alun, sans organismes
M20*	: eau et sédiments du lac Saint-Augustin, avec traitement complet à 20 mg/L d'alun, avec organismes

De plus, dans le but de simplifier la lecture, les résultats de chacune des phases ont été regroupés pour chaque organisme.

4.1. Partie 1 : Physico-chimique des milieux d'essais

4.1.1. Caractérisation de l'eau et des sédiments du lac Saint-Augustin

La caractérisation de l'eau et des sédiments du Lac Saint-Augustin (Tableau 20) a permis d'évaluer si les conditions (pH, conductivité) et concentrations (P, Na, Ca, Cl) en conditions artificielles devaient être ajustées pour assurer un maximum de représentativité. Elle a aussi permis de déterminer si les concentrations de certains éléments dépassaient les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (CQPVA/MDDEP) (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009) pour les eaux de surface et les concentrations les critères d'évaluation (concentration seuil produisant un effet : CSE) pour la qualité des sédiments d'eau douce d'Environnement Canada et du MDDEP (CEQSED/EC) (Environnement Canada and Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007). Cela a permis de déterminer si il y avait des risques que les concentrations des autres éléments présents dans l'eau du lac ou dans les sédiments du lac produisent des effets lors des essais de toxicité.

Dans l'eau du lac Saint-Augustin, seules les concentrations de phosphore total et du cuivre excédaient les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP. Dans l'eau interstitielle des sédiments, seuls le phosphore total et l'aluminium excédaient ces mêmes critères de qualité. Dans les sédiments, le cuivre, le plomb et le zinc excédaient les CSE (36 mg Cu/kg ; 35 mg Pb/kg et 120 mg Zn/kg) établis par les critères d'évaluation pour la qualité des sédiments d'eau douce d'Environnement Canada et du MDDEP tandis que le Chrome et le Nickel en sont relativement proches (Tableau 20). Ces points sont détaillés dans les sections suivantes.

Par ailleurs, en comparant les données pour les eaux de surface de 2008 avec celles des années 2000 à 2006 présentée dans les Tableau 3 et Tableau 20, on remarque que :

- le pH est plus élevé de 0,4 dans l'eau de surface en 2008;
- la conductivité est plus faible de 395 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans l'eau de surface en 2008;
- la concentration en Fe est deux fois plus élevée en 2008;
- les concentrations en éléments nutritifs P_{tot} et NH_4 , en éléments traces métalliques Zn et Ca ainsi qu'en anions SO_4 et Cl sont plus faibles en 2008.

Tableau 20: Caractéristiques de l'eau de surface, de l'eau interstitielle des sédiments et des sédiments du lac Saint-Augustin

Paramètres	LDM (mg/L)	Eau (mg/L)	CQPVA/MDDEP (mg/L)	Eau interstitielle (mg/L)	Sédiments (mg/kg)	CEQSED/EC (mg/kg)
pH	0,01	8,4	6,5 à 8,5	-	-	-
Conductivité (µS/cm)	0,1	455	-	-	-	-
Dureté (mg/L)CaCO3	0,1	99,5	-	-	-	-
Humidité (%)	-	-	-	-	22	-
Perte au feu (%)	-	-	-	-	11	-
COT	-	5,1	-	49	-	-
P _{tot}	0,002	0,045	0,02	0,11	990	-
NH4	0,06	0,17	-	2,9	-	-
SO4	0,3	28	-	28	-	-
Al	0,005	0,053	0,087	0,72	-	-
B	0,002	0,041	16	0,042	-	-
Ca	0,2	32	-	50	-	-
Cd	0,0003	< 0,0003	0,0093 ¹	0,0004	1,8	0,6 ³
Cr	0,001	0,012	0,05 ¹	0,007	31	37 ³
Cu	0,001	0,004	0,0037 ¹	0,007	92	36 ³
Fe	0,001	0,16	1,3	1,1	45 000	-
K	0,3	2,5	-	4,1	-	-
Mg	0,2	7,8	-	8,5	-	-
Mn	0,0002	0,044	2,8 ²	1,3	1 200	-
Na	0,02	63	-	65	-	-
Ni	0,001	0,005	0,0083 ¹	0,009	43	47 ⁴
Pb	0,004	< 0,004	0,0085 ¹	< 0,004	89	35 ³
Sr	0,0002	0,49	8,3	0,067	-	-
Zn	0,004	0,006	0,095 ¹	0,012	350	120 ³
Cl	0,06	96	-	93	-	-
F	0,03	< 0,03	-	< 0,03	-	-

Note: Les valeurs en gris dépassent les critères de qualité. LDM : Limite de détection de la méthode (mg/L sauf pour le pH ou si précisé). CQPVA/MDDEP : Critères de protection pour la vie aquatique du MDDEP (effet chronique). CEQSED/EC : Critère d'évaluation pour la qualité des sédiments d'eau douce d'Environnement Canada et du MDDEP

(¹) : Eau saumâtre ; (²) : Pour une dureté de 150 mg/L de CaCO₃, (³) : Concentration seuil produisant un effet (CSE), (⁴) : Concentration d'effet occasionnel (lorsque la CSE n'est pas disponible)

4.1.1.1. Phosphore

Les concentrations de phosphore total mesurées dans les eaux de surface du lac Saint-Augustin (0,045 mg/L) ont été plus de deux fois supérieures à celles du critère de protection de la vie aquatique du MDDEP (0,02 mg/L). Ces données correspondent à la classe trophique eutrophe (Canadian council of ministers of the environment, 2004) soit à un plan d'eau dont les concentrations de phosphore total sont comprises entre 0,035 et 0,1 mg/L. Les concentrations mesurées dans la présente étude (2008) ont été inférieures à celles rapportées dans des études antérieures dont les valeurs allaient de 0,07 mg/L (Bergeron et al., 2002, Simoneau et al., 2004) à 0,12 mg/L (Triffault-Bouchet, 2007). Les valeurs mesurées suite à l'échantillonnage de 2008 peuvent avoir été plus faibles en raison des fortes précipitations enregistrées à l'hiver 2007-2008. En effet, ces précipitations ont pu contribuer à diluer les eaux du lac en provoquant un renouvellement d'eau plus important que ceux ayant eu lieu au cours des années précédentes.

Par ailleurs, la concentration de phosphore total mesurée dans l'eau interstitielle des sédiments (0,11 mg/L) de même que celle mesurée dans les sédiments (990 mg/kg) démontrent à quel point les sédiments du lac Saint-Augustin constituent un réservoir de phosphore qui présente un risque pour la qualité de l'eau du lac, notamment dans le cas d'un éventuel brassage des sédiments tel que lors d'un dragage.

4.1.1.2. Aluminium

Bien que défini pour les eaux de surface, le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP de l'aluminium a été utilisé pour évaluer la qualité des eaux interstitielles des sédiments du lac Saint-Augustin. Ainsi, dans l'eau interstitielle des sédiments, la concentration d'aluminium (0,72 mg/L) excédait de plus de 9 fois celle du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (0,087 mg/L). Cela peut être une indication de la concentration élevée de cet élément dans les sédiments (non mesurée lors de cette phase de caractérisation). Toutefois, lors des essais en microcosmes, la concentration d'aluminium dans les sédiments des milieux témoin sans organisme au jour 0 était de 0,27 mg/L. Il est à considérer que, lors des essais de toxicité, l'application de

l'alun fera augmenter la concentration d'aluminium dans les sédiments superficiels et probablement dans l'eau interstitielle des sédiments superficiels bien au-delà du critère de protection de la vie aquatique.

4.1.1.3. Autres métaux

La concentration de cuivre dans la colonne d'eau du lac (0,004 mg/L) était légèrement supérieure au critère de qualité du MDDEP qui est de 0,0037 mg/L (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009). Ce paramètre devra être pris en compte lors de l'interprétation des résultats des essais de toxicité chronique dans la colonne d'eau du lac.

Dans les sédiments du lac, les concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn excédaient la concentration seuil d'effet (CSE) selon les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments recommandés par Environnement Canada et le MDDEP (Environnement Canada and Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007). Le cadmium, le cuivre et le zinc excédaient de trois fois ce critère, tandis que le plomb l'excédait plus de deux fois et le nickel était près du critère pour la concentration d'effet observé (CEO) donc supérieur à la CSE. L'effet additif et/ou synergique de ces contaminants pourrait être à l'origine de certains effets dans les expériences dans lesquelles les sédiments du lac Saint-Augustin ont été utilisés.

L'estimation de la teneur en matière organique obtenue par perte au feu (11 %) a permis d'établir que les sédiments étaient riches en matière organique (mêmes valeurs que celles obtenues en 2001 (Galvez-Cloutier et al., 2003)). Toutefois, le rôle de la matière organique dans la répartition des contaminants et leur relargage potentiel demeure inconnu compte tenu du manque d'information sur la nature et la composition de cette matière organique.

Les différences entre les résultats de caractérisation des années précédentes et ceux de la présente étude peuvent en partie être expliquées par des sites et des périodes d'échantillonnage différents ainsi que par la congélation et le tamisage des échantillons dans la présente étude qui occasionne une mobilisation des contaminants des sédiments vers l'eau interstitielle.

4.1.2. Caractérisation de l'eau artificielle

4.1.2.1. Phosphore dans l'eau avant équilibre avec les sédiments

Les résultats de caractérisation du phosphore dans l'eau artificielle (Mo) avant l'équilibre avec les sédiments démontrent que la totalité du phosphore total présent (80 $\mu\text{g/L}$) se trouvait sous forme d'orthophosphates biodisponibles; la concentration d'orthophosphate et de phosphore biodisponible était égale à la quantité de phosphore total (80 $\mu\text{g/L}$). Le phosphore total était dissous à 75 % (P_{tot} dissous = 60 $\mu\text{g/L}$; persulfate filtré sur 0,45 μm).

4.1.2.2. Influence des sédiments sur la physico-chimie de l'eau des milieux artificiels sans organisme

Les résultats de suivi physico-chimique de l'eau des milieux artificiels avec sédiments sans organisme ont été obtenus dans les enceintes d'essai de 500 ml, pendant 21 jours ($n = 6$), avec un milieu non enrichi (Mo). Dans toutes les enceintes, l'oxygène dissous est demeuré supérieur à 80 % durant toute la durée de l'essai. La conductivité de la colonne d'eau a augmenté progressivement au cours des 14 premiers jours pour atteindre une valeur maximale de 513 $\mu\text{S/cm}$ puis redescendre légèrement à 467 $\mu\text{S/cm}$ au 21^e jour (Figure 19).

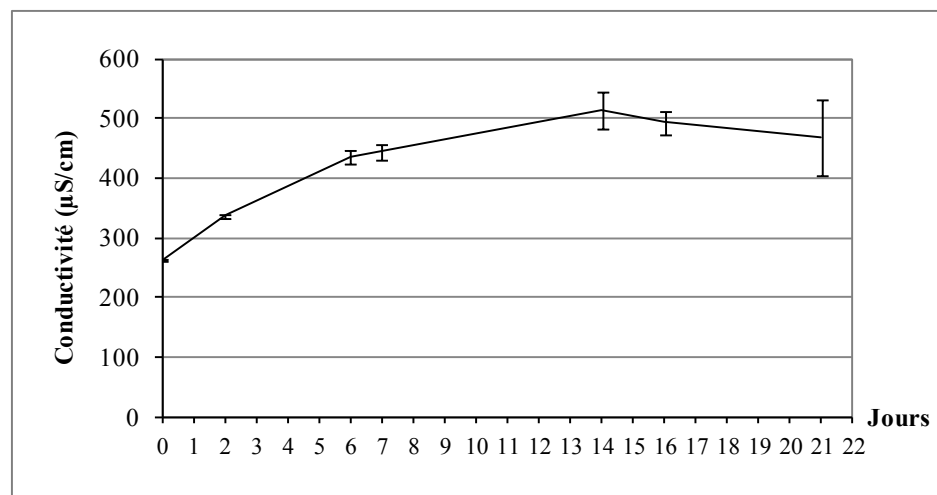


Figure 19 : Conductivité \pm écart-type ($\mu\text{S/cm}$) dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme

Le pH (Figure 20) a oscillé entre 8,2 et 8,4 avec une valeur moyenne de 8,3.

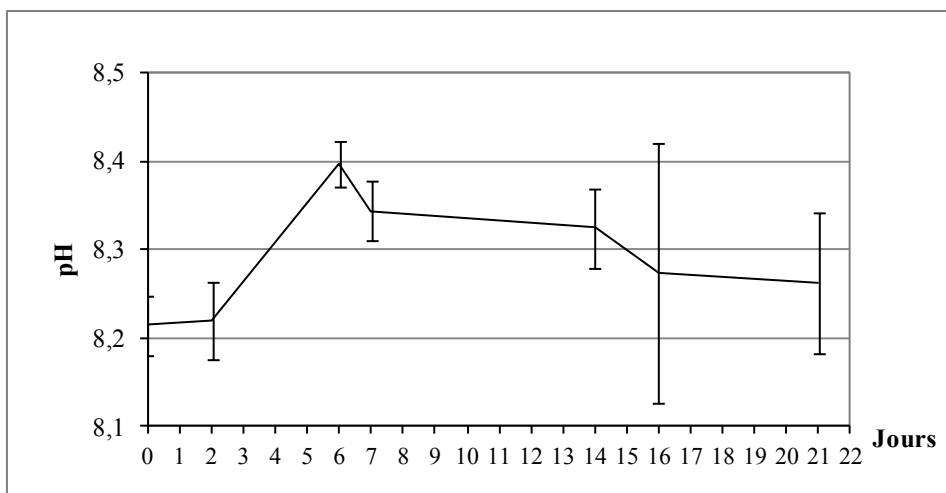


Figure 20 : pH \pm écart-type dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme (n=6)

La concentration en NH_3 non ionisé (Figure 21), faible en début d'essai, a augmenté considérablement entre les jours 6 et 21 avec une valeur maximale au 14^e jour de 0,7 mg/L. Il est possible que les teneurs aient excédé celles du 14^e jour dans les quelques journées précédant la mesure du 14^e jour, car aucune mesure n'a été prise entre le 6^e et le 14^e jour.

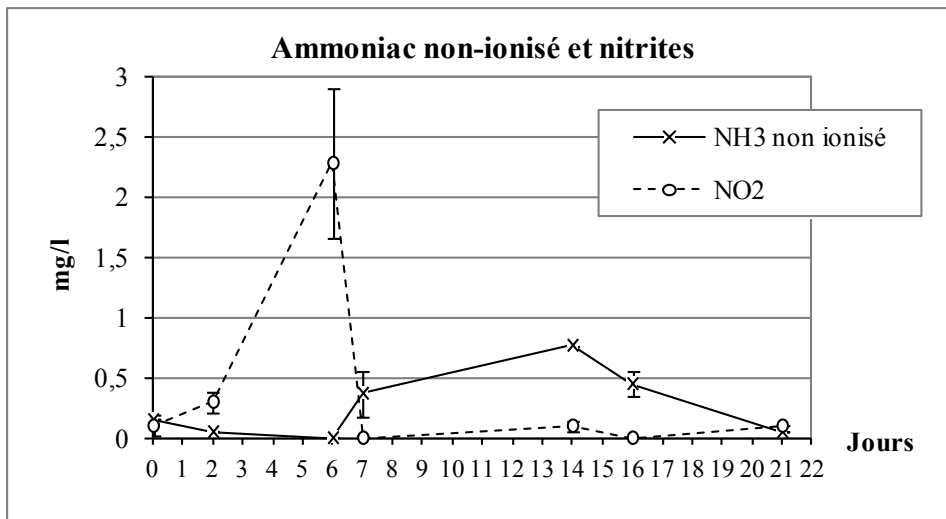


Figure 21 : NH_3 non-ionisé et $\text{NO}_2 \pm$ écart-type (mg/L) dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme

La concentration de NO_2 (Figure 21) a été très faible durant la majorité de l'essai sauf entre les jours 2 et 7 avec un maximum de 2,29 mg/L au 6^e jour. Le pic de nitrites au 6^e jour a précédé l'augmentation des concentrations d'ammoniac non ionisé dans les milieux. Le pic

d'ammoniac non ionisé était vraisemblablement dû à la transformation des nitrites en nitrates. Cette succession nitrites / nitrates dans les milieux était liée au développement de la flore bactérienne nitrificatrice, typique des milieux avec sédiments formulés.

La concentration de phosphore total (Figure 23) a atteint la valeur maximale mesurée au lac Saint-Augustin (120 µg/L) au 7^e jour puis l'a surpassé pour atteindre 300 µg/L au 14^e jour et redescendre à 100 µg/L au 21^e jour. Cette valeur finale est inférieure à la valeur maximale dans les eaux du Lac Saint-Augustin. Au 14^e jour, la concentration de phosphore était plus de deux fois supérieure aux concentrations les plus élevées mesurées dans le lac. Il est possible qu'un transfert du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau ait eu lieu.

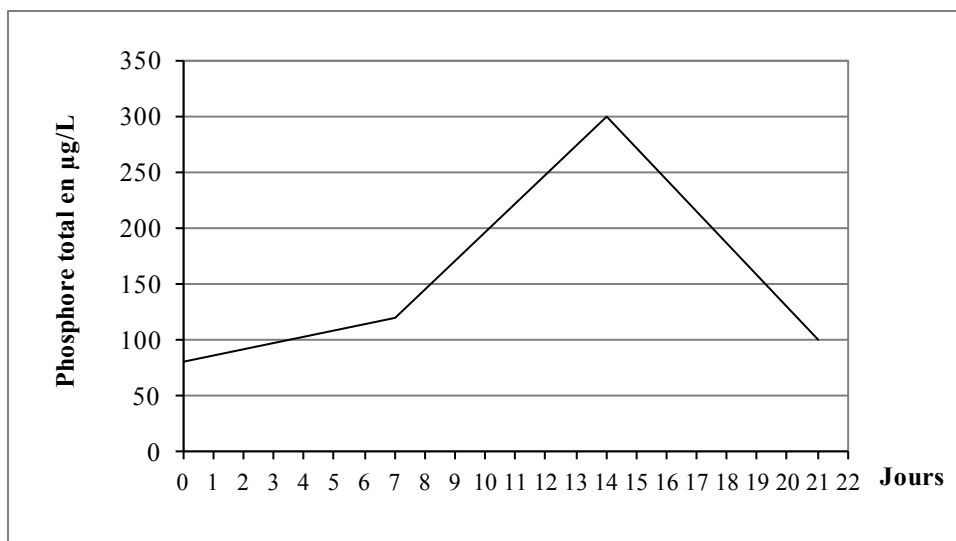


Figure 22 : P_{tot} (µg/L) pH dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme

Une certaine similitude entre la courbe des concentrations de phosphore et celle de l'ammoniac non ionisé peut être observée. Cela supporte l'idée que le phosphore de même que l'ammoniac non ionisé proviendraient de la dégradation de la nourriture pour poissons Tétramin®, surtout après le 7^e jour, moment où la décomposition du Tétramin® non consommé à la surface des sédiments est bien avancée. La diminution du phosphore et de l'ammoniac non ionisé après le 14^e jour pourrait être due à l'effet combiné d'une adsorption par les sédiments et une consommation par la microflore et la microfaune qui se développent progressivement, notamment la prolifération de bactéries qui transforment les

nitrites (NO_2^-) en ammoniac non ionisé. La courbe de nitrites supporte cette hypothèse. En effet, la chute de nitrites est synchronisée avec l'augmentation d'ammoniac non ionisé.

Enfin, les concentrations de Ca, Cl, Na, Mg et K ont augmenté progressivement au cours de l'essai pour atteindre des valeurs maximales en fin d'essai de 48, 72, 63, 10 et 7,9 mg/L respectivement (Figure 23).

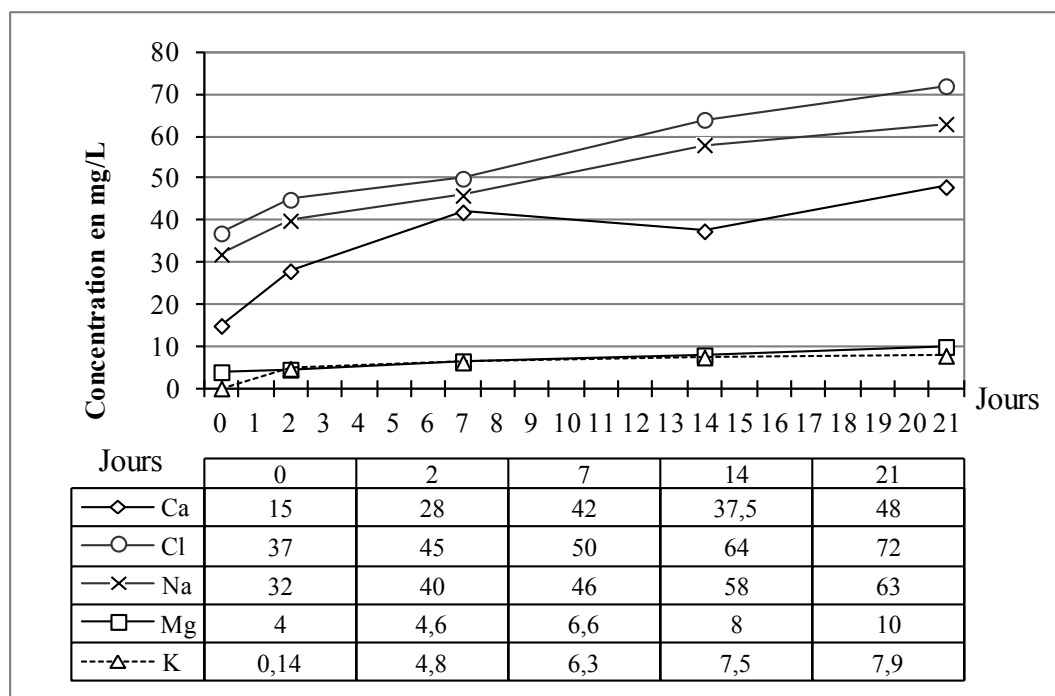


Figure 23 : Ca, Cl, Na, Mg K (mg/L) dans les milieux d'essais (400 ml) avec eau et sédiments artificiels, sans organisme

L'augmentation progressive des concentrations de Ca, Cl, Na, Mg et K jusqu'au 21^e jour dans les enceintes d'essai avec les milieux artificiels sans organisme était possiblement due à la solubilisation de certaines particules provenant du sédiment artificiel. De manière générale, cette augmentation était forte au début puis diminuait avec le temps. Les courbes d'évolution de la concentration de ces éléments semblent tendre lentement vers un plateau qui pourrait possiblement être atteint vers le jour 28. Cependant, malgré l'augmentation progressive de ces éléments jusqu'au 21^e jour, la conductivité a diminué légèrement entre le 14^e jour et le 21^e jour ce qui indique que celle-ci n'était pas uniquement corrélée à la concentration de ces éléments.

4.1.3. Caractérisation de l'eau utilisée pour les bioessais monospécifiques avec les organismes de la colonne d'eau

Cette section présente les résultats de caractérisation des métaux (Al, Bo, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Zn) et du phosphore total présent dans la colonne d'eau des milieux avec eau et sédiments artificiels et des milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (Tableau 21 et Tableau 22). Ces milieux ont été utilisés pour réaliser les essais de toxicité monospécifiques en milieu artificiel et naturel sur les organismes de la colonne d'eau soit : *P. subcapitata*, *L. minor*, *D. magna*, *O. mykiss* et *P. promelas* (Tableau 21 et Tableau 22). L'eau a été prélevée pour analyse 24 heures après la fin de l'application des traitements. L'eau analysée provenait d'aquariums de 30 litres contenant 7,5 kg de sédiments. Les conditions au moment de l'échantillonnage représentent celles dans les milieux au moment de l'introduction des organismes (J0).

Les concentrations d'aluminium, de calcium, de cuivre, de fer et de phosphore sont commentées et comparées aux critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) du MDDEP (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009) dans les sections suivantes. Il est à noter que les résultats de pH, de conductivité, d'oxygène dissous et de température sont demeurés similaires à ceux observés dans les enceintes d'essai de petite taille (400 ml et 800 ml) utilisées pour les essais avec *H. azteca* et *C. riparius* et ne sont donc pas présentés.

Les tableaux 22 et 23 présentent les caractéristiques des eaux pour les milieux filtrés et non filtrés. Rappelons que la filtration des milieux naturels (0,45 µm) a été faite pour retirer les algues indigènes et ainsi empêcher un biais dans l'interprétation des résultats des essais de toxicité avec l'algue *P. supcapitata*.

Tableau 21 : Caractérisation des métaux présents dans l'eau utilisée pour les essais monospécifiques en conditions artificielles (eau et sédiments artificiels) au jour 0

Métaux	Milieu artificiel									
	LDM	CQPVA / MDDEP	Non filtré				Non- filtré			
			M	M10	M20	M30	M*	M10*	M20*	M30*
Al	0,005	0,087	0,031	0,29	0,69	0,76	0,026	0,38	0,75	0,78
Bo	0,002	16	0,51	0,52	0,53	0,52	0,49	0,54	0,49	0,46
Ba	0,0003	0,67†	0,021	0,019	0,02	0,021	0,031	0,069	0,06	0,061
Ca	0,2	Aucun critère	52	49	51	50	64	59	69	56
Cd	0,0003	0,0093*	0,0003	0,0003	0,0004	0,0005	0,0021	0,0024	0,0025	0,0026
Cr	0,001	0,05*	0,007	0,004	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Cu	0,001	0,0037*	0,009	0,005	0,005	0,003	0,008	0,005	0,003	0,003
Fe	0,001	1,3	0,027	0,016	0,018	0,011	0,011	0,005	0,019	0,009
K	0,3	Aucun critère	1,5	1,4	1,5	1,4	1,9	2,2	2	1,8
Mg	0,2	Aucun critère	3,7	3,4	3,5	3,5	5,2	6,7	6,4	6
Mn	0,0002	2,8†	0,24	0,2	0,24	0,24	0,03	0,045	0,093	0,071
Na	0,02	Aucun critère	230	230	230	230	260	270	250	240
Ni	0,001	0,0083*	0,004	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Pb	0,004	0,0085*	0,004	0,004	0,004	0,004	0,0004	0,0004	0,004	0,004
Sr	0,0002	8,3	0,093	0,092	0,094	0,0092	0,11	0,93	0,85	0,86
Zn	0,004	0,095*	0,01	0,007	0,01	0,007	0,008	0,008	0,057	0,007

Note : Les valeurs en gris sont > aux critères de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (CQPVA), effet chronique (Al)

(*) : Cette concentration s'applique aux eaux saumâtres et salées ; (†) : Pour une dureté de 150 mg/L de CaCO₃

M : 0 mg/L d'alun (Témoin)

M10 : 10 mg/L d'alun

M20 : 20 mg/L d'alun

M30 : 30 mg/L d'alun

M* : Témoin : roche calcaire + sable seulement

M10* : 10 mg/L d'alun + roche calcaire + sable

M20* : 20 mg/L d'alun + roche calcaire + sable

M30* : 30 mg/L d'alun + roche calcaire + sable

Tableau 22 : Caractérisation des métaux et du P_{tot} (mg/L) présents dans l'eau utilisée pour les essais monospécifiques en conditions naturelles (eau et sédiments du lac Saint-Augustin) au jour 0

	Milieu naturel																	
	LDM	non filtré				filtré				non filtré				filtré				
		M	M10	M20	M30	M	M10	M20	M30	M*	M10*	M20*	M30*	M*	M10*	M20*	M30*	
Al	0,005	0,47	0,69	0,60	0,77	-	0,17	0,092	0,19	0,044	0,038	0,40	0,53	0,005	0,30	0,34	0,39	
Bo	0,002	0,044	0,062	0,056	0,053	-	0,047	0,048	0,049	0,056	0,054	0,051	0,056	0,054	0,052	0,05	0,056	
Ba	0,0003	0,17	0,16	0,14	0,15	-	0,17	0,18	0,18	0,11	0,11	0,11	0,1	0,11	0,11	0,1	0,1	
Ca	0,2	39	48	64	47	-	47	42	45	46	46	43	48	45	45	41	47	
Cd	0,0003	0,001	0,0011	0,0011	0,001	-	0,0008	0,0008	0,0009	0,0005	0,0006	0,0006	0,0005	0,0006	0,0005	0,0006	0,0006	
Cr	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	-	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
Cu	0,001	0,003	0,002	0,002	0,002	-	0,006	0,003	0,003	0,004	0,005	0,003	0,004	0,019	0,01	0,007	0,007	
Fe	0,001	2,7	0,6	0,23	0,17	-	0,011	0,004	0,005	0,11	0,075	0,031	0,1	0,018	0,008	0,005	0,008	
K	0,3	3,3	3,6	3,9	3,9	-	3,5	3,5	3,8	3,7	3,6	3,5	3,9	3,7	3,6	3,4	3,9	
Mg	0,2	8,9	9,3	10	9,8	-	9	8,9	9,5	9,5	9,3	8,6	9,5	9,3	9,1	8,5	9,4	
Mn	0,0002	0,79	0,4	0,35	0,41	-	0,3	0,047	0,37	0,025	0,021	0,011	0,069	0,0016	0,0015	0,0009	0,042	
Na	0,02	80	79	80	86	-	77	78	84	69	69	66	69	69	68	64	69	
Ni	0,001	0,004	0,003	0,002	0,002	-	0,002	0,001	0,001	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	
Pb	0,004	0,005	0,004	0,004	0,004	-	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	
Sr	0,0002	0,058	0,69	0,64	0,68	-	0,67	0,61	0,66	1,2	1,1	1	1,1	1,2	1,1	0,96	1,1	
Zn	0,004	0,028	0,01	0,45	0,008	-	0,023	0,032	0,025	0,007	0,005	0,004	0,004	0,005	0,005	0,004	0,004	
P_{tot}	0,002	0,170	0,180	0,110	0,068	-	0,120	0,060	0,053	0,026	0,057	0,053	0,027	0,100	0,056	0,035	0,016	0,072

Note : Les valeurs en gris dépassent les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (CQPVA), effet chronique (A1)

M : 0 mg/L d'alun (Témoin)

M10 : 10 mg/L d'alun

M20 : 20 mg/L d'alun

M30 : 30 mg/L d'alun

M* : Témoin : roche calcaire + sable seulement

M10* : 10 mg/L d'alun + roche calcaire + sable

M20* : 20 mg/L d'alun + roche calcaire + sable

M30* : 30 mg/L d'alun + roche calcaire + sable

4.1.3.1. Phosphore

De manière générale, les concentrations de phosphore après application des différents traitements dans les milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (Figure 24) sont demeurées supérieures au critère de qualité du MDDEP de 0,02 mg/L sauf dans le cas du traitement complet à 20 mg/L (M20*) filtré où les concentrations de P_{total} étaient de 0,016 mg/L. La concentration de phosphore dans les milieux naturel témoins non filtrés (M) était de 0,17 mg/L.

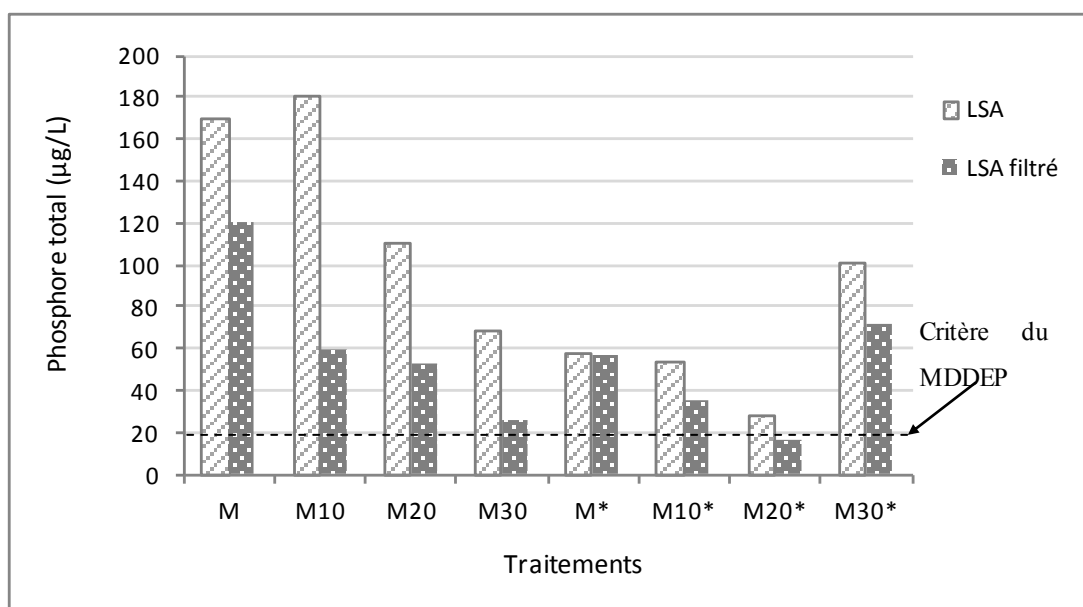


Figure 24 : Concentration de phosphore total ($\mu\text{g/L}$) dans la colonne d'eau des milieux en fonction des traitements

Pour les milieux non filtrés, dans les milieux traités avec alun seul, l'efficacité de la déphosphatation a augmentée en fonction de la dose d'alun appliquée (sauf pour le milieu M10 où les concentrations de phosphore ont augmentées après traitement). Le traitement M30 a été le plus efficace avec une réduction de 60 % par rapport au témoin. Toutefois, les concentrations d'aluminium résiduel dans les milieux M30 sont demeurées importantes : 0,068 mg/L soit plus de trois fois supérieure au critère de qualité du MDDEP. La filtration de l'eau du lac Saint-Augustin (pour les essais avec les algues) a occasionné une réduction

de la concentration du phosphore dissous dans la colonne d'eau (de 1,8 % à 66,7%) ce qui démontre qu'une partie importante du phosphore était présente sous forme particulaire. Cet aspect est un artéfact expérimental qui n'aurait pas lieu dans le cas d'un traitement *in situ* au cours duquel il n'y aurait pas de filtration de l'eau préalable à l'application des traitements.

Finalement, dans les milieux avec traitement complet, l'efficacité de déphosphatation obtenue suite aux traitements a suivi la même tendance que le traitement d'alun seul, à savoir une augmentation de l'efficacité de déphosphatation en fonction de la dose d'alun appliquée, sauf pour le traitement M30* où la concentration de phosphore a augmenté par rapport au milieu témoin traité avec roche calcaire et sable seulement (M*). L'efficacité de déphosphatation était plus grande avec les traitements complets qu'avec les traitements d'alun seul.

Pour les milieux non filtrés, l'application de roche calcaire seule (milieu M*) a eu un effet significatif sur la concentration de phosphore dans la colonne d'eau avec une réduction de 66,5 % par rapport au milieu témoin sans aucun traitement (M). De plus, toujours par comparaison avec le milieu M, la concentration de phosphore dans la colonne d'eau après application des traitements a diminué davantage avec le traitement complet (41,2 % à 84,1 %) comparativement au traitement d'alun seul : augmentation de 5,9 % pour le traitement M10 et diminution de 35,3 % avec le traitement M20 et 60,0 % avec le traitement M30.

Lors des essais avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (milieux non filtrés), aucun des traitements à l'étude n'a permis d'atteindre le critère de qualité du MDDEP de 0,02 mg/L. Les concentrations de phosphore dans l'eau étaient comprises entre 0,053 à 0,18 mg/L (Tableau 20). Le traitement qui s'est approché le plus du critère est le traitement complet à 20 mg/L (M20*) suite auquel la concentration de P_{tot} était de 27 $\mu\text{g/L}$ après 24 heures. Il est à noter que 24 heures après l'application des traitements, la sédimentation n'était pas finalisée ce qui pourrait expliquer que les concentrations en P dans la colonne d'eau étaient encore très importantes. Il est probable que le phosphore particulaire était en cours de

floculation/précipitation au moment de la caractérisation des milieux et que les concentrations de phosphore dans la colonne d'eau étaient appelées à diminuer davantage avec le temps.

Au regard des résultats obtenus, le traitement complet à 20 mg/L s'avère le plus intéressant d'autant plus que les concentrations de phosphore peuvent tendre à diminuer davantage avec le temps si, 24 heures après l'application des traitements, la totalité de l'aluminium dissous n'a pas encore terminé de réagir avec le phosphore.

4.1.3.2. Aluminium

Dans les milieux traités, plus la dose d'alun appliquée était élevée, plus les concentrations d'aluminium total mesurées dans la colonne d'eau 24 heures après la fin des traitements étaient élevées (Tableau 21 et Figure 25). Les concentrations d'aluminium étaient supérieures au critère de qualité dans tous les milieux traités excepté pour la concentration du traitement M10* avec le milieu naturel non filtré qui était inférieure au critère (Figure 25).

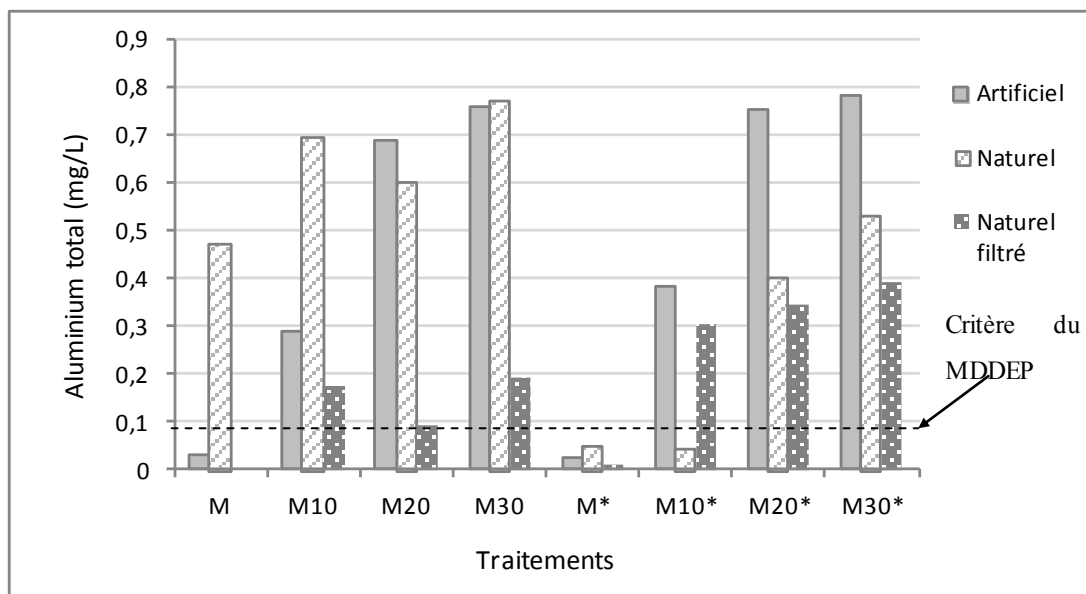


Figure 25 : Concentration d'aluminium total (mg/L) dans la colonne d'eau des milieux d'essais selon les différents traitements appliqués

Tel qu'observé pour le phosphore, la filtration de l'eau du lac Saint-Augustin a retiré de l'eau une portion de l'aluminium particulaire en suspension, ce qu'indiquent les concentrations d'aluminium dans la colonne d'eau lors des essais avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (naturel) qui étaient généralement plus faibles après filtration (naturel filtré).

Dans le milieu naturel non filtré et non traité, la concentration d'aluminium total dans la colonne d'eau des témoins (M; témoin le plus représentatif des conditions *in situ*) atteignait 0,47 mg/L soit près de 5 fois plus élevée que le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (0,087 mg/L). Suite aux traitements d'alun (M10, M20 et M30), cette concentration a augmenté de 0,60 mg/L (M20) à 0,77 mg/L (M30) soit de 6 à près de 9 fois le critère de qualité du MDDEP. Dans les milieux naturel où seule la roche calcaire et le sable ont été appliqués (M*), la concentration d'aluminium total dans la colonne d'eau était de 0,044 mg/L soit deux fois moins que le critère de qualité. Suite à l'application du traitement complet, elle a dépassé le critère de qualité dans les milieux M20* (0,40 mg/L) et M30* (0,53 mg/L) soit respectivement 4,6 et 6,1 fois plus élevée que le critère du MDDEP.

En comparant le traitement complet au traitement d'alun dans les milieux non filtrés (artificiel et naturel), on observe que les teneurs en Al après traitement sont plus faibles dans le milieu naturel que dans le milieu artificiel et cela pour les deux types de traitements (sauf pour le traitement M30) (Figure 25). Ces résultats laissent supposer une meilleure floculation/précipitation dans le milieu naturel. Lorsqu'on les compare à celles présentes dans les milieux témoins, les concentrations d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau ont augmenté en fonction de la dose d'alun appliquée. Toutefois, il est important de considérer que cet aluminium demeure susceptible de réagir avec le phosphore et flocculer/précipiter dans les jours suivants ce qui peut potentiellement entraîner une diminution de la concentration d'aluminium en cours d'essai. De plus, la filtration a eu pour effet de faire diminuer les concentrations d'aluminium ce qui indique que l'aluminium

est en partie lié à la phase particulaire en suspension dans l'eau ou qu'une partie du floc n'a pas encore précipité.

Cooke précise que, après application d'alun, le phosphore est fortement sorbé à $\text{Al}(\text{OH})_3$. Cependant, l'addition de sels d'aluminium à l'eau d'un lac produit des ions H^+ et éventuellement une chute du pH qui dépend de l'alcalinité de l'eau du lac et de la dose de sel appliquée (Cooke et al., 1993). Cela peut mener à de hautes concentrations d'espèces d'aluminium résiduel solubles et potentiellement toxiques (Cooke and Kennedy, 1981) dans l'eau. Notons que les complexes phosphore/ $\text{Al}(\text{OH})_3$ sont apparemment insensibles aux changements de potentiel d'oxydoréduction (Cooke et al., 1993). Ainsi, à moins que le lac ne soit bien tamponné, ou que des solutions tampons chimiques soient utilisées, l'utilisation de sels d'aluminium peut ne pas être appropriée dans certains milieux. Toutefois, au cours des expériences effectuées dans la présente étude, aucune incidence sur le pH n'a été observée suite à l'application d'alun dans les bioessais avec l'eau et les sédiments du lac Saint-Augustin, possiblement en raison des propriétés tampons des composantes abiotiques du lac. Notons que l'application d'alun envisagée *in situ* serait accompagnée d'une couche de roche calcaire dont les propriétés tampons devraient permettre de prévenir les variations de pH et donc limiter la formation d'aluminium soluble.

4.1.3.3. Calcium

Les concentrations de calcium mesurées dans l'eau lors des expériences en conditions artificielles (Tableau 21) ont atteint des concentrations un peu plus élevées (49 à 64 mg/L) que celles mesurées dans les expériences employant l'eau et les sédiments du lac Saint-Augustin (39 à 64 mg/L : Tableau 22). Ces différences sont possiblement dues à l'enrichissement de l'eau des milieux artificiels en CaCl_2 pour atteindre les concentrations mesurées dans le lac Saint-Augustin. L'enrichissement des milieux artificiels en CaCl_2 s'est avéré positif dans la mesure où il visait à rendre les milieux artificiels le plus proche possible des milieux naturels en termes de concentration d'ions issus des sels de voirie (Cl^- , Na^+ , Ca^{2+}).

La concentration d'alun appliquée de même que le traitement complet n'ont pas eu d'incidence sur la concentration de calcium dans la colonne d'eau.

4.1.3.4. Sodium

Durant les expériences en conditions artificielles, les concentrations de sodium dans l'eau ont atteint des concentrations (230 à 270 mg/L) (Tableau 21) supérieures à celles observées au cours des expériences avec l'eau et les sédiments du lac Saint-Augustin (64 à 86 mg/L : Tableau 22). La concentration de sodium était près de 100 mg/L plus élevée que la concentration visée avec l'ajustement des milieux à la concentration attendue dans le lac Saint-Augustin (150 mg/L) (valeur issue des données rapportées pour l'année 2000-2001 (Bergeron et al., 2002) et 2005 (Galvez-Cloutier et al., 2006b)). Toutefois, ce dépassement n'a pas occasionné d'effet sur les organismes lors de la réalisation des bioessais préliminaires avec les milieux enrichis MS et M. La concentration de sodium n'a pas été influencée par la concentration d'alun appliquée ni par le traitement complet.

Par ailleurs, les concentrations de sodium dans l'eau des milieux d'essai avec eau et sédiment du lac Saint-Augustin étaient situées entre 66 et 86 mg/L, soit à des concentrations deux fois plus faibles que celles rapportées pour les années 2000-2001 et 2005, possiblement en raison des fortes précipitations reçues dans le bassin versant du lac lors de l'hiver 2007-2008.

4.1.3.5. Cuivre

Les concentrations de cuivre dans l'eau des milieux artificiels (Tableau 21) étaient supérieures au critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP sauf pour les milieux traités à 30 mg/L d'alun (M30 et M30*) et le milieu traité à 20 mg/L d'alun (M20*). Le cuivre peut provenir des sables utilisés pour la préparation des sédiments ou encore de la nourriture pour poissons Tétramin®. On remarque que les concentrations de cuivre dans les milieux tendent à diminuer en fonction de la concentration d'alun appliquée.

Dans les milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, les concentrations de cuivre n'ont pas excédé les critères de qualité du MDDEP (0,0037) (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009) sauf pour les traitements M filtré, M10 filtré, M*, M10* et M30* non filtré (Tableau 21 et Tableau 22).

Bien que les concentrations de cuivre dans l'eau (Tableau 21 et Tableau 22) aient été supérieures au critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (jusqu'à 5,13 fois dans le milieu traité avec roche calcaire seulement M*), ces concentrations n'ont pas empêché de respecter les critères de validité dans les témoins de tous les bioessais de toxicité monospécifiques réalisés au cours des présents travaux (résultats présentés dans le chapitre suivant). En dépit de la grande sensibilité des organismes aquatique au cuivre, le fait que les teneurs en cuivre n'aient pas occasionné d'effet observable sur les organismes étudiés peut s'expliquer en partie par le fait que les critères sont établis suivant un facteur de protection de 10 à 1000 par rapport à la concentration seuil d'effet observé (CSEO). Toutefois, il est possible que le cuivre ait eu des effets, seuls ou en synergie avec d'autres métaux, mais que ces effets n'aient pas été observés avec les méthodes employées.

Enfin, la filtration des milieux traités à l'alun n'a pas eu d'effet sur la concentration de cuivre ce qui indique que ce dernier était dissous.

4.1.3.6. Fer

Les concentrations de fer dans l'eau des milieux artificiels, traités ou non, étaient inférieures à 1,3 mg/L, critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009). La concentration de fer dans la colonne d'eau des milieux témoins sans traitement avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (M) était de 2,7 mg/L soit un peu plus de deux fois supérieures au critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP de 1,3 mg/L.

Suite à tous les traitements (alun, roche calcaire plus sable ou traitement complet), la concentration de fer dans la colonne d'eau était au moins deux fois inférieure au critère de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP. L'application des différents traitements semble avoir eu pour effet de faire diminuer la concentration de fer dans la colonne d'eau. Cette diminution n'est toutefois pas corrélée à l'application d'alun puisque la teneur en fer a diminué aussi suite à l'application de roche calcaire et de sable seulement.

Il est possible que le fer ait réagi avec le phosphore. En effet, comme le calcium ou l'aluminium, le fer a la propriété de pouvoir se lier au phosphore et de former des précipités (Cooke et al., 1993). La sorption du phosphore aux complexes de fer et de calcium peut induire une diminution significative de la concentration de P_{tot} dans la colonne d'eau et aussi permettre de maintenir le phosphore dans les sédiments, sans danger de toxicité. Cependant, comme la concentration de phosphore initiale était la même dans tous les milieux, il n'est pas possible d'établir un lien entre les traitements appliqués (qui réduisent la teneur en phosphore), la concentration de phosphore et la diminution de la concentration de fer. Toutefois, la filtration a eu pour effet de faire diminuer considérablement la concentration de fer ce qui indique que le fer présent dans l'eau l'était en bonne partie sous forme particulaire. Cela supporte l'idée que l'alun, en faisant précipiter les particules en suspension dans l'eau, a eu pour effet de faire diminuer la concentration de fer, notamment dans les milieux naturels traités à l'alun où la concentration de fer dans le témoin était beaucoup plus élevée que dans le milieu artificiel.

4.1.4. Caractérisation physico-chimiques des microcosmes

4.1.4.1. Paramètres physico-chimiques et turbidité

En moyenne, lors des essais en microcosmes, le pH est passé de 8,00 à 8,65, la conductivité est demeurée entre 550 et 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et la dureté entre 100 et 150 g/L CaCO_3 entre le début et la fin de l'essai (Tableau 23 et Tableau 24).

Le pH est demeuré stable dans les milieux M20 et M20* durant les 28 jours de l'essai soit autour de 8,0. Le pH a légèrement augmenté dans les milieux M20* à partir du jour 21 pour atteindre 8,9 en moyenne au jour 28. Ces valeurs sont en moyenne plus élevées que dans les milieux M où le pH est demeuré entre 7,7 et 8,1. Dans les milieux M20*, l'augmentation du pH peut avoir été causée par une dissolution de la roche calcaire, une réaction des ions H^+ avec le bicarbonate dans la colonne d'eau et/ou l'activité photosynthétique des algues, des lentilles d'eau et des cyanobactéries (Berg et al., 2004, Cooke et al., 2005).

La conductivité au jour 0 était légèrement plus élevée dans les milieux M20 (555 $\mu S/cm$), dans les milieux M20*(564 $\mu S/cm$) et M (547 $\mu S/cm$). La conductivité a légèrement augmenté jusqu'au jour 28 dans les milieux M et M20 et est demeurée stable dans le milieu M20*. En moyenne, la conductivité est demeurée dans la plage 550 à 600 $\mu S/cm$. Pour les milieux M20 et M20*, l'augmentation de la conductivité peut être due à la diffusion des sels minéraux à partir des sédiments. Pour le milieu M20*, cette augmentation est aussi possiblement liée la solubilisation du calcaire, cependant, à partir du jour 22, elle redescend pour atteindre sa valeur initiale de 564 $\mu S/cm$ qui pourrait s'expliquer par une nouvelle adsorption ou une précipitation des ions à la roche calcaire. Dans le lac, il est probable que ce phénomène soit moins marqué en raison du renouvellement de la colonne d'eau et de l'arrivée variable des apports de minéraux.

Finalement, des observations qualitatives ont permis d'observer que l'application d'alun seul (M20) ou l'application du traitement complet (M20*) ont réduit la turbidité de l'eau de surface par rapport aux milieux contrôles (M). Ces traitements ont ainsi été efficaces pour réduire la quantité de matières en suspension dans la colonne d'eau et améliorer sa transparence.

Tableau 23 : Caractérisation de l'eau de surface des microcosmes sans organismes après traitement au jour 0 et au jour 28

Unités		Témoin sans organismes (MSO)				Traitement complet sans organismes (M20*SO)			
		J0		J28		J0		J28	
		Moy.	Ec.-t.	Moy.	Ec.-t.	Moy.	Ec.-t.	Moy.	Ec.-t.
pH		7,9	0,03	8,5	0,05	8,1	0,02	8,8	0,10
Conductivité	(µS/cm)	546,0	3,46	600,7	5,77	565,7	6,35	536,0	23,00
Dureté	(mg/L CaCO3)	105,8	8,9	140,0	5,5	110,8	3	102,3	15,5
COT	(mg/L)	5,6	0,3	4,9	0,8	5,2	0,3	5,7	0,5
P_{tot}	(mg/L)	0,084	0,005	0,048	0,010	0,030	0,007	0,023	0,007
P_{dissous}	(mg/L)	0,045	0,004	-	-	0,019	0,005	-	-
NH₄	(mg/L)	1,97	0,06	0,01	0,01	1,53	0,06	0,02	0,00
SO₄	(mg/L)	30,3	0,6	54,0	17,3	46,7	4,0	37,7	3,2
Al	(mg/L)	0,270	0,070	0,030	0,010	0,310	0,040	0,150	0,06
B	(mg/L)	0,045	0,001	0,054	0,001	0,055	0,002	0,072	0,002
Ca	(mg/L)	35	1	48	2	36	1	31	6
Cd	(mg/L)	0,0004	0,000	0,0011	0,000	0,0003	0,0001	0,0011	0,000
Cr	(mg/L)	0,002	0,001	0,011	0,017	0,002	0,001	0,002	0,001
Cu	(mg/L)	0,004	0,001	0,002	0,001	0,003	0,000	0,004	0,001
Fe	(mg/L)	0,37	0,10	0,05	0,05	0,06	0,02	0,03	0,02
K	(mg/L)	3,3	0,0	2,9	0,1	3,5	0,1	3,8	0,1
Mg	(mg/L)	7,3	0,1	8,0	0,2	8,3	0,2	9,9	0,2
Mn	(mg/L)	0,054	0,035	0,001	0,001	0,014	0,004	0,005	0,006
Na	(mg/L)	60,3	0,6	61,0	0,0	62,0	1,0	64,0	1,0
Ni	(mg/L)	0,002	0,000	0,005	0,008	0,002	0,001	0,002	0,001
Pb	(mg/L)	<0,004	-	<0,004	-	<0,004	-	<0,004	-
Sr	(mg/L)	0,407	0,170	0,617	0,015	1,003	0,095	1,233	0,115
Zn	(mg/L)	0,008	0,001	0,008	0,006	0,006	0,002	0,071	0,112
Cl	(mg/L)	96,3	0,6	97,7	1,5	98,0	1,7	97,3	1,5
F	(mg/L)	0,08	0,01	0,08	0,00	0,12	0,01	0,18	0,01

Note : Les valeurs en gris dépassent les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (CQPVA), effet chronique (A1)

4.1.4.2. Phosphore et aluminium

Au jour 0, dans les milieux sans organismes, les concentrations de P_{tot} étaient de 84 $\mu\text{g/L}$ dans le milieu témoin MSO et de 30 $\mu\text{g/L}$ dans le milieu traité M20*SO soit 37,7% plus faibles dans les milieux traités M20*SO que dans les milieux témoins MSO (Tableau 24). Entre le début et la fin de l'essai, la concentration de P_{tot} a diminué presque 2 fois plus dans le milieu MSO (42,9 %) que dans le milieu M20*SO (23,3 %). Dans les milieux avec organismes, les concentrations de P_{tot} étaient significativement plus faibles dans les milieux M20 et M20* (32 $\mu\text{g/L}$) comparativement au contrôle M (59 $\mu\text{g/L}$).

Tableau 24 : Concentrations d'Al et P_{tot} (mg/L) durant les essais multisécifiques avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin

Paramètres	Microcosmes	($\mu\text{g/L}$) au J0	($\mu\text{g/L}$) au J28	% de réduction à J28
P_{tot} ($\mu\text{g/L}$)	Témoin sans organisme (MSO)	84 ± 5	48 ± 10	42,9
	Témoin avec organismes (M)	59 ± 5	61 ± 20	-3,4
	Traitement d'alun (M20)	32 ± 9	46 ± 14	-43,8
	Traitement complet sans organisme (M20*SO)	30 ± 7	23 ± 7	23,3
	Traitement complet (M20*)	32 ± 7	25 ± 5	21,9
Al_{tot} (mg/L)	Témoin sans organisme (MSO)	0,270 ± 70	0,030 ± 10	88,9
	Témoin avec organismes (M)	0,470 ± 50	0,080 ± 40	83,0
	Traitement d'alun (M20)	0,300 ± 0,040	0,150 ± 0,080	50,0
	Traitement complet sans organisme (M20*SO)	0,310 ± 0,040	0,150 ± 0,060	51,6
	Traitement complet (M20*)	0,360 ± 0,020	0,170 ± 0,020	52,8

Note : Les valeurs en gris dépassent les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (CQPVA), effet chronique (Al)

Au jour 28, les concentrations de phosphore étaient plus faibles dans les milieux traités (M20*SO, M20 et M20*) comparativement aux milieux contrôles non traités avec ou sans

organisme (M et MSO). Le meilleur abattement du phosphore dans les milieux avec organismes a été obtenu dans les milieux avec le traitement complet M20* avec une concentration de P_{tot} au jour 28 de 25 $\mu\text{g/L}$. On remarque cependant que les concentrations de phosphore ont augmentée de 43,8 % suite au traitement d'alun seul M20. Toutefois, les valeurs mesurées avec ou sans traitement sont demeurées entre 25 et 61 $\mu\text{g/L}$ ce qui est en deçà de la plage de concentrations de 70 – 120 $\mu\text{g/L}$ rapportées pour le Lac Saint-Augustin.

Des observations qualitatives des milieux traités à l'alun ont permis d'observer que le floc d'alun était facilement remis en suspension lors de l'application de la roche calcaire. Toutefois, aucune augmentation significative de la concentration d'aluminium dans la colonne d'eau n'a été mesurée suite à l'application de la roche calcaire. En effet, les concentrations d'aluminium dans la colonne d'eau étaient similaires dans les milieux M20*SO et MSO au jour 0, soit 0,30 mg/L en moyenne. Après le jour 0, les concentrations ont diminué dans ces deux milieux, et ce jusqu'au 28^e jour. Toutefois, les concentrations d'aluminium au 28^e jour étaient significativement plus élevées dans les milieux M20*SO (0,15 mg/L) que dans les milieux MSO (0,030 mg/L, concentration similaire à celle du lac). Dans les milieux MSO, les concentrations d'aluminium ont probablement diminué suite à la sédimentation des particules. Dans les milieux M20*SO, 50 % de l'aluminium présent au jour 0 est demeuré dans la colonne d'eau jusqu'au jour 28, ce qui est probablement lié à la remise en suspension partielle du floc lors de l'application de la roche calcaire.

Les concentrations d'aluminium mesurées dans les témoins sans organisme (MSO) étaient de 0,27 mg/L au jour 0 ce qui est plus élevé que celles mesurées dans l'eau du lac en 2008 (0,053 mg/L) et plus élevé que le critère du MDDEP de 0,087 mg/L (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009). Ce phénomène pourrait être lié au relargage d'aluminium dans la colonne d'eau par les sédiments suite à la préparation des milieux, notamment le remaniement des sédiments et la remise en suspension des sédiments superficiels lors de l'ajout de la colonne d'eau par-dessus les sédiments. Aussi, malgré les précautions prises lors de l'application de la roche calcaire, le floc d'alun remontait abondamment dans la colonne d'eau. Egemose *et al.* (Egemose et al.,

2009a) ont aussi observé que le floc d'alun était très facile à remettre en suspension (mais pas en solution) dans les premiers jours suivants l'application d'alun *in situ*. De plus, l'application d'alun, de roche calcaire et de sable peut avoir modifié les charges de surface des particules et ainsi limité leur sédimentation sur la couche de sable.

Au jour 0, les concentrations d'aluminium dans l'eau ont été significativement plus élevées dans les contrôles M (0,47 mg/L) comparativement aux milieux traités M20 (0,30 mg/L) et M20* (0,36 mg/L) (Tableau 24). Durant les 28 jours de l'expérience, la concentration d'Al a diminué dans chacun des systèmes (50,0 à 88,9% de réduction). Au jour 28, les concentrations d'Al dans les milieux M20 et M20* (0,15 et 0,17 mg/L respectivement) étaient similaires à celles observées dans les milieux M20*SO (0,15 mg/L) mais significativement plus élevées que dans les milieux M (0,08 mg/L) (Tableau 24). Il est à noter que dans les milieux témoins M et MO, la concentration d'Al dans la colonne d'eau au jour 28 était proche de celle des eaux de surface du lac (0,053 mg/L). Il est possible que, dans les milieux M20 et M20*, une partie de l'aluminium libéré durant la préparation des microcosmes ait réagi avec l'alun et ait floculé/précipité. Dans les milieux M20, la bioturbation produite par les organismes a pu affecter l'intégrité des floccs d'alun à la surface des sédiments et occasionner un relarguage du Phosphore. Egemen et collaborateurs ont observés que la stabilité des floccs d'alun augmente avec le temps du fait de la formation de particules cristallines d'Al, stables (Egemen et al., 2009b). Dans nos expériences, les floccs d'alun étaient probablement encore fragiles lors de l'introduction des organismes. De plus, il est probable que les concentrations d'aluminium dans la colonne d'eau auraient continué à diminuer au-delà des 28 jours.

4.1.4.3. Autres métaux

La caractérisation des milieux révèle des variations dans les concentrations de certains métaux présents dans la colonne d'eau entre le début et la fin des essais. Au jour 0, la plupart des métaux mesurés étaient significativement plus élevés dans les systèmes M20*SO comparés aux témoins MSO, spécialement les concentrations de Sr et de F⁻

(Tableau 23). Au jour 28, les concentrations de Sr étaient deux fois plus élevées dans les milieux M20*SO que dans les milieux MSO (soit respectivement 1,233 ppm par rapport à 0,617 ppm). Le MDDEP n'a pas émis de critère de qualité pour la protection de la vie aquatique pour le Sr. Les concentrations en F⁻ au jour 28 étaient 2,25 fois plus élevées dans les milieux M20*SO que dans les milieux MSO (soit respectivement 0,18 ppm par rapport à 0,08 ppm). Les valeurs dans le milieu MSO ont été très près du critère de protection de la vie aquatique du MDDEP (effet chronique) pour cet ion qui est de 0,2 mg/L. Finalement, les concentrations en zinc ont augmenté significativement dans le milieu M20*SO après 28 jours d'expérimentation pour atteindre 0,071 mg/L ce qui est près de 10 fois plus élevé que le critère de protection de la vie aquatique du MDDEP (effet chronique) qui est de 0,008 mg/L. Les concentrations de fluorures et de zinc dans les milieux pourraient donc être susceptibles de produire un effet lors des essais de toxicité chronique. D'autres métaux ont toutefois diminué, notamment le fer et le manganèse (Tableau 23).

Tel qu'observé lors des essais monospécifiques en béchers ou dans les aquariums, l'augmentation en cours d'essai des concentrations de la plupart des paramètres physico-chimiques mesurées lors des essais multispécifiques est probablement due à la manipulation des sédiments (homogénéisation, congélation, décongélation, réhomogénéisation partielle) et au mode de préparation des milieux microcosmes (légère remise en suspension des sédiments provoquée par l'ajout de la colonne d'eau).

4.1.5. Présence d'organismes indigènes dans l'eau et les sédiments du lac Saint-Augustin

Lors du tamisage des sédiments du lac Saint-Augustin, quelques gastéropodes et plusieurs larves de diptères ont été retrouvés. Aucune identification n'a été effectuée.

Durant les essais de toxicité (monospécifique et microcosme) avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, différentes espèces de microcrustacés zooplanctoniques indigènes sont apparues dans la colonne d'eau. Ces daphnies indigènes provenaient sans doute d'éphippies (œufs de résistance) présentes dans les sédiments du lac Saint-Augustin et ayant éclos en cours d'essais. Ces daphnies indigènes ont été retirées au fur et à mesure des éclosions et

conservées pour identification. L'identification a été effectuée par Madame Ginette Methot (Assistante de recherche au Département Sciences biologiques, Université de Montréal). Les espèces ayant été identifiées sont les suivantes : *Daphnia pulicaria*, *Daphnia longiremis*, *Daphnia ambigua*, *Ceriodaphnia sp.*

4.1.6. Influence de l'équilibre physico-chimique eau/sédiments et de l'échelle sur les résultats de caractérisation de la colonne d'eau

La différence entre les résultats de caractérisation de l'eau et des sédiments du lac Saint-Augustin (obtenus après homogénéisation et congélation/décongélation des échantillons prélevés dans le lac: Tableau 20) et les milieux naturels a) témoin M (essais monospécifiques au jour 0, aquarium de 20 litres : Tableau 22) et b) témoins MSO (essais en microcosmes au jour 0, béccher de 2 litres : Tableau 23), s'explique par l'équilibre eau/sédiments qui a eu lieu en a) et b) suite à la confection des milieux. En effet, la préparation des milieux naturels à partir des sédiments et de l'eau du lac permet un certain transfert de différents éléments et molécules des sédiments vers la colonne d'eau. La période d'équilibre alloue donc un certain temps pour que s'effectue ce transfert et occasionne par conséquent une augmentation des concentrations de certains éléments dans la colonne d'eau.

Il est à noter que les résultats de caractérisation de l'eau des milieux témoin M (Tableau 22) et des milieux MSO (Tableau 23) diffèrent aussi entre eux, de même que les milieux monospécifiques M20 et M20* diffèrent des milieux multispécifiques M20 et M20*, et ce malgré le fait que les sédiments et l'eau étaient les mêmes et avaient subis les mêmes manipulations. Cela peut s'expliquer par le fait que la dynamique physico-chimique de transferts d'éléments des sédiments vers la colonne d'eau est influencée par le changement d'échelle, l'épaisseur de sédiment, la hauteur d'eau, la pression, le ratio surface/volume air/eau/sédiment, le dispositif d'aération et la convection que celui-ci entraîne dans les enceintes et/ou les aquariums. Pour ces raisons, il est possible et probable que les concentrations en présence dans la colonne d'eau lors des essais avec les chironomes, les hyalèlles et les ménés tête-de-boule (non caractérisé lors des présents travaux), aient été

différentes de celles mesurées dans les aquariums de 20 litres (Tableau 22) ou dans les béciers de 2 litres (Tableau 23), du fait de l'utilisation d'enceintes de plus petites tailles (400 ml ou 800 ml).

De plus, l'échelle peut avoir influencé la nature et la vitesse du développement des microorganismes dans les milieux : microfaune et microflore bactérienne, phytoplancton et zooplancton. De manière générale, ce développement est plus rapide dans les plus petites enceintes qui sont plus susceptibles aux changements de température, pH, O₂, NH₃. Notons que les microorganismes présents dans les milieux naturels pouvaient provenir soit de source aéroportée, soit du Tétramin®, soit des élevages (transférés lors de l'introduction des organismes dans les enceintes d'essai), soit des sédiments naturels du lac.

Enfin, il est important de considérer que lors d'un traitement *in situ*, le lac constituera une échelle beaucoup plus grande que les milieux d'essais employés lors des présents travaux. On peut donc s'attendre à ce que la dynamique physico-chimique dans le lac lors des essais *in-situ* soit différente de celle observée lors des essais en laboratoire. La taille du lac fait en sorte que celui-ci sera un milieu beaucoup plus stable. De plus, le lac est sujet à sa dynamique propre régie par le cycle des saisons avec ses changements de températures, les apports d'eau que sont les pluies et les fontes de neige, les sécheresses, etc. Tous ces facteurs sont susceptibles d'influencer les perturbations physico-chimiques liées à l'application des traitements *in situ*.

4.1.7. Efficacité des traitements et risques potentiels associés

Les traitements d'alun seul dans les aquariums de 20 litres comme dans les microcosmes n'ont pas permis d'atteindre le critère du MDDEP de 0,02 mg/L (Figure 24 et Tableau 24). Dans les aquariums, le traitement d'alun seul a eu une efficacité discutable compte tenu qu'on observe une augmentation des concentrations de phosphore après traitement à 10 mg/l et au mieux une réduction des concentrations de phosphore à plus de deux fois le critère (M30). Le traitement complet avec la dose la plus forte d'alun (M30*) a été de loin le moins efficace, avec un dépassement de 5 fois le critère pour la concentration de

phosphore dans la colonne d'eau 24 heures après traitement. Les meilleurs résultats obtenus en terme de déphosphatation ont été obtenus avec le traitement de roche calcaire et sable seulement (M*), donc sans alun.

Les résultats en microcosme démontrent une augmentation des concentrations de phosphore dans la colonne d'eau en cours d'essai pour le traitement d'alun seul, avec des concentrations au 28^e jours qui dépassent de plus de deux fois le critère, ce qui laisse croire que la durabilité des traitements à l'alun est de très courte durée. Une partie importante du phosphore retourne dans le milieu après moins d'un mois. Le traitement complet M20* est en revanche encourageant car c'est celui pour lequel la concentration de phosphore s'est approchée le plus du critère de 20 µg/L : $P_{\text{tot}} = 27 \text{ µg/L}$ après 24 heures en aquarium de 20 litres et $P_{\text{tot}} = 25 \text{ µg/L}$ après 28 jours en microcosme. Compte tenu de ces résultats, l'utilisation d'alun pour la déphosphatation semble discutable d'autant plus qu'une mauvaise répartition de l'alun lors d'un traitement *in situ* à grande échelle pourrait occasionner une dose de 10 ou de 30 mg/L d'alun par endroit et alors avoir une efficacité de déphosphatation très mauvaise telle qu'observée avec les traitements M10 et M30*.

Par ailleurs, des risques potentiels par rapport aux concentrations d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau existent. En effet, ces concentrations sont demeurées supérieures au critère de protection de la vie aquatique du MDDEP dans tous les milieux traités (Figure 24 et Tableau 24). Pour le traitement envisagé dans le lac, soit le traitement complet à 20 mg/l (M20*), le dépassement du critère 24 heures après application des traitements a été de 4,6 fois (0,40 mg/L) dans le cas des aquariums de 20 litres et de 3,6 fois (0,31 mg/L) dans le cas des essais en microcosmes. Ce dépassement a été réduit à 1,8 fois dans les microcosmes après 28 jours (0,15 mg/L). Il semble donc que les concentrations en aluminium résiduel dans la colonne d'eau suite au traitement M20* tendent à diminuer avec le temps et on peut supposer qu'elles auraient diminuées d'avantage au-delà du 28^e jour, voir dans les mois qui suivent. De plus, la filtration des milieux a permis de démontrer qu'une part importante de l'aluminium résiduel dans la colonne d'eau était présente sous forme particulaire, et donc susceptible de sédimenter à court terme. Notons de plus que suite au traitement d'alun seul à

20 mg/l, le dépassement du critère a été plus grand que lors du traitement complet (6,9 fois supérieur au critère comparativement à 1,8 pour le traitement M20*: Figure 25).

Les risques par rapport aux autres métaux ne sont pas plus élevés que si aucun traitement n'est appliqué puisque l'alun ne contient pour seul métal que l'aluminium et que ce dernier n'a pas tendance à réagir avec les autres métaux pour former d'autres molécules toxiques.

En dernier lieu, il convient de considérer qu'une portion des sédiments du lac sera déstratifiés périodiquement sur une base annuelle par le cycle naturel des saisons. En effet, ces derniers sont assujettis à un cycle de gel/dégel et à un certain brassage. En effet, dans la zone littorale du lac, les sédiments superficiels gèlent avec l'eau du lac. Ces sédiments se lient à la couche de glace formée par l'eau de surface. Au printemps, lorsque la glace fond lentement, l'eau de fonte s'insère sous la couche de glace faisant en sorte que les sédiments gelés se soulèvent et flottent avec la glace. Ces derniers fondent alors lentement et se redéposent au fond du lac à mesure que la glace fond. Ce phénomène entraîne alors un brassage annuel des sédiments superficiels du littoral et donc leur déstratification. Il sera important de prendre en considération ce phénomène au moment de planifier les traitements dans le lac afin de s'assurer de l'efficacité des traitements et éviter que le floc d'alun, la roche calcaire, le sable et les sédiments ne soient brassés sur une base annuelle.

4.2. Partie II : Impact des techniques de restauration étudiées sur les algues

4.2.1. Bioessais monospécifiques avec *Pseudokirchneriella subcapitata* (Croissance de 96 h)

4.2.1.1. Bioessais préliminaires : enrichissement du milieu artificiel

L'objectif de ces essais préliminaires était d'évaluer l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel aux conditions présentes dans le lac Saint-Augustin sur la croissance de l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata*: a) concentration de phosphore 120 µg/L (MP) et b) concentration de phosphore 120 µg/L et conductivité de 1500 µS/cm (M); pour ensuite

déterminer si ces conditions conviennent aux essais de toxicité monospécifiques. Il est à noter que lors de cet essai, l'enrichissement en phosphore a été de 160 µg/L au lieu de 120 µg/L (erreur de manipulation).

La croissance de l'algue unicellulaire *P. subcapitata* a été significativement stimulée après 96 h d'exposition aux milieux MP et M comparativement au milieu témoin Mo (Figure 26).

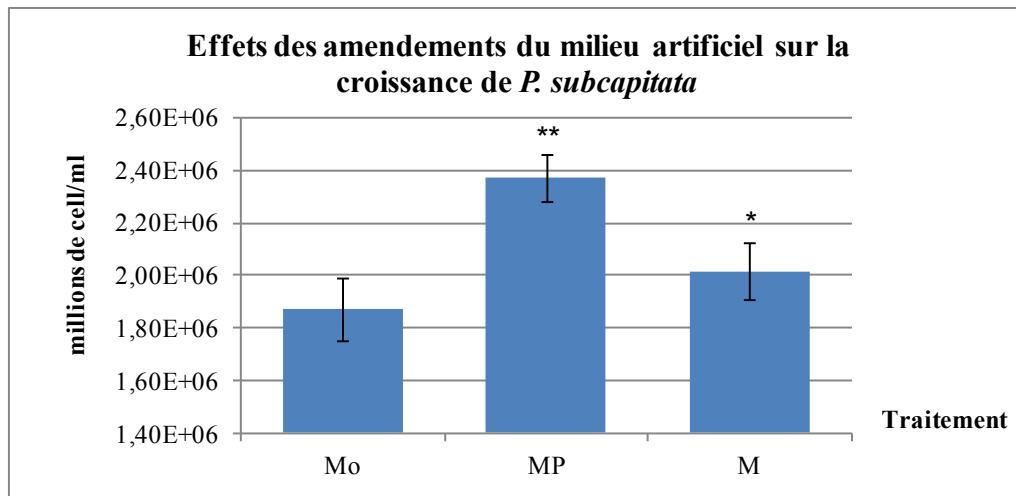


Figure 26 : Croissance algale (million de cellules/ml) dans les milieux artificiels : original (Mo), enrichi à 160 µg/L P_{tot} (MP) et enrichi à 160 µg/L P_{tot} et 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl₂ (M)

Les pourcentages de stimulation de la croissance algale par rapport au témoin étaient de 26,6 % dans le milieu enrichi en phosphore (MP) et de 7,7 % dans le milieu enrichi en phosphore et en sel (M) (n = 12; p < 0,001; CV compris entre 4,7 et 7,1 %) par rapport au témoin (Mo). On peut supposer qu'un enrichissement de 120 µg/L de P plutôt que 160 µg/L aurait moins stimulé la croissance algale. L'effet de l'enrichissement du milieu en sels et en phosphore (M) a produit une diminution de la productivité algale par rapport au milieu enrichi en phosphore seulement (MP), possiblement en raison de la présence de NaCl. Toutefois, dans le milieu M, malgré la présence de NaCl, la croissance algale a été supérieure à celle du milieu témoin (Mo). Ces résultats indiquent que l'ajustement du milieu artificiel aux conditions du lac Saint-Augustin (milieu M : conductivité de

1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et concentration en P_{tot} de 120 $\mu\text{g}/\text{L}$) pourrait provoquer une légère augmentation de la productivité algale par rapport au milieu M, mais ne devrait pas avoir d'effets susceptibles de provoquer des biais dans l'interprétation des résultats des essais de toxicité avec *P. subcapitata* en milieu ajusté (M).

4.2.1.2. Traitement d'alun en milieu artificiel

Compte tenu d'une distribution non normale dans la taille des particules algales (courbe de distribution de probabilité non symétrique ; Annexe IV), il a été supposé que des particules en suspension ou de la matière organique dissoute, provenant des sédiments artificiels des aquariums, pouvaient interférer avec le décompte des algues dans le compteur de particules. Les échantillons d'eau des milieux témoin et traités ont donc été filtrés (0,45 μm , Whatman) avant d'être utilisés pour l'exposition des algues afin d'évaluer l'effet de l'aluminium dissous seul.

Une inhibition significative de la croissance algale par rapport au témoin a été observée dans tous les milieux traités avec l'alun. Après 96 h d'exposition (Figure 27).

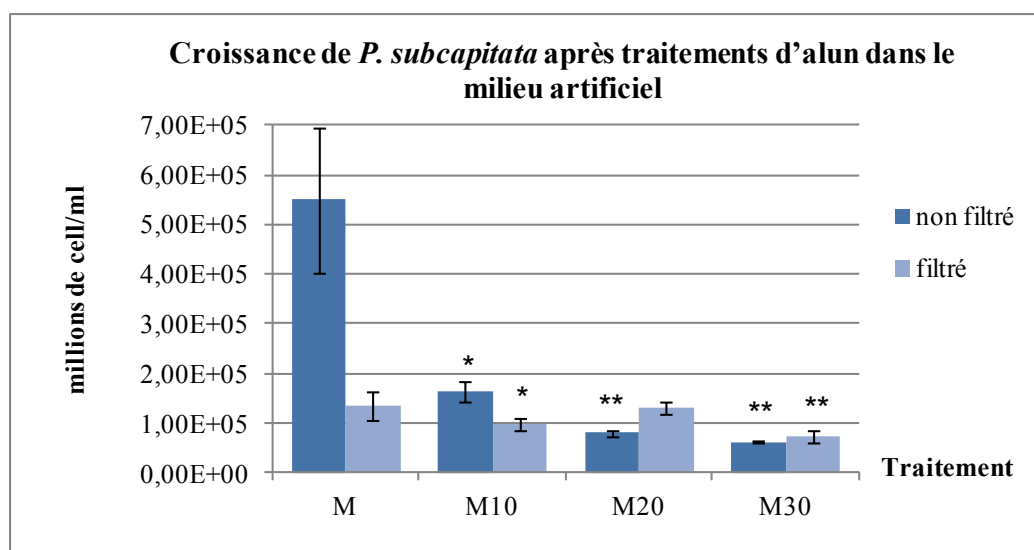


Figure 27 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de *P. subcapitata* dans les milieux artificiels témoin (M) et traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

Pour le traitement d'alun seul, le pourcentage d'inhibition par rapport au témoin dans les milieux non filtrés augmente en fonction de la dose d'alun appliquée : 70,0 % dans le milieu traité avec 10 mg/L, 85,4 % avec 20 mg/L et 89,6 % avec 30 mg/L (n = 12; p < 0,001; CV compris entre 5,7 et 12,8 %) (Figure 28).

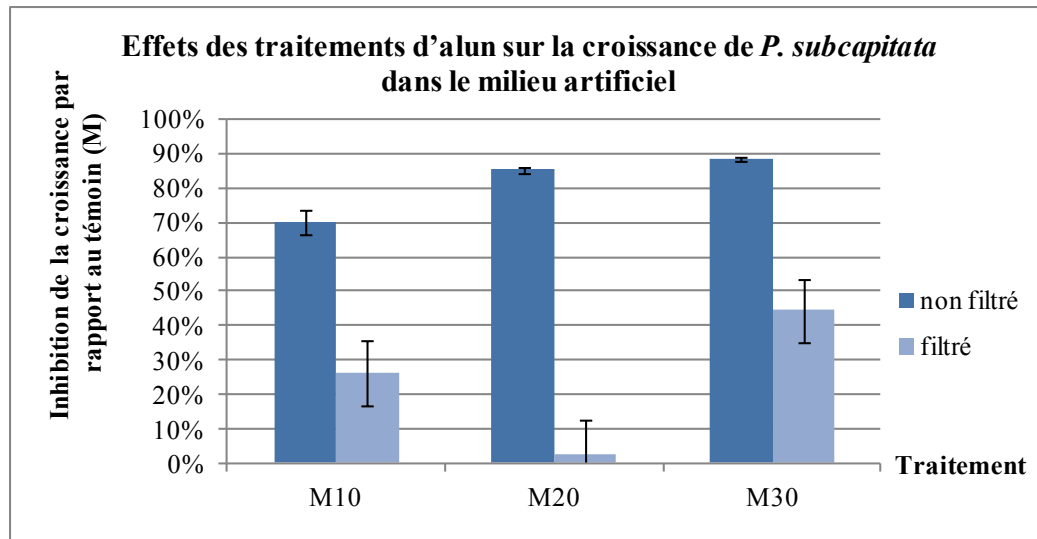


Figure 28 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de *P. subcapitata* par rapport au témoin (M) après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

Après filtration des milieux, une inhibition de la croissance algale a été observée avec le traitement d'alun à 10 mg/L et à 30 mg/L avec respectivement 26,6 % et 44,4 % d'inhibition par rapport au témoin. À 20 mg/L, celle-ci n'était pas significative (n = 12; p < 0,001; CV compris entre 10,4 et 16,7 %) (Figure 28).

4.2.1.3. Traitement d'alun en milieu naturel

Afin d'éviter toute interférence causée par des particules en suspensions et/ou des algues indigènes durant le décompte des algues, toute l'eau utilisée pour les essais avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (eau prélevée dans les aquariums de 20 litres après équilibre et application des traitements) a été filtrée à 0,45 µm avant d'être utilisée pour les essais de toxicité avec les algues.

L'effet du traitement avec l'alun seul sur la croissance de *P. Subcapitata* en conditions naturelles est important (Figure 29). La croissance algale dans les milieux traités est très différente de celle dans les milieux témoin avec des pourcentages d'inhibition par rapport au témoin de 90,4 % dans le milieu traité avec 10 mg/L d'alun, 98,4 % dans le milieu traité avec 20 mg/L d'alun et 88,3 % dans le milieu traité avec 30 mg/L d'alun.

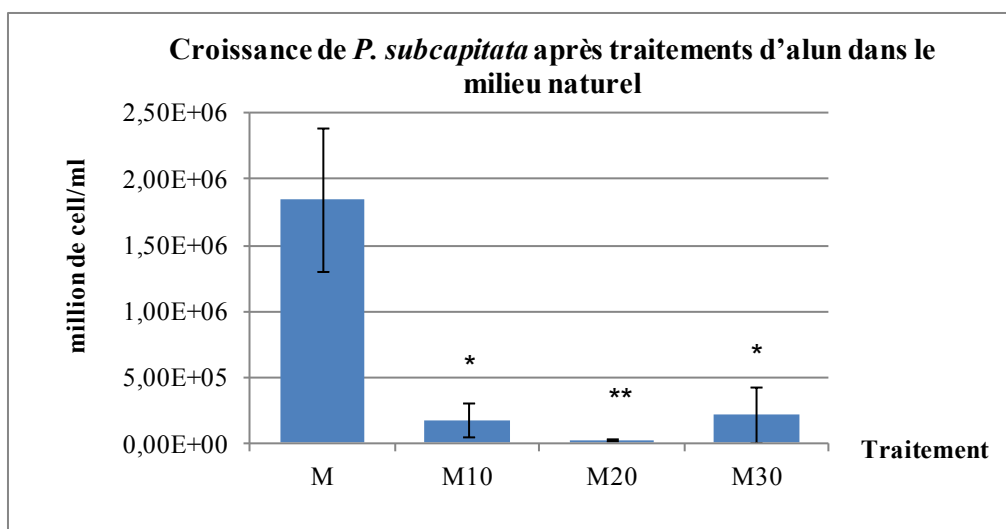


Figure 29 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de *P. subcapitata* dans les milieux naturels témoin (M) ou traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

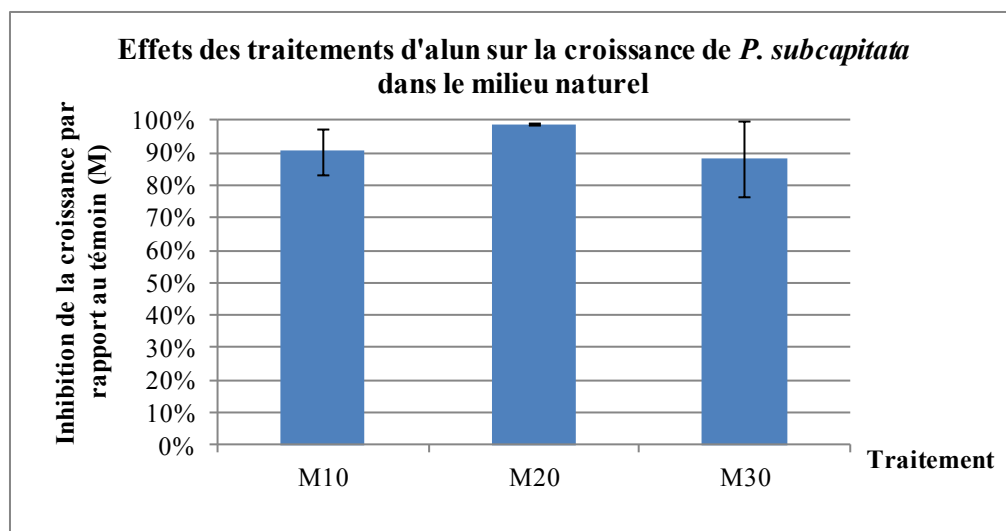


Figure 30 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de *P. subcapitata* par rapport au témoin (M) après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

Suite à l'application des traitements d'alun dans les milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (Figure 29 et Figure 30) la même tendance est observée qu'avec les traitements d'alun en conditions artificielles (Figure 27 et Figure 28). Pour le traitement d'alun seul, la croissance algale dans les témoins des milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (entre 0,8 et 1,8 million de cellules/ml) a été sensiblement supérieure à celle observée dans les témoins des milieux artificiels non filtrés (entre 0,3 et 0,5 million d'algues/ml). En termes d'intensité d'effet, pour le traitement d'alun seul, l'inhibition de la croissance algale a été plus grande en milieu naturel, avec des taux d'inhibition allant de 88,3 % à 98,4 % contre 70 à 89,6 % en conditions artificielles (non filtré).

4.2.1.4. Traitement complet en milieu artificiel

Pour le traitement complet en conditions artificielles, la même tendance été observée (Figure 31) qu'avec le traitement d'alun seul (témoins compris) (Figure 27) mais la croissance algale était diminuée presque de moitié.

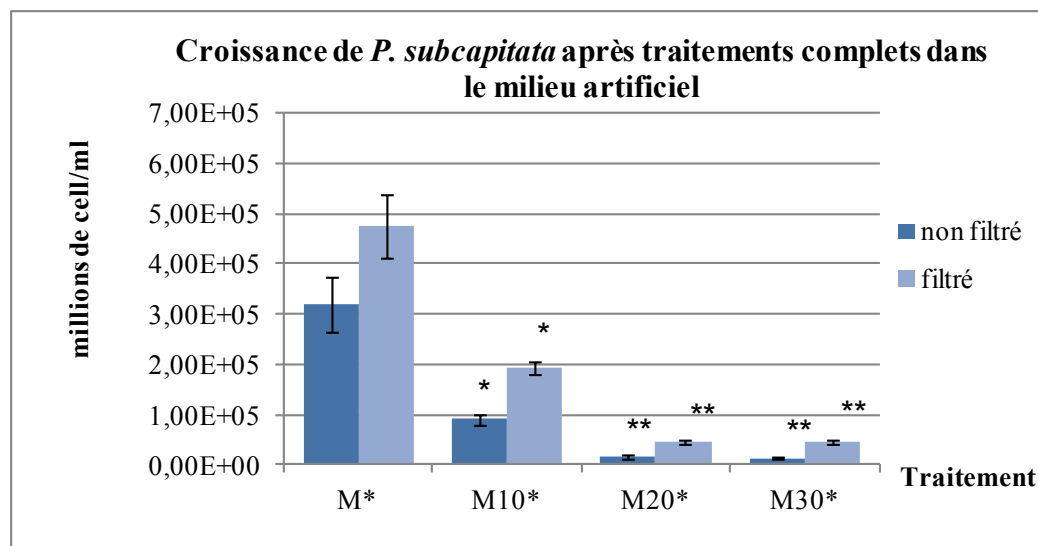


Figure 31 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de *P. subcapitata* dans les milieux artificiels traités avec roche calcaire et sable (M*) ou avec le traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*)

Le pourcentage d'inhibition par rapport aux témoins démontre la même chose avec le traitement complet non filtré (Figure 32) qu'avec le traitement d'alun seul non filtré (Figure

28) mais avec une inhibition plus prononcée pour les traitements avec les doses d'alun les plus élevées : 71,5 % dans le milieu traité avec 10 mg/L, 95,1 % avec 20 mg/L et 95,6 % avec 30 mg/L (n = 12; p < 0,001; CV compris entre 7,2 et 13,0 %).

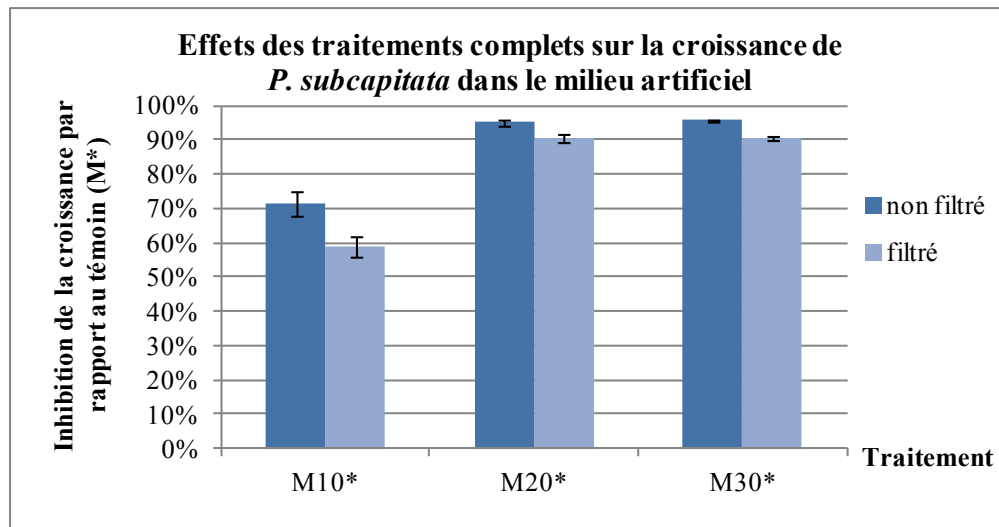


Figure 32 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de *P. subcapitata* par rapport au témoin (M*) après traitement complet avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu artificiel

Avec le traitement complet, la croissance algale est plus fortement inhibée après filtration avec 59,0 % d'inhibition par rapport au témoin dans le milieu traité à 10 mg/L d'alun, 90,6 % à 20 mg/L et 90,5 % à 30 mg/L (n = 12; p < 0,001; CV compris entre 7,0 et 10,1 %) (Figure 32).

Dans le cas du milieu artificiel M*, il est probable que la croissance algale ait été réduite par rapport au milieu témoin naturel sans traitement (M) en raison de l'adsorption du phosphore sur la roche calcaire ou d'une moins grande disponibilité des éléments nutritifs du fait du caractère artificiel de ce milieu M*.

4.2.1.5. Traitement complet en milieu naturel

Dans les milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, la croissance de *P. Subcapitata* a été influencée par le traitement complet (Figure 33) avec des pourcentages

d'inhibition de 42,9 % dans le milieu M10*, 79,9 % dans le milieu M20*. Une stimulation de la croissance de 31,3% a été observée en revanche dans le milieu M30* (n = 12; p < 0,001; CV compris entre 4,5 et 5,0 %) (Figure 34).

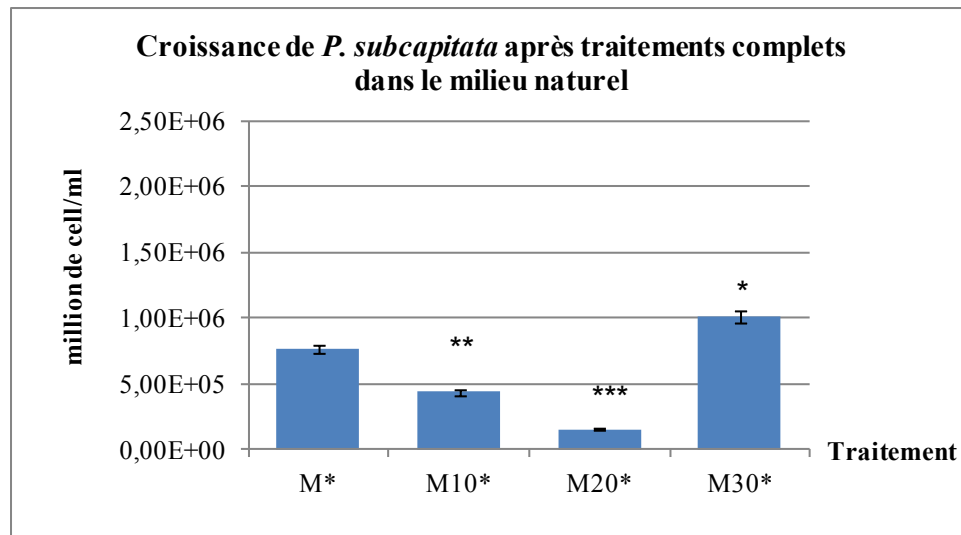


Figure 33 : Croissance algale 96h (millions de cellules/ml) de *P. subcapitata* dans les milieux naturels traités avec roche calcaire et sable (M*) ou avec le traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*)

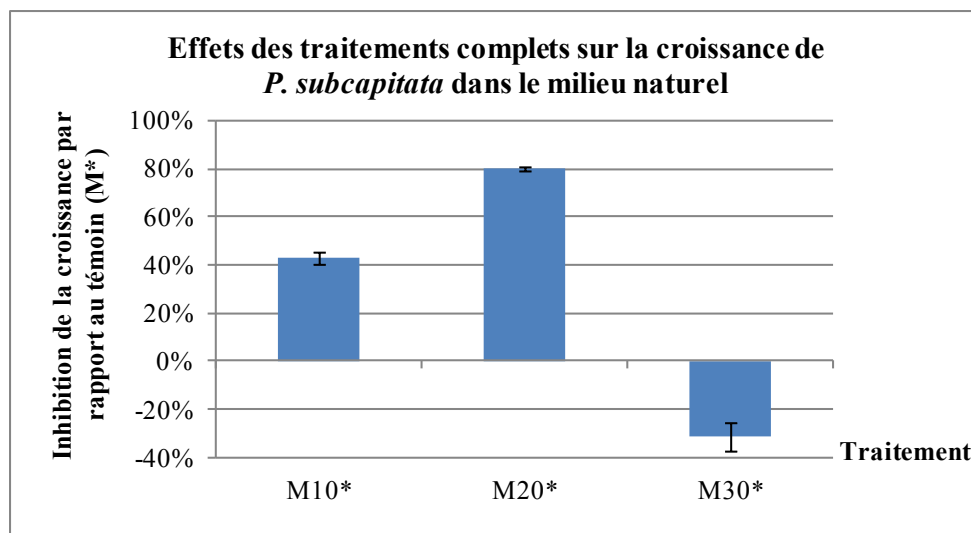


Figure 34 : Pourcentage d'inhibition de la croissance de *P. subcapitata* par rapport au témoin (M*) après traitements complets avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu naturel

Pour les traitements complets dans les milieux naturels (Figure 33 et Figure 34), les effets sont moins prononcés que ceux observés en conditions artificielles (surtout avec les traitements M10* et M30*; Figure 31 et Figure 32). En effet, l'inhibition observée suite au traitement M10* est beaucoup plus forte avec les milieux artificiels (71,5 %) qu'avec le milieu naturel (42,9 %). Enfin, contrairement aux résultats en milieux artificiels où l'effet observé augmentait avec la dose d'alun appliquée, ceux obtenus avec le milieu naturel sont différents puisqu'avec le traitement M30* on observe une stimulation de la croissance algale de 31,3 % contre une inhibition de 88,3 % en milieux artificiels.

Ces effets sur la croissance algale ne semblent pas uniquement liés à un effet toxique de l'aluminium sans quoi une diminution de la croissance en fonction de la dose d'alun appliquée (ou du moins de la concentration d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau) aurait été observée, ce qui n'est pas le cas notamment dans le milieu M30* en conditions naturelles. En revanche, l'augmentation de la croissance dans ce dernier milieu semble être davantage liée à la concentration de phosphore résiduelle qui était plus élevée dans le milieu M30* (Tableau 22, Figure 25 et Figure 24). On constate aussi que pour tous les milieux en conditions naturelles (sauf le milieu M30*), plus la dose d'alun appliquée est élevée, plus la concentration de phosphore est réduite. Cette diminution de la concentration de phosphore semble aussi avoir un effet très important sur la croissance algale.

4.2.1.6. Discussion sur l'effet de la filtration des milieux artificiels

Rappelons que la filtration des milieux artificiels avant exposition des algues visait à éliminer des particules qui interféraient avec le décompte des algues (Annexe V). La filtration des milieux artificiels a eu pour effet de faire diminuer l'effet de tous les traitements (M10 à M30) sur la croissance algale. En effet, on observe une inhibition significative de la croissance algale par rapport au témoin inférieure à 50% dans les milieux filtrés contre une inhibition significative de 70 à 89% dans les milieux non filtrés (Figure 28). Cette réduction de l'inhibition de la croissance algale suite à la filtration des milieux traités à l'alun suggère que la filtration a occasionné une élimination des nutriments

biodisponibles, adsorbés à des particules, et/ou une élimination de l'aluminium toxique adsorbé à des particules en suspension (kaolin, matière organique).

Dans les milieux témoins artificiels M, la filtration a eu pour conséquence de faire diminuer la productivité algale (Figure 34) tandis qu'elle l'a fait augmenter dans les milieux témoins avec traitement de roche calcaire et de sable seulement M*. Le même phénomène a été observé suite à la filtration de tous les milieux avec traitement complet (Figure 31). Ces résultats suggèrent que l'application de roche calcaire et de sable constitue un apport de minéraux dont bénéficient les algues.

4.2.2. Bioessai multispécifiques en milieu naturel

4.2.2.1. *P. subcapitata*

Lors des bioessais de toxicité multispécifiques, la croissance des algues introduites au départ n'a pas été suivie dans les microcosmes en raison de la complexité des milieux dont notamment la présence d'algues indigènes et de particules en suspension qui interfèrent avec le décompte des algues effectué au compteur de particules.

4.2.2.2. Algues indigènes et cyanobactéries

Suite aux différents essais réalisés, plusieurs espèces d'algues indigènes ont été observées dans les enceintes d'essai. À la fin des essais microcosmes (J28) réalisés sans introduction d'organismes de laboratoire, des prélèvements ont été effectués dans la colonne d'eau, sur les parois et à la surface des sédiments pour identification. Les espèces identifiées étaient les suivantes :

- *Meliorisa* sp., *Ulothrix* sp., *Chlamydomonas* sp., *Pseudokirchneriella* sp., *Chlorella* sp., *Monoraphidium* sp., *Oocystis* sp. et *Euastrum* sp. ont été identifiées dans les témoins sans la technique de restauration;

- *Dictyosphaerium* sp., *Tetraspora* sp., *Uroglena* sp., *Ulothrix* sp., *Chlamydomonas* sp., *Chlorella* sp., *Monoraphidium* sp., ont été identifiées dans les témoins avec la technique de restauration.

Dans les microcosmes au jour 28, la communauté du phytoplancton était dominée par *Ulothrix* sp. et *Chlorella* sp. dans les milieux MSO et *Monoraphidium* sp., *Uroglena* sp. et *Tetraspora* sp. dans les milieux M20*SO. La biomasse algale dans les milieux MSO ($1,8 \pm 1,1 \text{ g/m}^3$) était très variable et non significativement différente de celle des milieux MSO ($2,6 \pm 2,2 \text{ g/m}^3$). Les mêmes résultats ont été obtenus avec le compte cellulaire ($31\,509 \pm 34\,522$ cellules/ml dans les milieux MSO et $5\,763 \pm 5\,049$ cellules/ml dans les milieux M20*SO). Le recouvrement par la roche calcaire et le sable semble avoir limité le développement des algues indigènes dans les milieux M20*SO mais les différences n'étaient pas significatives. Différentes espèces de cyanobactéries étaient également présentes dans les milieux MSO et M20*SO au jour 28, spécialement *Anabaena* sp., *Microcystis* sp. et *Planktothrix* sp. La biomasse totale des cyanobactéries dans les milieux M20*SO ($14,11 \pm 4,2 \text{ g/m}^3$) était six fois plus élevée que dans les milieux MSO ($2,5 \pm 1,6 \text{ g/m}^3$). Les mêmes résultats ont été obtenus avec le compte cellulaire ($51\,681 \pm 28\,813$ cellules/ml dans MSO et $317\,107 \pm 154\,802$ cellules/ml dans M20*SO). Cette différence était statistiquement significative.

Il convient de noter que les espèces de cyanobactéries présentes dans les microcosmes (*Anabaena* sp., *Microcystis* sp. et *Planktothrix* sp.) sont des espèces pouvant produire des toxines et avoir des effets néfastes sur les organismes aquatiques (Wiegand and Pflugmacher, 2005, Ernst et al., 2005, Ghadouani et al., 2003). Le nombre de cellules/ml observées dans les milieux microcosmes témoins avec traitement complet sans organismes M20*SO, plus de 20 000 cellules/ml, était typique des blooms de cyanobactéries (Oliver and Ganf, 2000).

4.2.3. Discussion générale sur l'effet des traitements sur les algues et les cyanobactéries

De façon générale, les effets de l'application des traitements sur la croissance algale (alun seul ou traitement complet) avec eau et sédiments artificiels ou du lac Saint-Augustin sont prononcés, car ils induisent des taux d'inhibition allant de 42,9 % à 98,4 % (abstraction faite du traitement M30* en milieu naturel pour lequel on observe une stimulation de la croissance). Du point de vue de la problématique spécifique du lac Saint-Augustin, ces résultats sont intéressants, car ils indiquent que les traitements à l'étude pourraient s'avérer efficaces pour limiter la prolifération algale excessive dans le lac Saint-Augustin. Les effets observés ne peuvent toutefois pas être associés directement à un effet toxique de l'aluminium. En effet, les présents travaux n'ont pas permis de départager l'effet de l'aluminium de l'effet de la diminution des concentrations de phosphore dans la colonne d'eau pour les essais monospécifiques puisqu'en conditions naturelles, outre le traitement M30*, plus la dose d'alun appliquée est importante, plus la concentration de phosphore résiduel dans la colonne d'eau est faible (Figure 24).

Cela dit, au regard des concentrations d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau, les résultats d'inhibition de la croissance algale obtenus avec les milieux artificiels et avec les milieux naturels pour le traitement d'alun comme pour le traitement complet sont consistants avec les résultats obtenus dans d'autres études sur la toxicité de l'aluminium chez *P. subcapitata*. En effet, les données toxicologiques compilées par l'US EPA et figurant dans l'article de synthèse de Gotomski (Gotomski, 1990) rapportent que l'aluminium total est toxique pour cette algue d'eau douce à la concentration de 460 µg/L d'Al total avec 50 % de réduction de la biomasse (pH 8,2). Les concentrations en Al total mesurées dans les milieux pour les bioessais monospécifiques sur les organismes de la colonne d'eau sont majoritairement inférieures à 460 µg/L d'Al total sauf pour les milieux artificiels traités à 20 mg/L d'alun (690 µg/L dans les milieux filtrés et 750 µg/L dans les milieux non filtrés) et dans les milieux artificiels traités à 30 mg/L d'alun (760 µg/L dans les milieux filtrés et 780 µg/L dans les milieux non filtrés).

Tel que précisé dans le Chapitre I, l'adsorption de contaminants chez les algues sur les parois augmente avec la concentration et la durée d'exposition (Robinson et al., 2003). L'exposition des algues aux contaminants se fait principalement par adsorption de contaminants à la surface des algues et/ou transport actif ou passif à travers les parois cellulaires. L'adsorption à la surface de la paroi algale est un phénomène rapide suivi par un lent transfert actif vers le cytoplasme de la cellule (Taylor, 1988). Les cations métalliques peuvent ainsi se fixer à des groupes carboxyliques ou des amines de la surface des cellules de *Chlorella vulgaris*. Un phénomène similaire se produit probablement à la surface de *P. subcapitata*. Une fois dans la cellule, les contaminants vont avoir des effets divers selon leur spécificité. Enfin, certains contaminants peuvent entrer en synergie avec d'autre.

Enfin, outre les potentiels effets toxiques de l'aluminium et l'efficacité apparente constatée suite aux bioessais monospécifiques avec *P. subcapitata*, il n'en demeure pas moins que dans les milieux microcosmes avec traitement complet sans organismes (M20*SO), les concentrations de cyanobactéries sont demeurées supérieures à 20 000 cell/ml, seuil au delà duquel le MDDEP considère qu'il y a bloom de cyanobactéries. La baisse de phosphore a pu augmenter la compétition pour les nutriments entre les algues et les cyanobactéries en faveur de ces dernières. De plus, les cyanobactéries peuvent avoir été moins sensibles que les algues à la présence de l'aluminium en raison de leur tolérance et de leur adaptabilité élevée (Schopf, 2000). Le bloom de cyanobactéries peut aussi être lié au remaniement des sédiments et à la remise en suspension des formes de résistance des cyanobactéries qui ont ensuite profité de conditions environnementales favorables pour proliférer. Ce phénomène ne se produirait pas nécessairement dans le lac Saint-Augustin.

En conclusion, la diminution de la croissance algale observée au cours des bioessais monospécifiques est probablement soit la résultante de l'effet de la toxicité de l'aluminium soit celle de la diminution de la concentration des nutriments (principalement le phosphore) dans les milieux, soit un effet combiné des deux.

4.3. Partie III : Impact des techniques de restauration étudiées sur la lentille d'eau *Lemna minor*

4.3.1. Bioessais monospécifiques avec *Lemna minor* (croissance 7 jours)

4.3.1.1. Bioessai préliminaire : enrichissement du milieu artificiel

Ces essais préliminaires avaient pour objectif d'évaluer l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel aux conditions présentes dans le lac Saint-Augustin sur la croissance de la lentille d'eau *Lemna minor* : a) concentration de phosphore de 120 μ g/L (MP), b) conductivité de 1500 μ S/cm (MS) et c) conductivité de 1500 μ S/cm et concentration de phosphore de 120 μ g/L (M); pour ensuite déterminer si ces conditions conviennent aux essais de toxicité monospécifiques.

Les résultats obtenus suite à l'enrichissement des milieux en phosphore et/ou en sels démontrent que l'enrichissement des milieux artificiels témoin Mo en phosphore (MP), en sels (MS) ou bien en phosphore et en sels (M) stimule la croissance des lentilles (Figure 35). Les résultats sont présentés sous forme de stimulation de la croissance des lentilles d'eau.

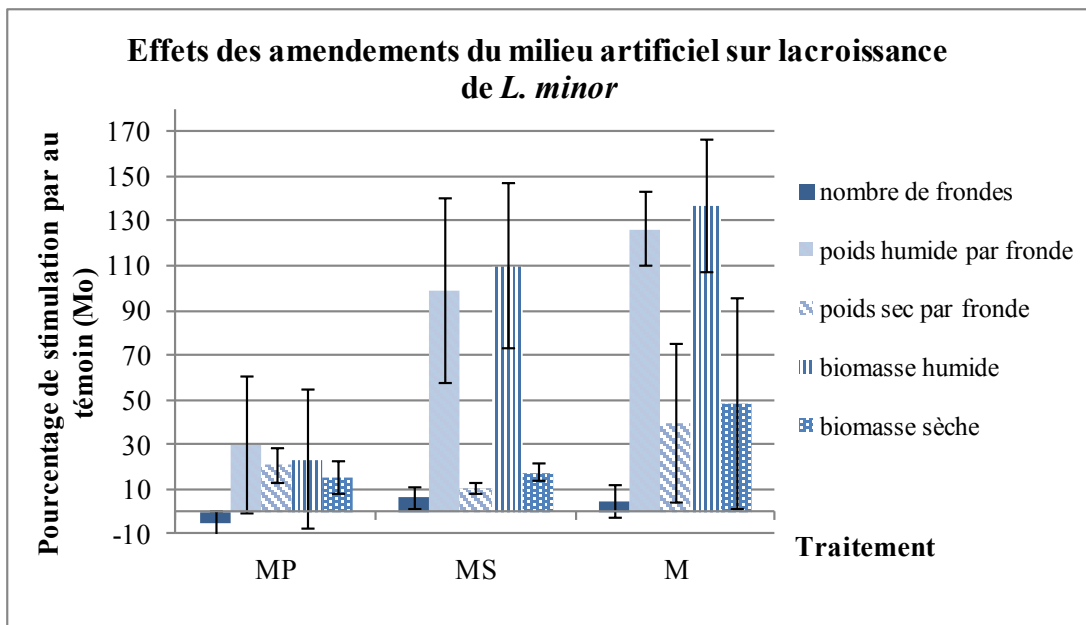


Figure 35 : Croissance de *L. minor* (% de stimulation par rapport au milieu artificiel original Mo) dans les milieux artificiels enrichis : à 160 µg/L P_{tot} (MP), à 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl₂ (MS) ou à 160 µg/L P_{tot} et 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl₂ (M)

Lors de cet essai, aucun effet significatif sur le nombre de frondes ni sur la biomasse sèche n'a été observé (Figure 35). Le pH est demeuré à $8,1 \pm 0,2$, la conductivité n'a pas varié de façon significative en cours d'essai (1220 ± 10 µS/cm dans les milieux émoins Mo et MP et 1550 ± 50 µS/cm dans les milieux MS et M). L'enrichissement des milieux en phosphore ou en sel s'est avéré favorable à la croissance des lentilles avec une stimulation généralisée de la croissance par rapport aux témoins Mo quels que soit les traitements.

Notons que le nombre de frondes moyen dans les milieux témoins a été de $20,7 \pm 1,2$ frondes (C.V. 5,6 %) ce qui est inférieur au critère de validité de l'essai de 48 frondes à la fin de l'essai (Environnement Canada, 2007b). Ainsi, malgré l'enrichissement en phosphore à 120 µg/L dans les milieux MP et M, le nombre de frondes dans les témoins après 7 jours n'a jamais excédé 30.

4.3.1.2. Traitements d'alun en milieux artificiels

Aucun effet significatif n'a été observé sur les autres paramètres biologiques suivis (Figure 36).

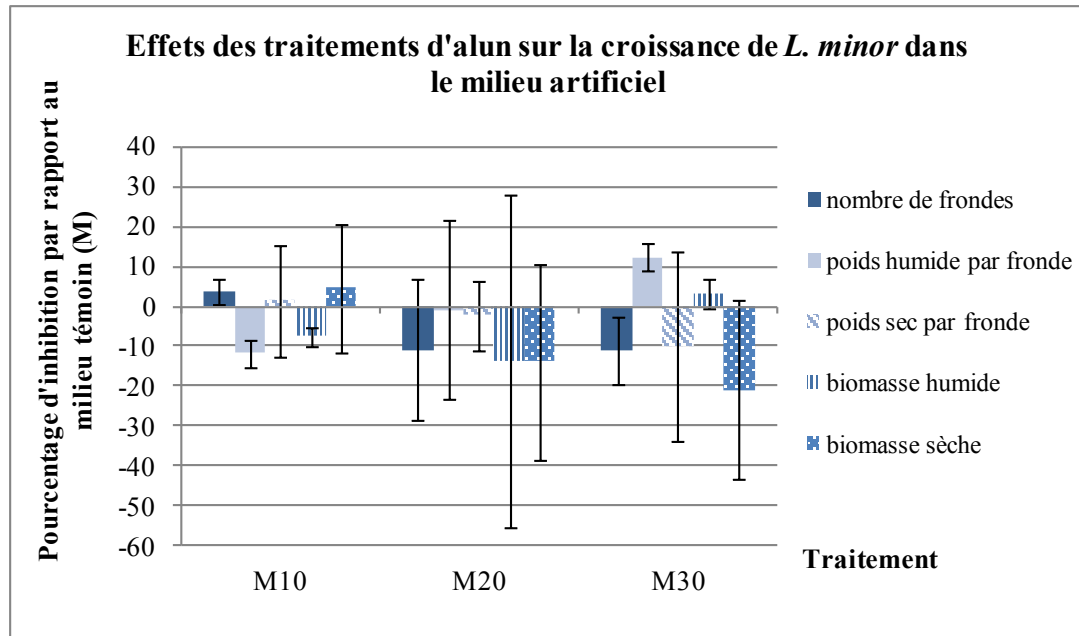


Figure 36 : Inhibition de la croissance de *L. minor* (% par rapport au milieu témoin M) dans le milieu artificiel traité avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

Les résultats ont démontré une absence de corrélation entre le poids sec, le nombre de frondes et le poids humide. Ce constat peut s'expliquer par le faible poids des organismes, la forte adhérence de l'eau aux lentilles qui fait en sorte que les organismes doivent être essuyés minutieusement avant la pesée et de la rapidité à laquelle ils sèchent une fois essuyés. Pour ces raisons, l'évaluation du poids humide a été jugée imprécise et non pertinente et ce paramètre a été abandonné dans les expériences subséquentes.

Le nombre de frondes moyen dans les milieux témoins était de $18,3 \pm 1,2$ frondes (C.V. : 6,3 %) donc plus de deux fois inférieur au critère de validité. Le critère de validité de l'essai n'a donc pas été respecté. Le pH est demeuré à $8,1 \pm 0,2$, la conductivité n'a pas varié de façon significative en cours d'essai ($1300 \pm 50 \mu\text{S/cm}$).

Afin d'explorer les conditions d'obtention de témoins qui respectent les critères de validité, il a été décidé d'utiliser les milieux de culture standards SIS (norme suédoise : Annexe II C) et AFNOR (norme françaises : Annexe II B) et d'y appliquer les traitements d'alun. Les

concentrations théoriques en éléments nutritifs N et P des milieux SIS et AFNOR sont présentées dans le Tableau 25.

Dans le milieu SIS traité à l'alun, le nombre de frondes à la fin de l'essai était seulement de 23,0, soit un nombre insuffisant pour remplir les critères de validité (48 frondes), et ce, en dépit du fait que la concentration de phosphore dans ce milieu était de 3,05 mg/L soit 25,4 fois plus concentré que les concentrations maximales attendues dans le lac Saint-Augustin (0,12 mg/L).

Tableau 25 : Concentrations en N et P (mg/L) dans les milieux microcosmes modifiés et ainsi que dans les milieux SIS et AFNOR.

Milieu	Élément dans le milieu	
	N (mg/L)	P (µg/L)
Artificiel modifié	1,3	120
SIS*	14	3050
AFNOR*	69,9	15500

* concentration théorique

Dans le milieu AFNOR traité à l'alun, le nombre de frondes à la fin de l'essai était de 53,3 ce qui respecte le critère de validité pour cet essai. Une inhibition significative par rapport au témoin a été observée pour tous les paramètres biologiques et cela pour toutes les doses d'alun appliquées ($p < 0,05$) (Figure 37).

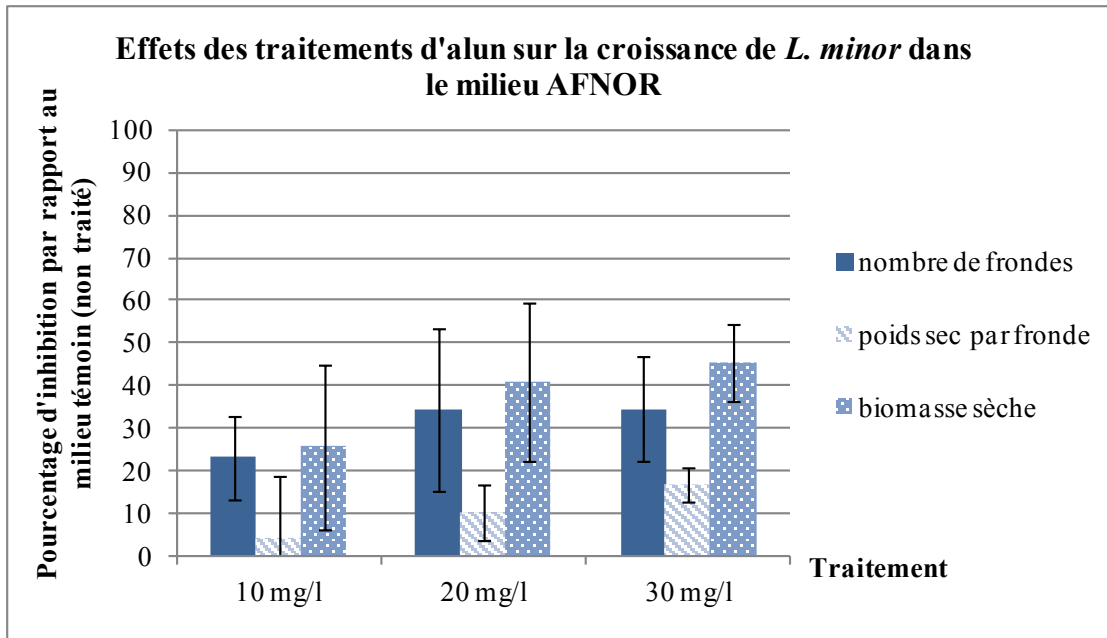


Figure 37 : Inhibition de la croissance de *L. minor* (% par rapport au milieu AFNOR sans traitement) dans le milieu AFNOR traité avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun

Les pourcentages d'inhibition moyen du nombre de frondes moyen et de la biomasse sèche pour cet essai avec le milieu AFNOR ont été respectivement de 23,1 % et 25,6 % pour le traitement de 10 mg/L, de 34,4 % et 40,9 % pour le traitement de 20 mg/L et de 34,4 % et de 45,5 % pour le traitement de 30 mg/L; C.V. < 75 % pour tous les traitements (Figure 37).

Cependant, l'application de l'alun dans les milieux SIS et AFNOR a eu pour effet de faire diminuer le pH (Tableau 5). Dans les deux cas, cette diminution est plus forte lorsque la dose d'alun appliquée augmente.

Tableau 26 : Valeurs des pH finaux pour les milieux SIS et AFNOR traités avec 10, 20 et 30 mg/L d'alun.

pH moyen final		
Traitement	SIS	AFNOR
Témoin	6,8	5,4
10 mg/L	5,7	4,3
20 mg/L	4,7	4,0
30 mg/L	4,4	3,9

Ces diminutions de pH n'ont pas été observées avec les milieux artificiels (ni en milieu naturel) en raison de leur propriété tampon. Il est donc possible que l'inhibition de la croissance des lentilles observée lors des essais en milieu AFNOR soit reliée à la présence importante d'ions H^+ plutôt qu'à un effet de l'aluminium. Cela laisse supposer que l'inhibition de croissance observée chez les lentilles dans les milieux AFNOR aurait pu être différente si le pH avait été maintenu constant. Pour cette raison, les résultats obtenus suite aux traitements d'alun dans le milieu AFNOR ne peuvent permettre de prédire l'effet de la technique évaluée sur les lentilles d'eau dans des conditions comparables à celles rencontrées dans le lac Saint-Augustin.

4.3.1.3. Traitement complet en milieu artificiel

Les essais sur le traitement d'alun et le traitement complet avec eau et sédiments artificiels ont ensuite été réalisés avec des milieux enrichis en phosphore : dans un premier temps à $600 \mu\text{g } P_{\text{tot}}/\text{L}$, puis, dans un deuxième temps, avec les milieux enrichis à $1200 \mu\text{g } P_{\text{tot}}/\text{L}$. Suite à ces essais, aucune différence significative par rapport au témoin n'a été observée dans aucun des traitements. Le nombre de frondes moyen pour ces 4 essais était compris entre 18,3 et 25 frondes, soit un nombre de frondes environ deux fois plus faible que la croissance minimale prescrite par le critère de validité de l'essai (minimum de 48 frondes dans les témoins). Finalement, les essais avec les milieux artificiels ont été abandonnés pour se concentrer sur les essais en milieux naturels.

Afin de s'assurer de pouvoir respecter les critères de validité du nombre de frondes à la fin des essais en conditions naturelles, il est apparu nécessaire d'enrichir les milieux à des concentrations de phosphore proches de celles du milieu AFNOR. Les milieux naturels ont donc été enrichis à $12000 \mu\text{g de } P_{\text{tot}}/\text{L}$.

4.3.1.4. Traitements d'alun en milieu naturel

Le nombre de frondes moyen dans les témoins pour l'essai sur l'incidence de l'alun a été de 118,7. Pour l'ensemble des traitements, le pH en fin d'essai est demeuré entre 7,6 et 7,8. Le

pourcentage d'inhibition du nombre de frondes était de 27,8 % dans le milieu M10, de 59,8 % dans le milieu M20 et de 74,2 % dans le milieu M30 (C.V. compris entre 3,7 et 10,1 %).

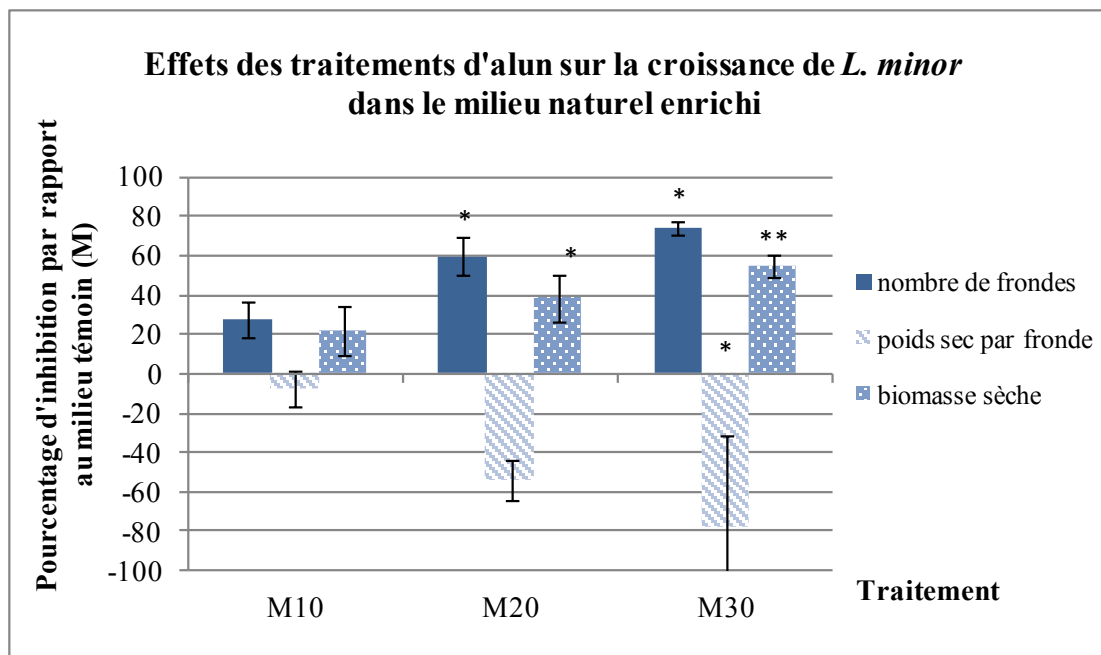


Figure 38 : Inhibition de la croissance de *L. minor* (% par rapport au milieu témoin M) dans le milieu naturel traité avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30); milieux enrichis à 12000 µg P_{tot}/L

Seuls les milieux traités à 20 et 30 mg/L d'alun ont eu des effets significatifs sur la croissance des lentilles. Les résultats obtenus suite aux traitements d'alun avec les milieux naturels tendent à démontrer une inhibition du nombre de frondes et de la biomasse sèche de *L. minor* en fonction de la dose d'alun appliquée.

4.3.1.5. Traitement complet en milieu naturel

Le nombre de frondes moyen dans les témoins pour l'essai sur l'incidence du traitement complet avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin a été de 128. Pour l'ensemble des traitements, le pH en fin d'essai est demeuré entre 7,9 et 8,0. Le pourcentage d'inhibition du nombre de frondes a été de 27,3 % dans le milieu M10*, de 60,2 % dans le milieu M20* et de 56,8 % dans le milieu M30* (C.V. compris entre 9,1 et 9,1 %) (Figure 39).

Les résultats d'inhibition de croissance des lentilles en milieux naturels sont pratiquement identiques pour le traitement complet et pour le traitement d'alun seul outre que l'inhibition du nombre de frondes et du poids sec moyen par fronde est légèrement plus forte avec le traitement d'alun seul dans le milieu M30. Les taux d'inhibition du nombre de frondes et du poids sec étaient compris entre 20 et 25 % dans les milieux naturels traités avec 10 mg/L d'alun, entre 45 et 60 % pour les milieux traités à 20 mg/L et entre 55 et 75 % pour les milieux traités à 30 mg/L.

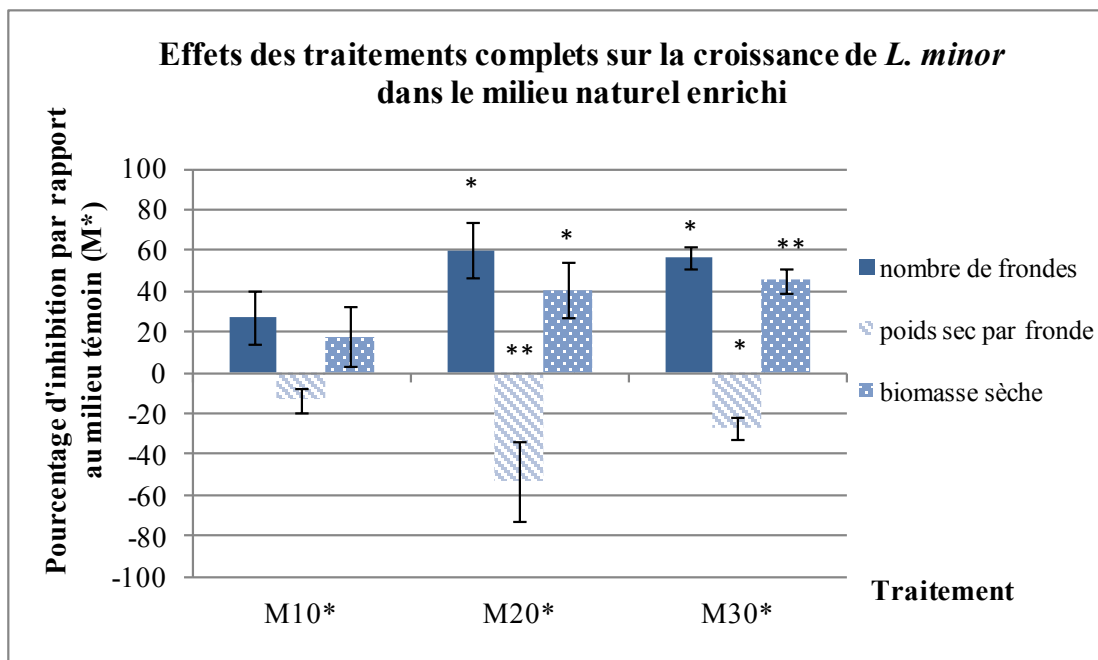


Figure 39 : Inhibition de la croissance de *L. minor* (% par rapport au milieu traité avec roche calcaire et sable seulement M*) dans le milieu naturel traité avec traitements complets à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* ou M30*); milieux enrichis à 12000 $\mu\text{g P}_{\text{tot}}/\text{L}$

4.3.2. Bioessais multisécifiques en milieu naturel

La croissance de *Lemna minor* a été exponentielle dans tous les milieux microcosmes ($R^2 = 0,99$; $n = 8$) (Figure 40). Au jour 28, il n'y avait pas de différence significative dans la croissance des lentilles d'eau entre les milieux témoins M (323 ± 34 frondes) et les milieux traités M20 (320 ± 48 frondes) et M20* (303 ± 45 frondes). Aucun signe de chlorose ou autre problème visuel n'a été observé.

Dans les microcosmes témoin, la croissance des lentilles d'eau a été relativement importante comparativement aux résultats obtenus dans les contrôles lors de précédents travaux avec les microcosmes effectués par Triffault-Bouchet *et al.* (Triffault-Bouchet et al., 2005a, Triffault-Bouchet et al., 2005b, Triffault-Bouchet and Martel, 2005). Cela peut s'expliquer par les conditions eutrophes du lac Saint-Augustin avant traitement. De plus, la préparation des microcosmes a probablement favorisé la croissance des lentilles d'eau en faisant augmenter la teneur en éléments nutritifs dans la colonne d'eau. Notons qu'en termes d'eutrophisation, les conditions testées dans les microcosmes peuvent être considérées comme les pires conditions : perturbation du sédiment avec possible mobilisation du phosphore, absence de renouvellement, faible volume d'eau. Ces conditions peuvent survenir dans le lac Saint-Augustin lors des activités nautiques : bateau, motos marines, hydravions, etc.

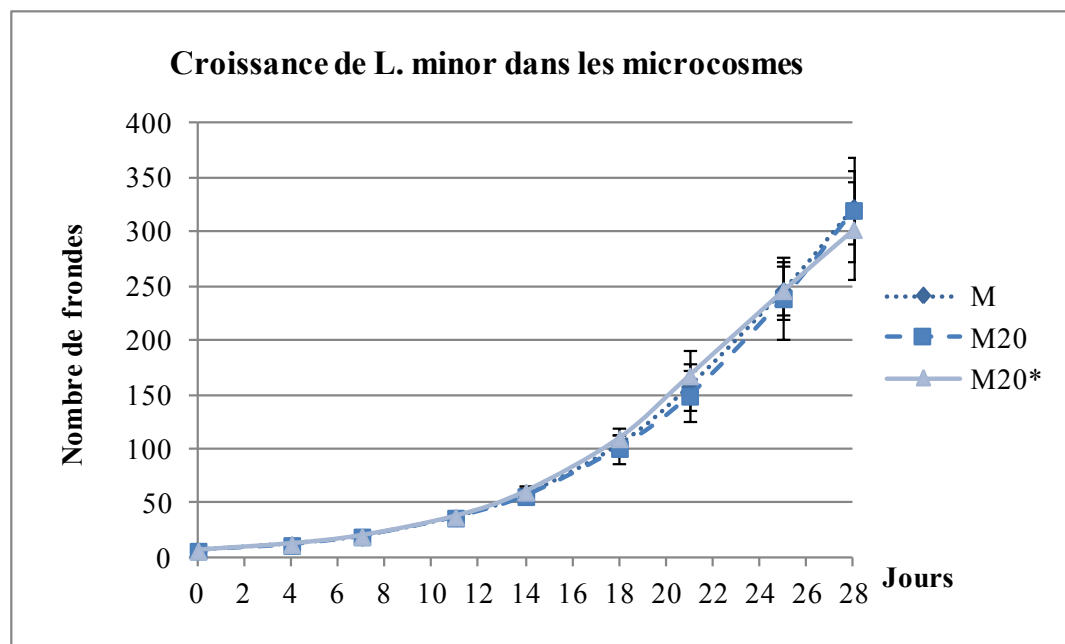


Figure 40 : Croissance de la population de *L. minor* (nombre de frondes moyen) dans les microcosmes témoins (M) et traités : avec 20 mg/L d'alun (M20) et avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

4.3.3. Discussion générale sur l'effet potentiel des traitements sur les plantes aquatiques

Il est intéressant de constater que lors des essais en microcosme, il n'y a pas eu de différences significatives entre les témoins et les milieux traités (Figure 40). De plus, tel qu'observé lors des essais monospécifiques non enrichis (Figure 36), le nombre de frondes moyen par réplicat après 7 jours dans les essais en microcosmes (Figure 40) ne dépassait pas 48 (critère de validité pour les essais monospécifiques), mais se situait plutôt en deçà de 30 et ne présentait pas de différences significatives par rapport aux milieux traités. De ce point de vue, les résultats des essais en microcosmes sont comparables avec ceux obtenus lors des essais monospécifiques en conditions artificielles effectués à 120 µg/L de P (Figure 36), c'est-à-dire que les traitements appliqués n'ont pas produits d'effets observables sur la croissance des lentilles d'eau. Ces résultats sont consistants avec ceux de Call ((Call, 1984) cité dans (Gostomski, 1990)) qui rapporte des CE_{50} (4 jours) supérieurs à 45,7 mg Al_{tot} /L à des pH allant de 7,6 à 8,2 et une dureté de 14,9 mg/L $CaCO_3$. Notons que d'autres espèces peuvent être plus sensibles que les lentilles à l'aluminium. En effet, Pichard (Pichard et al., 2005) rapporte une CE_{50} (96 h) de 2,5 mg/L pour *Myriophyllum spicatum*. Notons également que les teneurs en phosphore dans les microcosmes au jour 0 et au jour 28 (Tableau 24) ne sont pas les mêmes pour les témoins et pour les milieux traités. Cependant, ces différences ne se sont pas traduites par une influence sur la croissance des lentilles ce qui peut s'avérer problématique puisque l'un des objectifs du traitement est de limiter la croissance des plantes aquatiques qui envahissent le plan d'eau.

Différentes hypothèses ont été émises pour expliquer les difficultés rencontrées pour respecter le critère de validité lors de la réalisation des bioessais monospécifiques avec la lentille d'eau dans les milieux artificiels. La forme de phosphore présente dans les milieux ne peut expliquer à elle seule ces faibles croissances. En effet, les résultats de caractérisation ont démontré que le phosphore présent dans les milieux artificiels (milieu microcosme) était essentiellement présent sous forme d'orthophosphates dissous et biodisponibles. Les orthophosphates peuvent être efficacement retirés de la colonne d'eau par les lentilles. (Öbek and Hasar, 2002) ont observé une diminution du phosphate de

15 mg/L à 0,5 mg/L en 8 jours. Cependant, l'activité de l'acide phosphatase impliquée dans la déphosphorylation des esters orthophosphoriques organiques et dans certaines actions de transférase diminue lors d'une carence en phosphore (Strother, 1984). C'est cette diminution qui pourrait en partie expliquer la faible croissance des lentilles lors des essais en milieux artificiels sans sédiments. Une concentration élevée de phosphate et faible en ion ammonium combiné à une température élevée et un pH modéré favorise un relargage du phosphore mobile par les sédiments et stimule la croissance des lentilles (Hou et al., 2009). Comme les essais ont été réalisés en eau seule, les sédiments n'ont pas pu contribuer à enrichir les milieux en phosphore en cours d'essai. Les concentrations initiales dans les milieux n'ont donc pu que diminuer en cours d'essai.

De plus, certaines substances peuvent perturber l'assimilation du phosphore par les lentilles. Des osmolytes présents dans les milieux artificiels dont notamment le chlorure de calcium peuvent avoir perturbé l'assimilation du phosphore et contribué à la faible croissance des lentilles dans ces milieux, et ce, malgré l'enrichissement en phosphore. Vidakovic-Cifrek (Vidaković-Cifrek et al., 2005) a observé que le chlorure de calcium peut occasionner des changements dans la morphologie des chloroplastes et le profil de sédimentation des algues. Les auteurs ont souligné que ce phénomène pourrait être dû à une accumulation d'amidon dans les chloroplastes (Appenroth et al., 2010). L'enrichissement des milieux en chlorure de calcium pourrait donc avoir limité la croissance des lentilles dans les milieux artificiels car la nature chimique des osmolytes influence l'assimilation du phosphore (Bovet et al., 2000). Les travaux de (Ulrich-Eberius et al., 1984) suggèrent que l'énergie nécessaire à l'assimilation du phosphate chez *L. minor* provient d'un gradient électrochimique de protons mettant à profit un mécanisme de cotransport $2H^+/H_2PO_4^-$. Il est possible qu'une substance présente dans les milieux ait interféré avec l'assimilation du phosphore notamment en bloquant ce mécanisme de cotransport.

Ainsi, ces résultats demeurent inexplicables et de nouvelles investigations devraient être réalisées pour les comprendre. De nombreuses études ont porté sur les capacités des lentilles d'eau à accumuler les métaux pour épurer les effluents et les eaux usées

(Alkhateeb et al., 2005, Alvarado et al., 2008, Anawar et al., 2008, Axtell et al., 2003, Dosnon-Olette et al., 2009, Mishra et al., 2008, Rai, 2009, Wang et al., 2002). Suite à des études en mésocosmes, Goulet et collaborateurs (2005) ont observé que *L. minor* peut assimiler l'aluminium dissous, celui-ci a donc pu être accumulé par les lentilles d'eau Goulet et collaborateurs (Goulet et al., 2005). Par ailleurs, dans les essais réalisés avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, la présence des autres métaux peut avoir influencé le comportement de l'aluminium avec les surfaces biologiques. En effet, l'interaction entre les métaux et les surfaces biologiques des plantes telles que les membranes cellulaires peut affecter le transport, la chimie, la bioaccumulation et la toxicité des métaux (Dirilgen and Inel, 1994a, Dirilgen and Ince, 1995, Dirilgen and Inel, 1994b). Les surfaces biologiques sont l'un des substrats le plus important dans les lacs pour l'attachement des métaux et, dans certains cas, les concentrations en métaux dissous sont régulées par l'adsorption des métaux aux surfaces biologiques. Les interactions qui interviennent au niveau des surfaces biologiques dans les eaux naturelles sont très complexes. Les réactions des métaux avec les groupes fonctionnels de surface (sulfhydryle, amine, carboxyle, hydroxyde, oxyde) sont difficiles à quantifier individuellement (Dirilgen, 2001). Des études sur l'accumulation de métaux par les organismes aquatiques indiquent qu'il s'agit d'un processus qui consiste en une adsorption rapide ou attachement de surface suivie d'une diffusion lente ou transport contrôlé vers l'intérieur de la cellule, soit par diffusion à travers la membrane cellulaire, soit par transport actif via un transporteur protéique (Brezonik et al., 1991). L'utilisation de biomarqueur dans des travaux futurs pourrait permettre d'évaluer si l'aluminium induit un stress chez les lentilles d'eau et si la présence d'autres métaux modifie ce stress. À titre d'exemple, la peroxydase guaiacol peut être utilisée comme indicateur de stress biochimique pour la pollution liée à la présence de métaux (Paczkowska et al., 2007).

Du point de vue de la restauration du lac Saint-Augustin, les résultats obtenus sont encourageants pour la santé des plantes aquatiques car aucun effet toxique significatif n'a pu être observé sur les lentilles d'eau et ce pour tous les traitements évalués. Malgré le fait que cette étude semble indiquer que les lentilles d'eau ne sont pas sensibles aux traitements étudiés, d'autres facteurs devraient être considérés lors de l'estimation de l'impact potentiel

sur les macrophytes d'une application *in situ* d'alun. La température est le principal facteur qui influence le taux de croissance des macrophytes flottant (Van Der Heide et al., 2006). Il est donc fort probable que la croissance des macrophytes ne soit pas affectée par un traitement *in situ* sauf lorsque la température est propice à une certaine croissance minimale. Cela pourrait être pris en compte pour le choix du moment du traitement d'alun. Par ailleurs, l'intensité lumineuse peut influencer la toxicité des métaux. Artetxe et collaborateurs (2002) ont observé que *L. minor* est moins affecté par la toxicité du Zn et du Cd à faible intensité lumineuse (Artetxe et al., 2002) . Il est donc possible que les espèces qui vivent dans des endroits moins éclairés (à l'ombre des arbres ou en profondeur) soient moins vulnérables aux concentrations d'aluminium résiduel après traitement. Ensuite, le recouvrement risque d'affecter la capacité de certaines plantes (plantes à racines ancrées dans les sédiments) de coloniser les milieux recouverts notamment si ces plantes ont besoin de sédiments riches en matière organique pour le développement de leurs racines.

4.4. Partie IV : Impact des techniques de restauration étudiées sur la daphnie

4.4.1. Bioessais monospécifiques avec *Daphnia magna* (mobilité et survie 48h et reproduction 21 jours)

4.4.1.1. Bioessais préliminaires : amendements du milieu artificiel

Ces essais avaient pour objectif d'évaluer l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel sur la mobilité, la survie et la reproduction de la daphnie *Daphnia magna* aux conditions présentes dans le lac Saint-Augustin : a) concentration de phosphore de 120µg/L (MP) et b) conductivité de 1500 µS/cm et concentration de phosphore de 120µg/L (M); pour ensuite déterminer si ces conditions conviennent aux essais de toxicité monospécifiques.

Mobilité et létalité (toxicité aigüe)

Après 48 heures d'exposition aux milieux Mo, MP et M, les résultats obtenus démontrent que 7,5 % des daphnies étaient immobiles et 2,5 % étaient mortes dans le milieu Mo (n = 4;

10 daphnies par réplicat). Ces valeurs sont non significatives et correspondent à la variabilité biologique. Toutes les daphnies étaient vivantes et mobiles dans le milieu microcosme modifié M (n = 4; 10 daphnies par réplicat).

Reproduction (toxicité chronique)

Au cours de l'essai, trois mères sont mortes au 4^e jour d'exposition dans le milieu M tandis que 2 sont mortes au 1^{er} jour et une au 9^e jour dans le milieu M. Le nombre total de néonates dans le milieu M a été plus élevé que dans les milieux Mo et MP durant les 21 jours d'exposition. Le nombre de naissances totales au 21^e jour était de 149 dans le milieu Mo et de 264 et 258 pour les milieux MP et M respectivement, ce qui représente une stimulation significative de la reproduction par rapport aux témoins de 77,2 % pour le milieu MP et de 73,2 % pour le milieu M ($p < 0,05$). Une différence significative dans le nombre de néonate par mère cumulé a été observée au 12^e jour ($M > Mo$) et au 19^e jour ($M > MP > Mo$) (Figure 41) ($p < 0,05$).

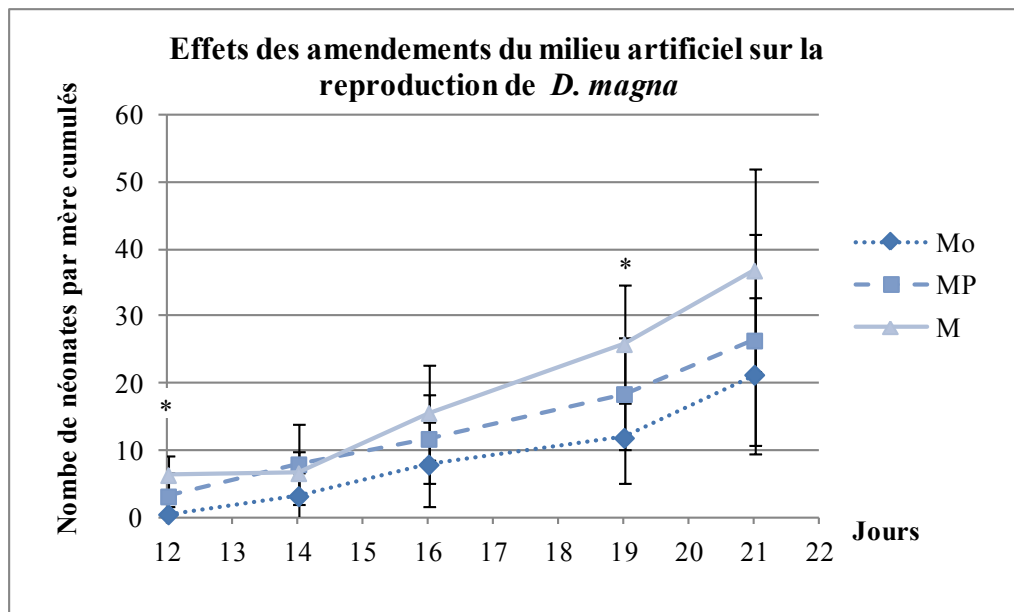


Figure 41 : Reproduction de *D. magna* (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux artificiels : original (Mo), enrichi à 120 µg/L P_{tot} (MP) ou enrichi à 120 µg/L P_{tot} et 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl₂ (M)

L'enrichissement en phosphore semble avoir été favorable à la reproduction des daphnies, car aucune mortalité n'a été observée dans le milieu MP et les naissances y ont été plus abondantes que dans le milieu M. Cela laisse supposer que ce milieu était plus optimum pour les daphnies, possiblement en lien avec une croissance algale favorisée par l'enrichissement en phosphore. Ceci s'est traduit ultimement par une augmentation de la reproduction. L'enrichissement en phosphore et en sels (M) semble avoir stimulé la productivité des daphnies encore plus que l'enrichissement en phosphore seul car c'est dans le milieu M que le nombre moyen de naissances par mère est le plus élevé. L'ajustement du milieu microcosme aux conditions du lac Saint-Augustin est donc possible et ne devrait pas occasionner d'interférence lors de l'interprétation des résultats des essais avec *D. magna*.

4.4.1.2. Traitements d'alun en milieu artificiel

Mobilité et létalité (toxicité aigüe)

Suite à l'application du traitement d'alun, 5 % des daphnies étaient immobiles ou mortes dans le traitement à 20 mg/L d'alun après 48 h d'exposition. Ce résultat n'était toutefois pas significatif. Toutes les daphnies étaient vivantes et mobiles dans les autres traitements d'alun et dans les témoins après les 48 heures de l'essai (n = 4; 10 daphnies par réplicat).

Reproduction (toxicité chronique)

Après 21 jours d'exposition, la reproduction de *D magna* était moins importante dans les milieux traités à l'alun comparativement aux témoins (Figure 42) et l'effet observé a augmenté en fonction de la dose d'alun appliquée. Dès le 12^e jour d'exposition, tous les traitements étaient différents les uns des autres et ce jusqu'à la fin de l'essai (n = 10; p < 0,001). À la fin de l'essai, le nombre total de néonates était de 627, 281, 168 et 48 dans les milieux M, M10, M20 et M30 respectivement. Dans le milieu M30, 50 % des daphnies étaient mortes au 21^e jour. Les pourcentages d'inhibition du total des naissances par rapport au milieu témoin (M) étaient de 55,2 % dans le milieu M10, de 73,2 % dans le milieu M20 et de 92,3 % dans le milieu M30.

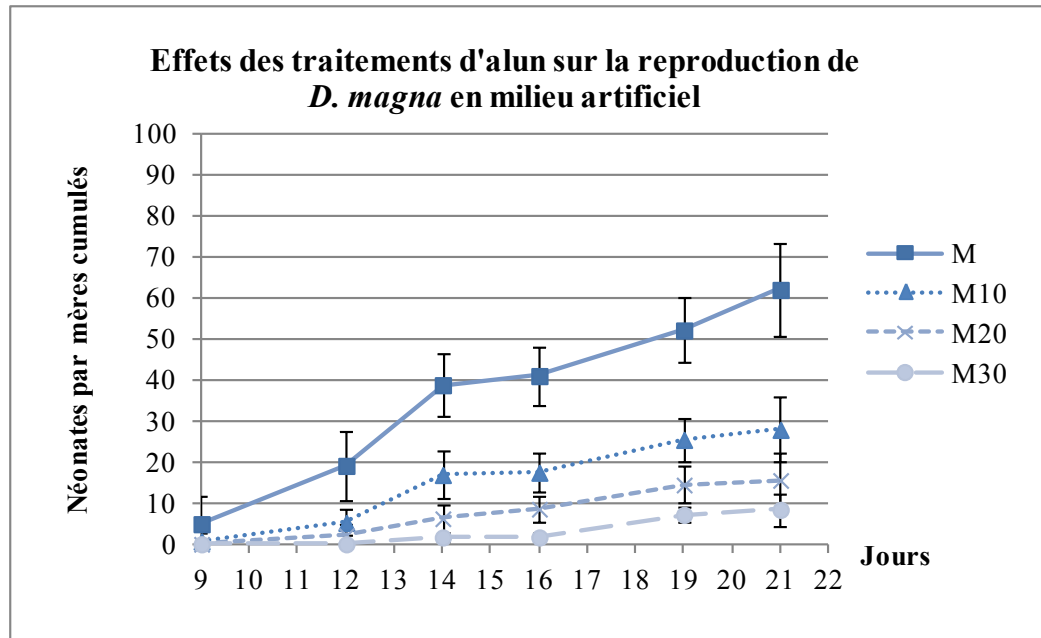


Figure 42 : Reproduction de *D. magna* (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux artificiels témoin (M) ou traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

La CI_{50} 21 jours de l'alun pour cet essai est légèrement inférieure à 10 mg/L puisqu'on observe une inhibition du nombre moyen de néonates par mère de 55 % en moyenne par rapport aux témoins avec un traitement de 10 mg/L d'alun.

4.4.1.3. Traitements d'alun en milieu naturel

Mobilité et létalité (toxicité aiguë)

Aucun effet néfaste n'a été observé lors des essais avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin sur la mobilité et la survie de *D. magna* après 48 heures d'exposition aux milieux traités à l'alun pour toutes les doses testées soit 10, 20 et 30 mg/L.

Reproduction (toxicité chronique)

La reproduction des daphnies a été affectée dès le 9^e jour d'exposition par le traitement d'alun à 20 et 30 mg/L (Figure 43) ($n = 10$; $p < 0,001$). Le nombre total de néonates au 21^e jour dans les milieux M, M10, M20 et M30 étaient respectivement de 853, 763, 613 et 433. Le pourcentage d'inhibition du total des naissances par rapport au milieu témoin (M) a été

de 10,6 % dans le milieu M10, de 28,1 % dans le milieu M20 et de 49,2 % dans le milieu M30.

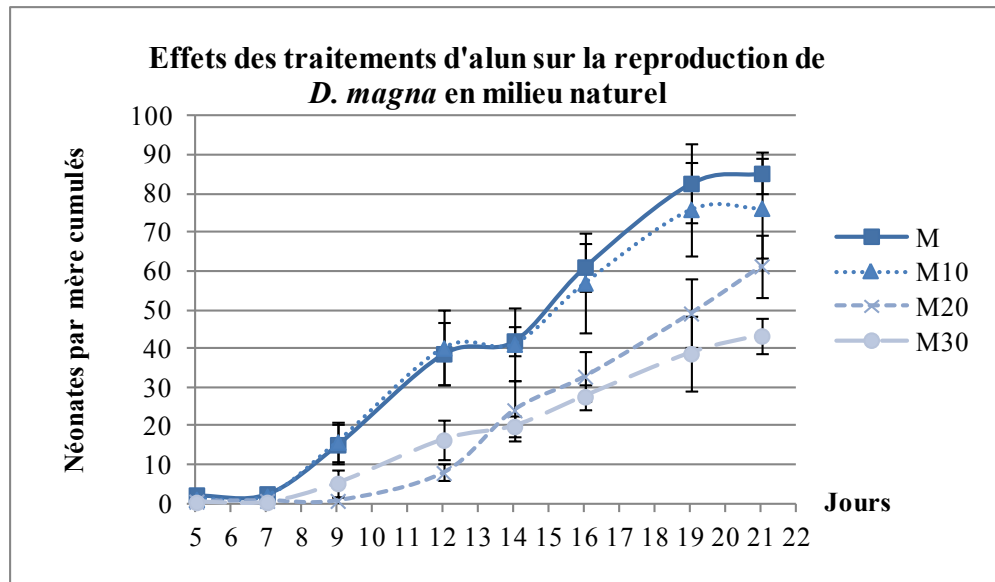


Figure 43 : Reproduction de *D. magna* (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux naturels témoin (M) ou traités avec 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

L'effet des traitements d'alun a été moins prononcé en milieu naturel qu'en milieu artificiel. De plus, les naissances ont été en moyenne plus abondantes dans les milieux naturels (853 néonates) que dans les milieux artificiels (627 néonates).

4.4.1.4. Traitement complet en milieux artificiel

Mobilité et létalité (toxicité aigüe)

Lors des essais en conditions artificielles, aucun effet n'a été observé avec le traitement complet à 10 mg/L ni à 20 mg/L, mais 20 % des daphnies étaient mortes et 65 % étaient immobiles à la fin de l'essai avec le traitement complet à 30 mg/L (M30*). Les effets ci-mentionnés suite à l'exposition au milieu M30* en conditions artificielles semblent attribuables à l'aluminium résiduel au vu des résultats de l'essai de létalité (20 % des daphnies étaient mortes à la fin de l'essai de 48 h) et de reproduction (50 % des daphnies étaient mortes dans le milieu M30 après 21 jours d'exposition : Figure 42 ci-bas).

Il est toutefois aussi possible que des particules de calcaire ou de silice en suspension provenant du sable, potentiellement contaminées (p. ex., Al), aient occasionnées une obstruction du tube digestif des daphnies limitant alors la prise de nourriture. Les daphnies sont en effet des organismes qui filtrent de grands volumes de leur milieu pour collecter des particules en suspension, et de préférence, du phytoplancton (Gillis et al., 2005). Elles ingèrent toutes les particules qui peuvent être retenues par leurs appendices de filtration, soit de taille supérieure à 0,45 μm (Brendelberger, 1985). Les particules de roche calcaire ou de silice remises en suspension lors de l'application des traitements ont pu entraîner un ralentissement du transit des aliments dans le tube digestif des daphnies (Lampert, 1987) dans Gills *et al.*, 2005). Elles ont également pu limiter la digestion des organismes. Le tout limitant la prise de nourriture qui, associée à la possible présence de contaminants (p. ex., Al), a pu entraîner la mort de ces organismes.

Reproduction (toxicité chronique)

Suite au traitement complet, dans le milieu M10*, la reproduction des daphnies a été significativement plus forte ($p < 0,001$) tout au long des 21 jours d'essai et a commencé plus tôt comparativement au témoin (M*) (Figure 44). Au 21^e jour, le nombre total de néonates dans les milieux M*, M10*, M20* et M30* étaient respectivement de 381, 604, 175 et 0. Au 21^e jour, 10 % des daphnies étaient mortes dans le traitement M20* et 100 % dans le traitement M30*. Les pourcentages d'inhibition du total des naissances par rapport au milieu témoin (M) étaient de - 58,5 % dans le milieu M10*, de 54,1 % dans le milieu M20* et de 100 % dans le milieu M30*.

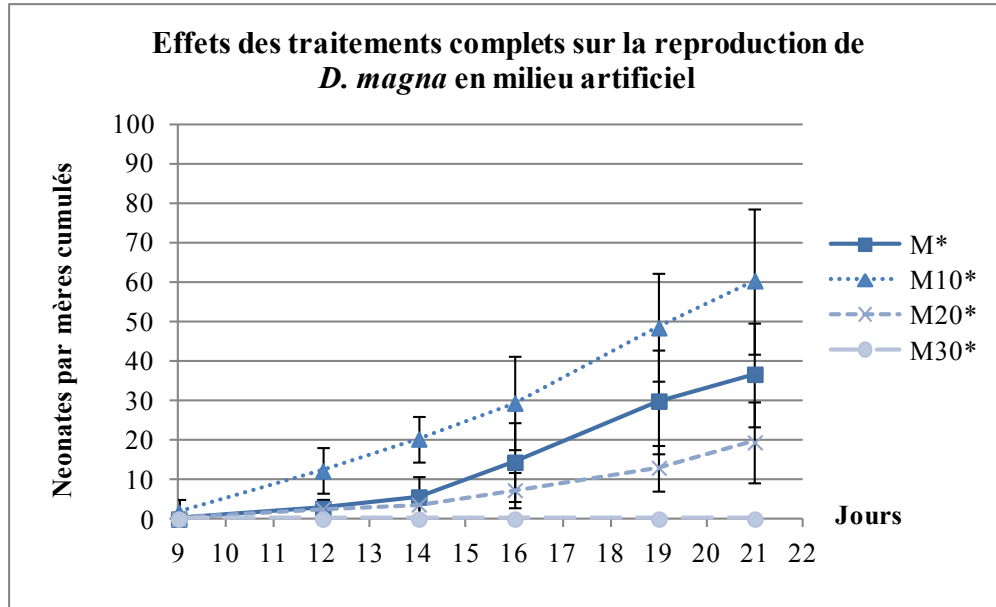


Figure 44 : Reproduction de *D. magna* (nombre de néonates par mère cumulés) dans les milieux artificiels traités avec roche calcaire et sable seulement (M*) ou avec traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

Les résultats sur la concentration d'aluminium dans l'eau des milieux au jour 0 et la reproduction des daphnies sont regroupés dans le Tableau 27.

Tableau 27 : Effets des traitements sur la reproduction des daphnies en milieu artificiel

Traitement	M	M10	M20	M30	M*	M10*	M20*	M30*
Concentration d'aluminium résiduel au jour 0	0,031	0,29	0,69	0,76	0,026	0,38	0,75	0,78
Nombre de néonates total à la fin de l'essai	627	281	168	48	381	604	175	0
Mortalité des mères	0	0	0	4	0	0	1	10

Note : Les valeurs en gris dépassent les critères de qualité (0,087 mg/L)

Les résultats obtenus suite à l'application du traitement complet en conditions artificielles étaient très différents de ceux obtenus avec le traitement d'alun seul :

- les daphnies dans le témoin sans traitement (M) ont produit 64,6 % plus de naissance que dans le témoin traité avec roche calcaire et sable (M*) ;
- le nombre total de néonates à la fin de l'essai était 40,4 % plus faible dans le milieu témoin (M*) que dans le milieu traité à 10 mg/L d'alun (M10*); il est probable que

l'application d'alun aie contribué à faire précipiter des particules de silice en suspension dans la colonne d'eau, lesquelles auraient eu un impact sur les naissances dans les milieux M* comparativement au milieu M ;

- la concentration d'aluminium résiduel dans le milieu M10* (0,38 mg/L) était supérieure à celle dans le milieu M10 (0,29 mg/L) et le nombre de néonates total à la fin de l'essai pour le traitement M10* était de 604 ce qui est 115 % supérieur au nombre obtenu dans le milieu M10 soit 281 ;
- la concentration d'aluminium résiduel dans le milieu M20* (0,75 mg/L) où une seule mère est morte est légèrement plus faible que dans le milieu M30* (0,78 mg/L) dans lequel 100 % des daphnies étaient mortes au 5^e jour d'essai. Cela est consistant avec la concentration d'aluminium résiduel dans le milieu M30 (0,76 mg/L) dans lequel 40 % des mères étaient mortes.

4.4.1.5. Traitement complet en milieu naturel

Mobilité et létalité (toxicité aigüe)

Lors des essais avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, aucun effet n'a été observé sur la mobilité et la survie de *D. magna* après 48 heures d'exposition aux milieux traités avec le traitement complet et ce pour toutes les doses d'alun testées soit 10, 20 et 30 mg/L.

Reproduction (toxicité chronique)

Pour le traitement complet, l'application d'alun a eu pour effet d'inhiber la reproduction des daphnies pour toutes les doses d'alun testées (Figure 45). Dès le 10^e jour d'essai, l'effet du traitement complet sur la reproduction des daphnies était significatif ($p < 0,001$; $n = 10$). À la fin de l'essai, le nombre total de néonates dans les milieux M*, M10*, M20* et M30* étaient respectivement de 702, 316, 496 et 298 avec, cependant un pourcentage de survie des mères de 100 % dans tous les traitements. Le pourcentage d'inhibition du total des naissances par rapport au milieu témoin (M) était de 55,0 % dans le milieu M10*, de 29,3 % dans le milieu M20* et de 57,5 % dans le milieu M30*.

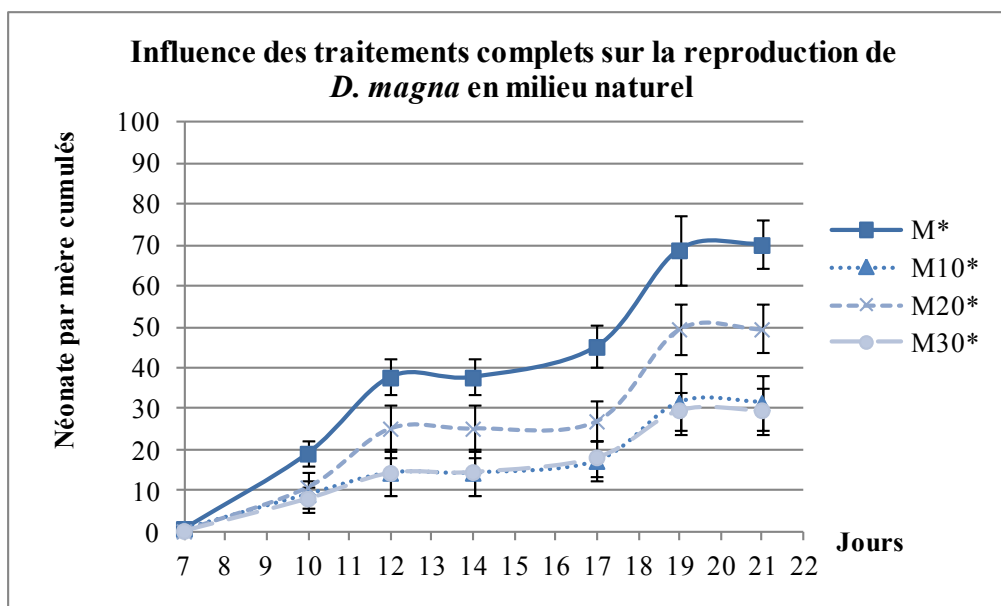


Figure 45 : Reproduction de *D. magna* (nombre de néonates par mère cumulé) dans les milieux naturels traités avec roche calcaire et sable seulement (M*) ou avec traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30)

Les résultats sur la concentration d'aluminium dans l'eau des milieux au jour 0 et la reproduction des daphnies sont regroupés dans le Tableau 28.

Tableau 28: Effets des traitements sur la reproduction des daphnies avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin

Traitement	M	M10	M20	M30	M*	M10*	M20*	M30*
Concentration d'aluminium résiduel au jour 0 (mg/L)	0,47	0,69	0,60	0,77	0,04	0,04	0,40	0,53
Concentration de P _{tot} au jour 0 (µg/L)	170	180	110	68	57	53	27	100
Nombre de néonates total à la fin de l'essai	853	763	613	433	702	316	496	298
Mortalité des mères	0	0	0	0	0	0	0	0

Note : Les valeurs en gris dépassent les critères de qualité (0,087 mg/L Al et 20 µg/L P_{tot})

L'effet des traitements en milieu naturel (Tableau 28) est plus facile à relier à la dose d'alun appliquée qu'à celle mesurée dans l'eau au jour 0 (la concentration peut avoir varié en cours d'essai), particulièrement avec le traitement complet où la concentration d'aluminium résiduel dans le milieu témoin M* (0,044 mg/L) est supérieure de 0,006 mg/L à celle

observée dans le milieu M10* (0,038 mg/L) alors que les naissances dans le milieu M* sont plus du double de celles dans le milieu M10*. De plus, les naissances dans le milieu M20* sont 57 % plus élevées que dans le milieu M10* malgré le fait que la concentration d'aluminium résiduelle y est plus de dix fois plus élevée (0,40 mg/L dans le milieu M20* contre 0,038 mg/L dans le milieu M10*). Les concentrations de P_{tot} peuvent aussi avoir joué un certain rôle dans la reproduction des daphnies. En effet, une diminution de phosphore dans les milieux occasionne une réduction de la croissance algale ce qui provoque alors une diminution de la nourriture pour les daphnies et affecte par conséquent leur productivité. Il est toutefois peu probable que le phosphore soit seul en cause puisqu'on n'observe pas nécessairement une meilleure reproduction dans les milieux où le phosphore était le plus élevé (ex : milieu M10 par rapport au milieu M et milieu M20* par rapport au milieu M10*). De plus, les daphnies étaient nourries à chaque changement d'eau soit au 2-3 jours et la quantité d'algues fournies était la même pour tous les traitements et suffisante pour assurer une bonne reproduction des daphnies. Il est toutefois possible que les effets observés soient un effet combiné des concentrations de phosphore stimulant la reproduction des daphnies et des concentrations d'aluminium inhibant leur reproduction.

4.4.2. Bioessais multispécifiques en milieu naturel

4.4.2.1. Effet sur la survie de *Daphnia magna*

Dans tous les traitements, la survie des daphnies a été supérieure à 80 % jusqu'au jour 18 (Figure 46), puis, elle a diminué progressivement jusqu'au jour 28. Ceci est souvent observé dans ce type d'essai du fait d'une diminution des sources de nourriture liée à une diminution des nutriments pour le développement des algues. Cette diminution de nourriture en cours d'essai est donc susceptible d'affecter la survie des daphnies durant les derniers jours de l'essai.

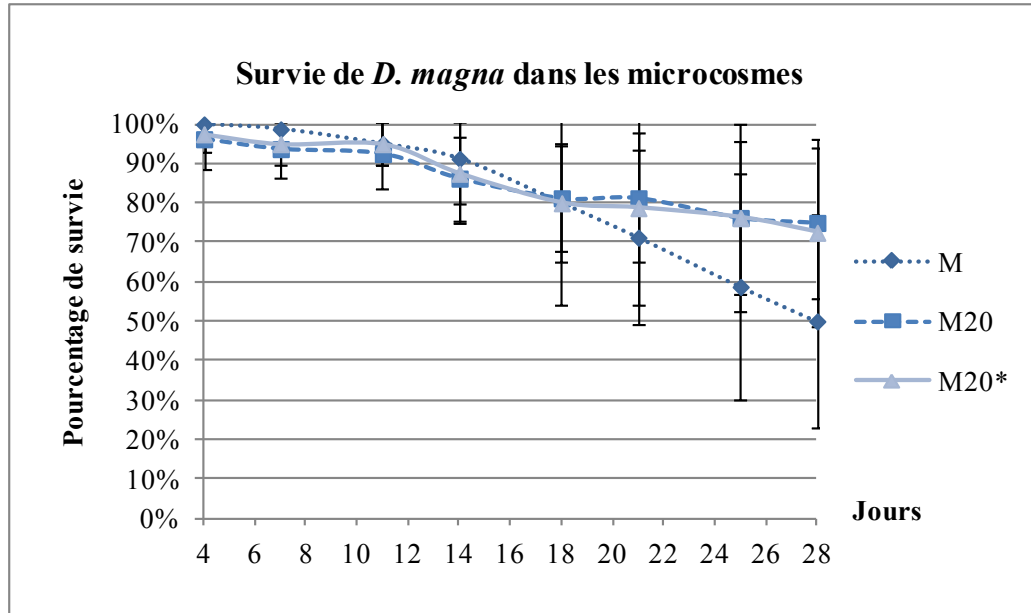


Figure 46 : Survie de *D. magna* (%) dans les microcosmes témoins (M) et traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

4.4.2.2. Effet sur la reproduction de *Daphnia magna*

La reproduction dans les milieux avec traitement complet (M20*) était significativement supérieure à celle dans les milieux témoins (M) et celle dans les milieux traités à l'alun (M20) au jour 25 (45,1 petits par mère dans les milieux M20* contre 32,8 dans les milieux M20 et 29,2 dans les milieux M) et au jour 28 (60,5 petits par mère dans les milieux M20* contre 36,0 dans les milieux M20 et 31,5 dans les milieux M) (Figure 47). Les naissances dans les milieux M20 n'ont pas été significativement différentes des milieux M et ce pour toute la durée de l'essai.

Il ressort donc de cet essai en microcosme avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin que les deux traitements à l'étude (complet ou alun seul) n'ont pas eu d'effet négatif sur la reproduction des daphnies. Au contraire, on observe même un effet positif avec le traitement complet pour lequel l'abondance des naissances de daphnies s'est avérée plus élevée à partir du 25^e jour après la fin de l'application des traitements ($n=8$; $p < 0,05$).

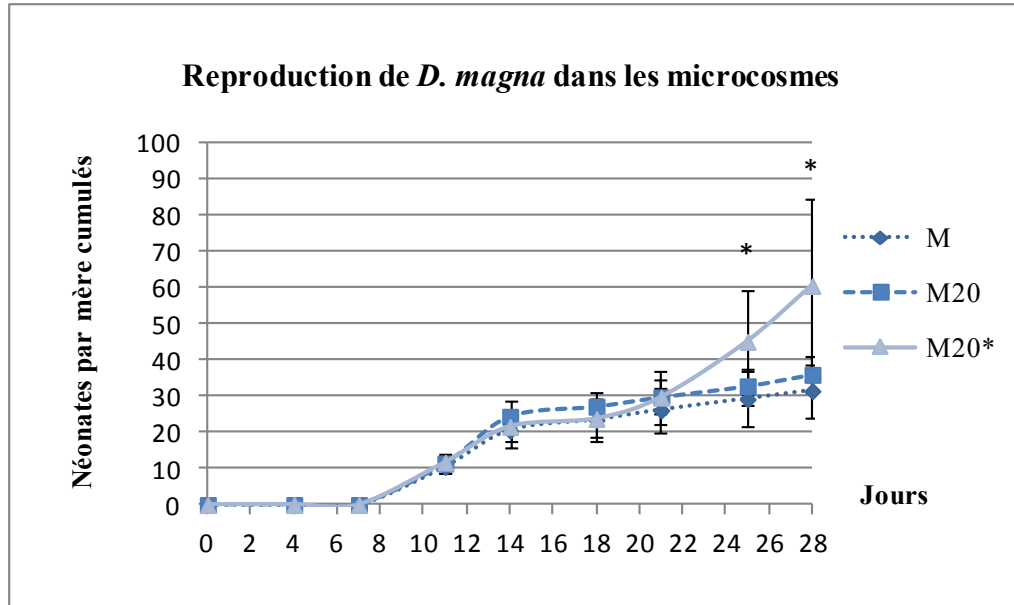


Figure 47 : Reproduction de *D magna* (nombre de néonates par mère cumulés) dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

4.4.2.3. Effets sur les daphnies indigènes

Tout comme lors des essais monospécifiques, des microcrustacés indigènes ont éclo durant les essais en microcosmes avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin (voir section 4.1.5). Dans les essais en microcosmes, le nombre moyen par replicat de daphnies indigènes recueillies après éclosion (toutes espèces confondues) était de : $11,9 \pm 3,9$ dans les milieux M, de $16,6 \pm 7,8$ dans les milieux M20 et finalement de $2,5 \pm 2,2$ dans les milieux M20* (C.V. > 20 %); avec un nombre de daphnies indigènes significativement plus faibles dans le milieu M20*. Cette plus faible éclosion dans les milieux avec traitement complet a aussi été observée lors des essais monospécifiques. Le recouvrement des sédiments a limité l'émergence des microcrustacés indigènes présents sur et dans les sédiments superficiels, phénomène déjà observé par Wilber (Wilber et al., 2008). Il est donc fort probable que de nombreuses éphopies se soient retrouvées piégées sous la couche de calcaire et de sable ce qui expliquerait que les daphnies indigènes y aient été moins abondantes.

4.4.3. Discussion générale sur les effets des traitements étudiés sur les daphnies

Lors des essais monospécifiques, en conditions artificielles et en conditions naturelles, l'inhibition de la reproduction des daphnies suite aux traitements (alun seul et traitement complet) a augmenté en fonction de la dose d'alun appliquée au jour 0 (Figure 42 à Figure 45). L'inhibition de la reproduction était plus prononcée dans les milieux artificiels (Figure 42 et Figure 44) que dans les milieux naturels (Figure 43 et Figure 45). Ainsi, la reproduction des daphnies a été plus abondante dans les témoins constitués d'eau et de sédiments du lac Saint-Augustin que dans les témoins des milieux artificiels. Enfin, l'effet toxique de l'aluminium observé sur la survie et la reproduction de *Daphnia magna* dans les milieux traités a été différent dans le milieu artificiel de celui observé dans le milieu avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin. Ces différences entre les résultats obtenus avec les milieux artificiels et naturels pourraient être dus à la composition de ces milieux notamment la complexité du milieu naturel et la présence ou l'absence de plusieurs éléments en quantité moindre dans les milieux artificiels tels que d'autres contaminants dont des métaux, des pesticides, des HAP, ou de la matière humique, du carbone organique dissous, des microorganismes (bactéries, phytoplancton et zooplancton) du lac Saint-Augustin dont d'autres espèces de daphnies et enfin des cyanobactéries.

Contrairement aux essais monospécifiques en conditions artificielles et naturelles, les différents traitements dans les milieux microcosmes (alun ou complet) n'ont pas eu d'effet néfaste sur la reproduction des daphnies. Au contraire, les naissances ont été plus abondantes dans le milieu M20*. La plus grande reproduction des daphnies observée dans ce dernier milieu pourrait s'expliquer en partie par la présence de la couche de recouvrement qui peut avoir efficacement limité les contacts des daphnies avec les sédiments contaminés du lac.

Dans le cadre des présents travaux, le nombre total des naissances dans tous les milieux des essais en microcosme était très faible comparativement aux résultats obtenus lors d'expériences similaires ($M = 30,5$; $M20 = 36,0$ et $M20* = 60,5$). Ainsi, (Triffault-Bouchet

et al., 2005a) rapportent 116 ± 48 néonates par mères en 30 jours avec des sédiments naturels et (Cauzzi, 2007) rapportent 148 néonates par mères en 28 jours avec des sédiments artificiels.

Outre l'aluminium, le cuivre était le seul métal dont les concentrations dans l'eau du lac Saint-Augustin utilisée pour les essais monospécifiques excédaient les critères de qualité de l'eau de 0,0037 mg/L (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2009) (Tableau 22). Celui-ci pourrait avoir eu un effet additif ou synergétique avec l'aluminium et modifier sa toxicité. Toutefois, cela est peu probable, car les concentrations de cuivre ont diminuée avec l'application d'alun passant de 0,009 mg/L Cu dans le milieu M à 0,003 mg/L Cu dans le milieu M30 et de 0,008 mg/L Cu dans le milieu M* à 0,003 mg/L Cu dans le milieu M30*. La reproduction plus faible pourrait être dû à un effet additif ou synergétique des effets de plusieurs métaux qui aurait interféré avec l'effet des traitements à l'étude. Certains métaux ont en effet été mesurés dans l'eau de surface des milieux microcosmes à des concentrations supérieures au seuil d'effet dans les milieux microcosme au jour 28 : Al (0,030 mg/L dans MSO et 0,15 mg/L dans M20*SO) et Cd (0,0011 mg/L dans MSO et M20*SO). Pichard et collaborateurs(2005) rapportent une CSEO_{21 jours} de 0,1600 mg/L Al pour la reproduction de *D. magna* (Pichard et al., 2005) tandis que Biesinger et Christensen (1972) rapportent une CL_{50-21 jours} de 1,4 mg/L (Biesinger and Christensen, 1972). Kuhn et collaborateurs (1989) rapportent une CSEO_{21 jours} de 0,0006 mg/L Cd et Guilhermino et collaborateurs (1999) de 0,0032 mg/L Cd (Kuhn et al., 1989, Guilhermino et al., 1999). Il est à noter que les concentrations de Sr ont augmentée dans l'eau de surface après les traitements et que Sr était possiblement aussi en cause concernant les effets sur la reproduction. Toutefois, aucune donnée n'a été trouvée sur l'effet du Sr sur la reproduction de *D. magna* et la CE_{50-48h} rapportée par Khangarot et ray (1989) pour le chlorure de strontium est très élevée (entre 94,0 et 162,9 mg/L) comparativement aux concentrations dans l'eau des milieux microcosme au jour 28, 0,617 mg/L dans MSO et 1,233 mg/L dans M20*SO) (Khangarot and Ray, 1989).

L'équilibre entre la croissance algale et le broutage est très fragile dans les microcosmes (Clément and Cadier, 1998, Triffault-Bouchet et al., 2005a). Les algues *P. subcapitata* représentent la principale source de nourriture. Cependant, si les algues sont impactées, comme c'est probablement le cas ici, les daphnies ont tendance à brouter à la surface des sédiments et à ingérer des particules de sédiments, tel qu'observé par Gillis et collaborateurs (2005) (Gillis et al., 2005). L'exposition de *D. magna* à l'aluminium dans les milieux d'essais était donc multiple : Al dissous dans la colonne d'eau, Al adsorbé à la matière organique et aux algues et enfin Al adsorbé à la chitine des daphnies (Taylor et al., 1998, Munawar et al., 1999, Robinson et al., 2003). L'aluminium ainsi absorbé a pu se désorber dans le tractus digestif des daphnies où des conditions physico-chimiques peuvent être favorables (Munawar et al., 1999) et où le pH plus acide favorise l'activité enzymatique (Triffault-Bouchet, 2004). Suite à l'utilisation d'hématoxyline pour le localiser, Havas (Havas, 1986) rapporte que de l'aluminium a été localisé dans les crustacés *D. magna* après 24 heures d'exposition à 1 mg/L Al_{total} (pH 5-6). Havens (Havens, 1990) a démontré qu'après 24 heures d'exposition à 200 µg/L d' Al_{total} (pH 5,0), *D. galeata mendotae* et *D. retrocurva* sont sensibles à l'acidité et à l'aluminium et que les deux accumulent l'Al dans les sites d'assimilation des ions des glandes maxillaires. Haven (Havens, 1990) a supposé que l'aluminium pouvait alors interférer avec les mécanismes d'osmorégulation.

Du point de vue de la restauration du lac, les résultats obtenus avec 20 mg/L d'alun (seul ou combiné à la roche calcaire) sont intéressants parce qu'ils tendent à démontrer que l'inhibition de la reproduction observée à très petite échelle lors des bioessais monospécifiques (100 ml) ne sont plus observés lorsque l'échelle des systèmes est plus grande (2 litres). Il est possible que, dans les microcosmes, l'application de l'alun avec une agitation mécanique plus longue ait augmenté l'efficacité de précipitation et de floculation de l'alun suite au traitement complet, favorisant ainsi le retrait de la colonne d'eau de particules de roche calcaire et de silice néfastes pour les daphnies par obstruction leur tractus digestif. Pour cette raison, il est probable que, si l'on avait introduit les organismes

dans les milieux avec traitement complet plusieurs jours après l'application du sable, les résultats obtenus aient été différents en raison d'une meilleure floculation/précipitation.

Par ailleurs, dans les essais en microcosme avec traitement complet, la réflexion de la lumière sur le sable pourrait avoir stimulé la croissance des algues et ainsi rendu le milieu plus nutritif pour les daphnies et donc favorable à une plus grande productivité de ces dernières. Ce phénomène pourrait avoir été à l'origine de la différence observée entre la productivité des daphnies dans les milieux traités à l'alun seul et celle dans les milieux avec le traitement complet.

Tel que mentionné précédemment, dans les milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, la présence de cyanobactéries peut aussi être partiellement responsable des effets mesurés notamment sur la productivité des daphnies. En effet, Ghadouani et collaborateurs (2003) rapportent l'effet des cyanobactéries sur la communauté zooplanctonique, spécialement la survie et la reproduction de *Daphnia magna* (Ghadouani et al., 2003). Wiegand and Pflugmacher (2005) rapportent l'effet des cyanobactéries sur l'efficacité de broyage des daphnies et la diminution du taux d'ingestion due à l'effet de cyanotoxines et à l'obstruction du tractus digestif (Wiegand and Pflugmacher, 2005). Par ailleurs, une fois absorbées, les cyanobactéries sont une source de nourriture relativement pauvre pour le phytoplancton (Wiegand and Pflugmacher, 2005). La combinaison de l'ingestion de cyanobactéries et l'exposition aux métaux peut avoir eu une incidence sur l'activité reproductrice de *D. magna* (Knops et al., 2001, Smolders et al., 2005). En conséquence, la remise en suspension d'une partie des algues et cyanobactéries lors de l'application de la roche calcaire et du sable de même que l'impact sur les daphnies à plus grande échelle et à plus long terme (voir plusieurs générations) combiné à un suivi rigoureux de l'évolution des concentrations de phosphore post traitement devraient être étudiés dans des travaux futurs afin de s'assurer de l'efficacité réelle des traitements.

En conclusion, les traitements ont des effets modérés sur la reproduction des daphnies. Les daphnies sont capables de recoloniser un milieu traité.

4.5. Partie V : Impact des techniques de restauration étudiées sur *Chironomus riparius*

4.5.1. Bioessais monospécifiques (survie et la croissance 7 jours, émergence 21 jours)

4.5.1.1. Bioessais préliminaires : enrichissement du milieu artificiel

Ces essais préliminaires avaient pour objectif de d'évaluer l'effet de l'enrichissement du milieu artificiel aux conditions de conductivité présentes dans le lac Saint-Augustin soit 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (MS) sur la mobilité, la croissance et l'émergence des chironomes *Chironomus riparius*; pour ensuite déterminer si ces conditions conviennent aux essais de toxicité monospécifiques.

Survie et croissance (toxicité aigüe)

Après 7 jours, 100% des chironomes avaient survécu dans le milieu témoin Mo contre 85% dans le milieu MS ($n = 4$; $CV_{\text{Mo}} = 0,0 \%$, $CV_{\text{MS}} = 15,1 \%$). Cette différence est statistiquement significative mais pas biologiquement significative en raison de la variabilité biologique qui est de 20%.

Aucune différence entre les traitements n'a été observée sur la croissance des chironomes suite à une exposition de 7 jours ($n = 4$; $p > 0,05$; $CV_{\text{Mo}} = 16,3 \%$, $CV_{\text{MS}} = 18,3 \%$). La longueur moyenne des larves était de 9,56 mm dans les milieux Mo et de 9,60 mm dans les milieux MS.

Survie et émergences (toxicité chronique)

Outre un retard significatif qui disparaît au 18^e jour dans le milieu MS (Figure 48) ($n = 8$; $p < 0,05$), aucun effet significatif sur l'émergence finale (21^e jour) des chironomes n'a été observé suite à l'enrichissement du milieu en NaCl et CaCl_2 . Les pourcentages d'émergence au 21^e jour dans les milieux Mo et Ms était respectivement de 92,9 % et 92,5 % ($CV_{\text{Mo}} = 11,4 \%$, $CV_{\text{MS}} = 13,7 \%$).

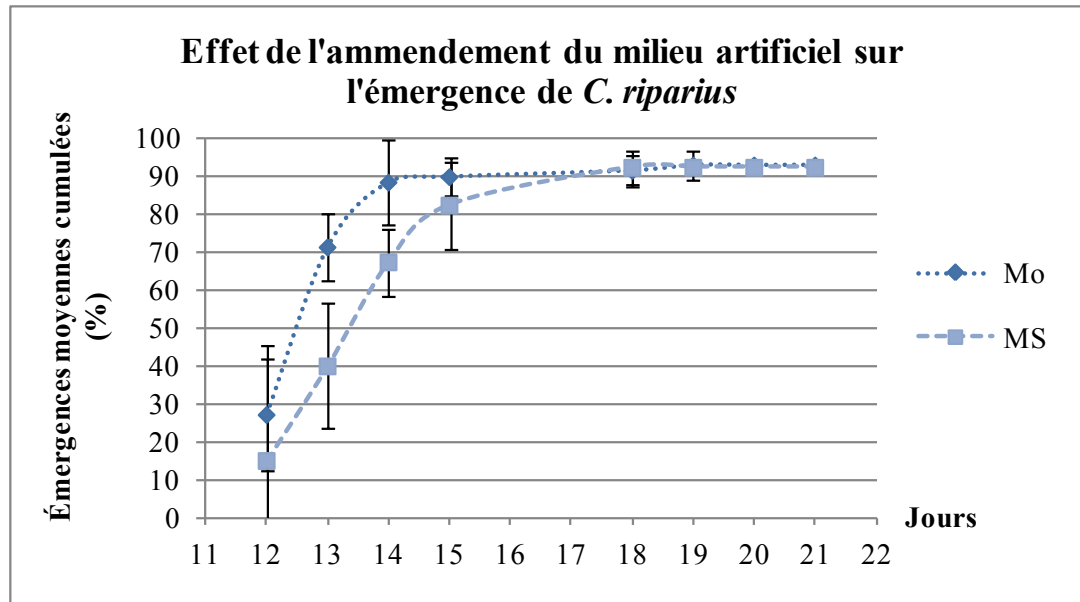


Figure 48 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées de l'insecte *C. riparius* dans les milieux artificiels : original (Mo) et amendé à 1500 mS/cm avec NaCl et CaCl₂ (MS)

Malgré un léger décalage dans l'émergence des chironomes dans les milieux ajustés en NaCl et en CaCl₂ (MS) durant l'intervalle compris entre les jours 12 et 16, l'ajustement des milieux n'a eu aucun effet sur la survie, la croissance ou l'émergence totale des chironomes. Les essais sur la toxicité de l'alun et du traitement complet ont donc été effectués avec un milieu artificiel enrichi à 1500µS/cm avec NaCl et CaCl₂ et à 120 µg/L de phosphore pour reproduire la présence de sels de voiries et les conditions eutrophes dans les eaux du lac Saint-Augustin.

4.5.1.2. Traitement d'alun en milieu artificiel

Survie et croissance (toxicité aigüe)

Les essais sur l'incidence du traitement d'alun avec *C. riparius* en conditions artificielles ont été faits à trois reprises car de sérieuses difficultés ont été éprouvées lors des essais sur l'effet de l'application de l'alun en conditions artificielles. Durant chacun des essais, un développement algal et bactérien a été observé. Celui-ci avait l'aspect d'un biofilm à la surface des sédiments, sur les parois des enceintes et sur les embouts des aérateurs, variant du noir à différentes teintes orangées, de bruns ou encore différents tons de verts. De plus,

dans certains milieux, l'eau était opaque. Ces observations laissent supposer des perturbations qui peuvent avoir entraîné un comportement de l'alun qui varie d'un réplicat à l'autre. Les raisons qui peuvent avoir entraîné ce phénomène sont discutées dans la section 4.5.3.1.

Différentes techniques ont été éprouvées pour remédier à ce problème : modification du ratio eau/sédiment en doublant la colonne d'eau à 800 ml, renouvellement de la colonne d'eau à raison de 50% du volume 2 fois par semaine). L'utilisation d'une colonne d'eau de 800 ml sans renouvellement d'eau a permis d'obtenir une survie et une croissance respectant les critères de validité dans les milieux témoins mais les variations des concentrations d'ammoniac n'ont pas permis de respecter le critère de validité de l'essai pour ce paramètre car elles ont varié de plus de 50% en cours d'essai. Les résultats de ce dernier essai sont tout de même présentés ci-bas puisque les critères de survie et de croissance ont été respectés.

Après 11 jours d'exposition, une diminution du taux de survie moyen des chironomes a été observée dans le milieu M20 et M30 avec une variabilité plus importante dans le milieu M20 (Figure 49). Cette diminution n'était toutefois pas significative ($p > 0,05$).

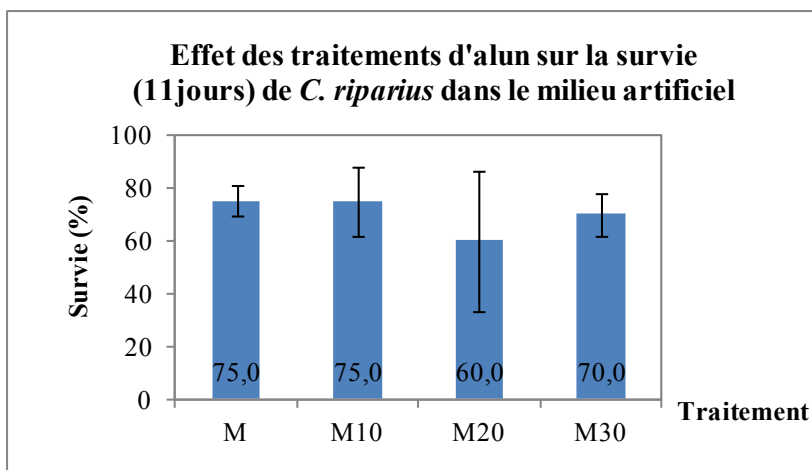


Figure 49 : Pourcentage de survie moyen (11 jours) des larves de *C. riparius* après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

La grande variabilité dans le réplicat M20 s'explique par l'élimination d'un réplicat dû à un nombre de survivants supérieur au nombre introduit au jour 0 (erreur de manipulation) faisant passer le nombre de réplicat à 3. La survie dans ces trois réplicats a été de 30, 70 et 80% respectivement ce qui augmente la variabilité et tire la moyenne vers le bas.

La croissance moyenne des larves de *C. riparius* après 11 jours d'exposition ($n = 8$; Figure 50) a été plus importante dans les milieux M20 avec 10,2 % de plus que dans les témoins (M), possiblement parce qu'il y avait moins d'individus (Figure 49) et par conséquent plus de nourriture disponible.

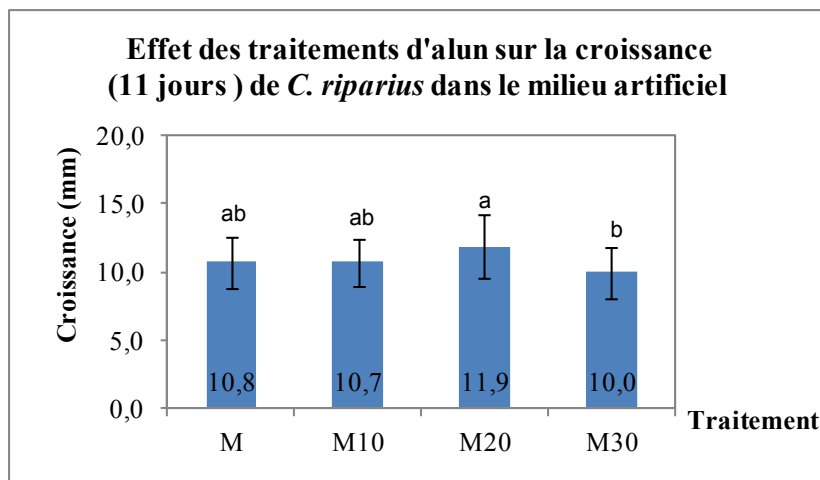


Figure 50 : Croissance moyenne (mm) des larves de *C. riparius* 11 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

La croissance moyenne a été plus faible de 7,5 % dans le milieu M30 par rapport au milieu M. Toutefois, ces deux traitements (M et M30) étaient significativement différents entre eux, mais ces différences par rapport au témoin n'étaient pas significatives (Figure 50), ($n = 4$, $p < 0,001$; $CV_M = 17,6\%$, $CV_{M10} = 15,7\%$, $CV_{M20} = 19,8\%$, $CV_{M30} = 18,9\%$).

Survie et émergence (toxicité chronique)

Aucune différence significative n'a été observée sur la survie des chironomes après 28 jours d'exposition au traitement d'alun (Figure 51).

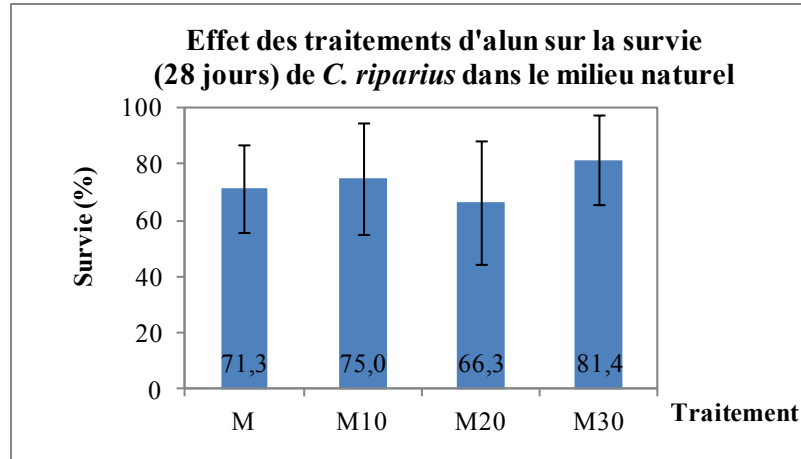


Figure 51 : Pourcentage de survie moyen (28 jours) de l'insecte *C. riparius* après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

Le taux d'émergence moyen cumulé des chironomes a été significativement plus élevé dans le milieu M30 que dans les témoins entre le 19e jour et le 22e jour (Figure 52) ($n = 8$; $p < 0,05$).

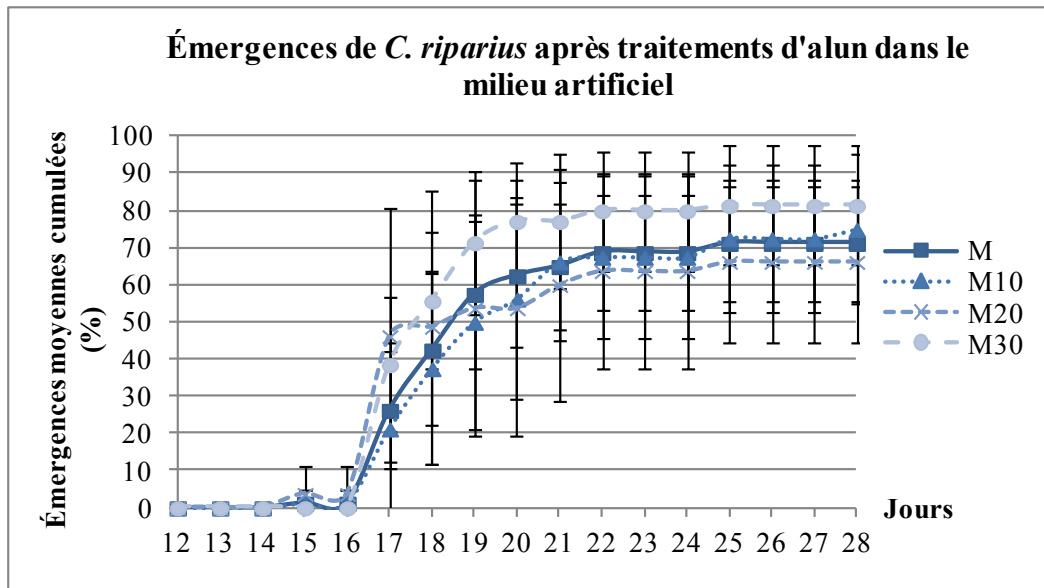


Figure 52 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées de l'insecte *C. riparius* après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

Le taux d'émergence au 28e jour n'étaient pas significativement différents (71,3, 75,0, 66,3 et 86,2 % dans les milieux M, M10, M20 et M30 respectivement ; $p > 0,05$; $n = 8$).

4.5.1.3. Traitements d'alun en milieu naturel

Survie et croissance (toxicité aiguë)

Les essais de toxicité aiguë sur la survie et la croissance de *C. riparius* dans le milieu naturels traité avec l'alun n'ont pas pu être exploités en raison de problèmes techniques ayant reporté le moment des sacrifices au 10^e jour, moment où certaines larves étaient déjà à l'état de nymphes. Les larves n'ayant pas émergées n'ont pas été mesurées en raison du nombre important de nymphes. Le suivi des émergences est présenté ci-dessous.

Survie et émergence (toxicité chronique)

Le pourcentage de survie moyen de *C. riparius* au 22^e jour était 0,4 % plus fort dans le milieu M10 par rapport au milieu M mais était 10,4 et 4,2 % plus faible dans les milieux M20 et M30 respectivement (Figure 53). Ces différences n'étaient pas significatives ($p > 0,05$; $n = 8$; $CV_M = 22,0 \%$, $CV_{M10} = 17,9 \%$, $CV_{M20} = 37,1 \%$, $CV_{M30} = 15,0 \%$).

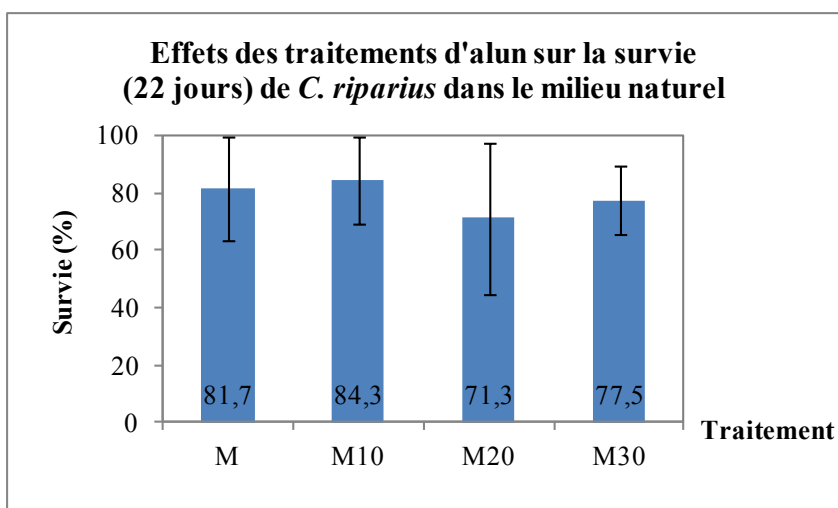


Figure 53 : Pourcentage de survie moyen (22 jours) de l'insecte *C. riparius* après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

Le taux moyen d'émergences cumulées de *C. riparius* suite à l'application d'alun a été significativement plus élevé (légèrement) dans le milieu M10 que dans le milieu M entre le 13^e et le 16^e jour, mais ne l'était plus à partir du 16^e jour ($n = 8$; $p > 0,05$) (Figure 36, gauche). Dès le 14^e jour, c'est dans le milieu M20 que le taux moyen d'émergence a été le plus faible, mais cette différence n'était pas significative.

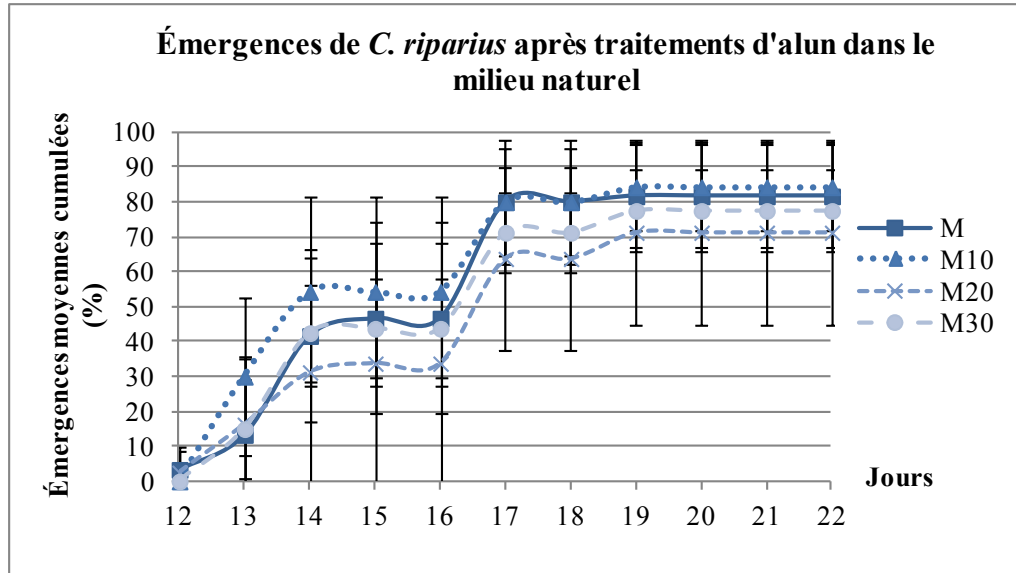


Figure 54 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées de l'insecte *C. riparius* après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

4.5.1.4. Traitement complet en milieu artificiel

En raison de problèmes technique avec le milieu artificiel lors des essais sur l'impact du traitement d'alun (prolifération algale, coloration anormale de la surface des sédiments et concentration élevée d'ammoniac), l'évaluation de l'impact du traitement complet en milieu artificiel a été abandonnée. L'analyse des paramètres physico-chimiques dont la présence problématique d'ammoniac dans les milieux d'essais avec sédiments artificiel est discutée dans la section 4.5.3.1.

4.5.1.5. Traitement complet en milieu naturel

Survie et croissance (toxicité aigüe)

Après 7 jours d'exposition dans les milieux ayant reçu le traitement complet, le taux de survie des chironomes par rapport au témoin a été en moyenne de 7,7 % plus élevé dans le milieu M10*, de 11,5 % plus faible dans les milieux M20* et de 12,8 % plus élevé dans le milieu M30* (Figure 55). Toutefois, ces différences n'étaient pas significatives ($n = 4$, $p > 0,05$; $CV_{M^*} = 5,7 \%$, $CV_{M10^*} = 6,2 \%$, $CV_{M20^*} = 5,1 \%$, $CV_{M30^*} = 5,6 \%$). Une couche

visible de floc gélatineux d'une épaisseur de 2 à 4 mm a été observée à la surface du sable dans quelques réplicats ayant subi le traitement complet à 30 mg/L d'alun.

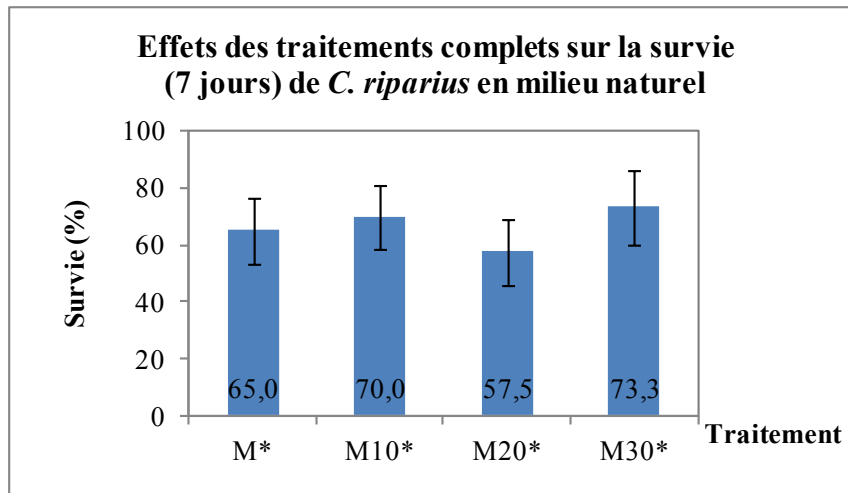


Figure 55 : Pourcentage de survie moyen (7 jours) des larves de *C. riparius* après traitements complets à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

La croissance moyenne des larves de *C. riparius* après 7 jours d'exposition dans les milieux ayant subi le traitement complet n'a pas été significativement affectée par comparaison aux milieux témoins (Figure 56) ($n=4$, $p > 0,05$; $CV_{\text{NATUREL}} = 23,3\%$, $CV_{\text{M10}^*} = 25,3\%$, $CV_{\text{M20}^*} = 24,3\%$, $CV_{\text{M30}^*} = 25,4\%$).

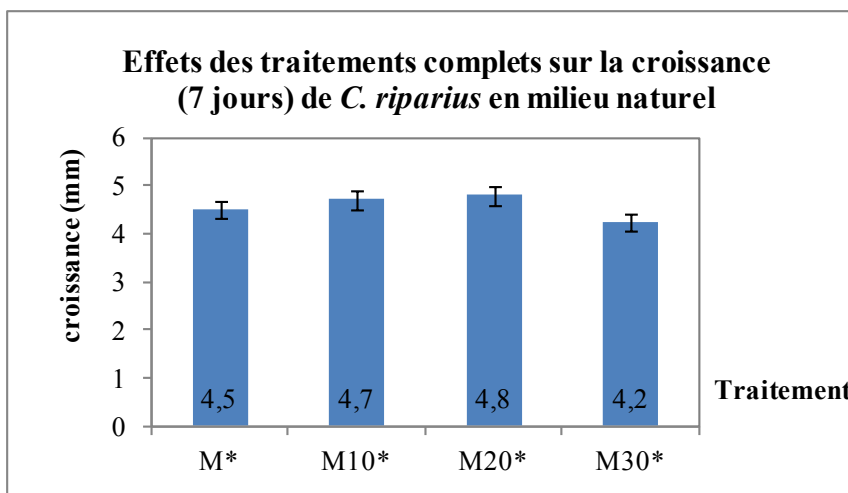


Figure 56 : Croissance moyenne (mm) des larves de *C. riparius* (7 jours) après traitements complets à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

Survie et émergence (toxicité chronique)

Dans les milieux avec traitement complet (Figure 57), le pourcentage de survie moyen au 22^e jour a été 7,3 % plus faible dans le milieu M10* que dans le milieu M*, 1,9 % plus faible dans le milieu M20* et 1,3 % plus fort dans le milieu M30* (n = 8; $CV_{M^*} = 23,5 \%$, $CV_{M10^*} = 46,2 \%$, $CV_{M20^*} = 40,8 \%$, $CV_{M30^*} = 18,5 \%$). Les différences observées entre les milieux traités et le milieu témoin M* n'étaient toutefois pas biologiquement significatives.

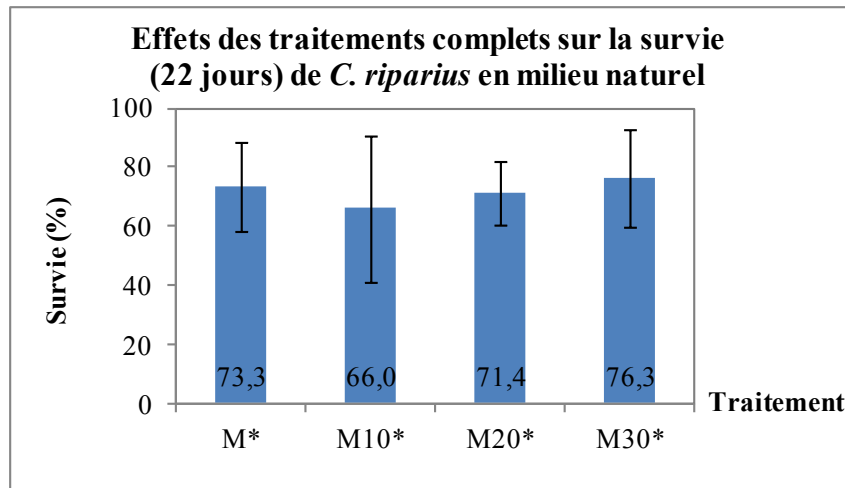


Figure 57 : Survie (% moyen \pm écart-type) des larves de *C. riparius* après 22 jours d'exposition aux milieux NATUREL traités avec le traitement complet (n = 8)

Suite à l'application du traitement complet, le taux moyen d'émergences cumulées des chironomes a été légèrement plus élevé à partir du 17^e jour dans le milieu M20* que dans le milieu M* (Figure 58). C'est dans le milieu M10* que le taux moyen d'émergences a été le plus faible. Ces différences n'étaient toutefois pas significatives.

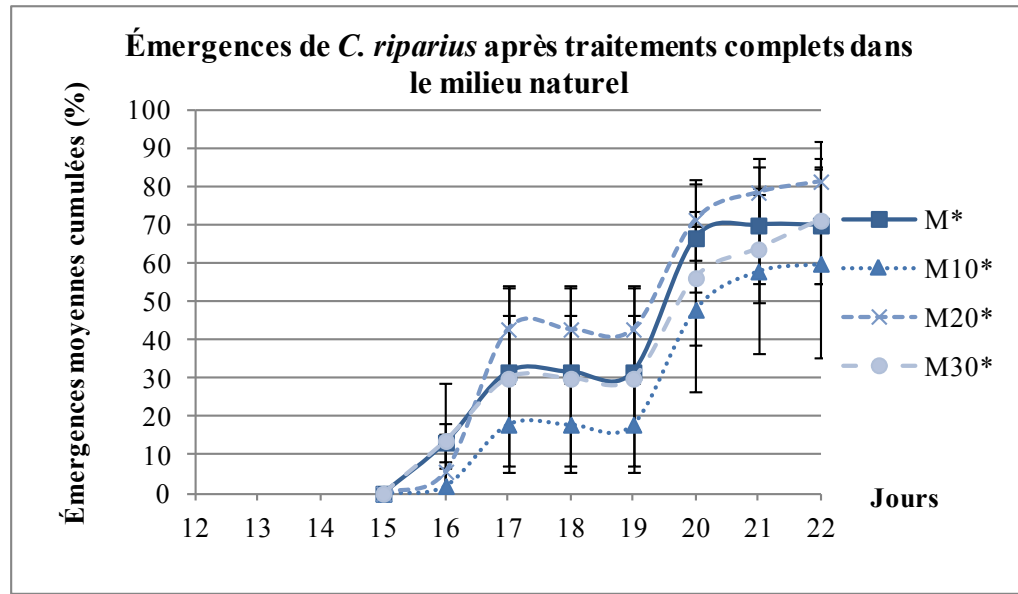


Figure 58 : Pourcentage d'émergences moyennes cumulées des moucheron de l'insecte *C. riparius* après traitements complet à 10, 20 ou 30 mg/L (M10*, M20* et M30*) dans le milieu naturel

Le pourcentage final d'émergence moyenne cumulée au 28^e jour était de 77,5 % dans le milieu M, de 87,5 % dans le milieu M10, de 71,3% dans le milieu M20 et de 77,5% dans le milieu M30 tandis que pour le traitement complet elles étaient de 70,0 % dans le milieu M*, de 60,0 % dans le milieu M10*, de 81,4 % dans le milieu M20* et de 71,3 % dans le milieu M30*. Aucune différence significative n'a été mesurée ($n = 8$; $p > 0,05$). La survie, la croissance et l'émergence des chironomes dans les milieux traités avec traitement complet ont été comparables à celles dans les milieux avec traitement d'alun.

4.5.2. Bioessais multispécifiques en milieu naturel

À la fin de l'essai en microcosmes, la survie et la croissance des larves de chironomes dans les milieux M, M20 et M20* (Figure 59 et Figure 60: taille moyenne : 14,9 mm) étaient acceptables par comparaison avec les travaux de Triffault-Bouchet et collaborateurs (2005) qui ont obtenu une survie moyenne supérieure à 70 % et une longueur moyenne des larves de 14,9 mm (Triffault-Bouchet et al., 2005a).

Aucune différence significative n'a été observée entre les milieux témoins (M) et ceux traités à l'alun (M20) que ce soit pour la survie ou pour la croissance (Figure 59, Figure 60). Cependant, la technique complète (M20*) a eu un effet significatif ($p < 0,05$) sur la survie et sur la croissance des chironomes avec une baisse de 31 % du taux de survie (49 % dans les milieux M20* contre 71 % dans les témoins M) et de 12,5 % de la croissance par rapport aux témoins (13 mm dans les milieux M20* contre 14,9 mm dans les témoins M) (Figure 59 et Figure 60).

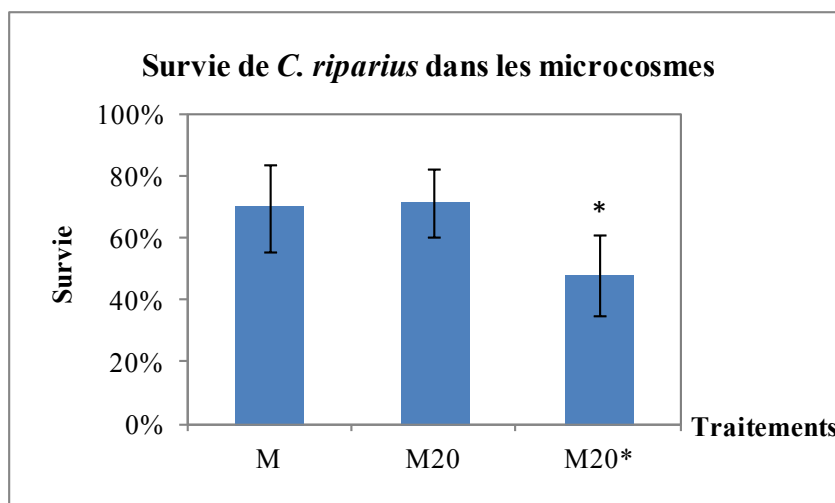


Figure 59 : Pourcentage de survie moyen de *C. riparius* dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

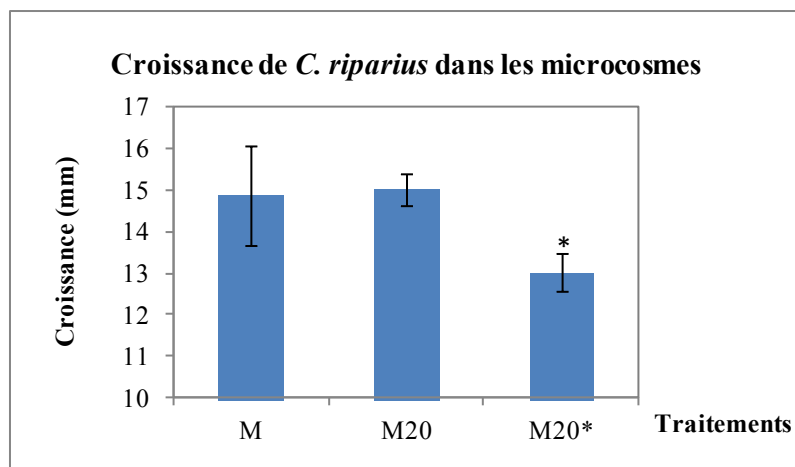


Figure 60 : Croissance moyenne (mm) de *C. riparius* dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

Le pourcentage moyen d'émergence des chironomes au jour 28 par rapport au nombre total de chironomes introduits au jour 0 n'a été que de 12 % dans les témoins, de 5% dans les milieux M20 et de 24% dans les milieux M20* (Figure 61).

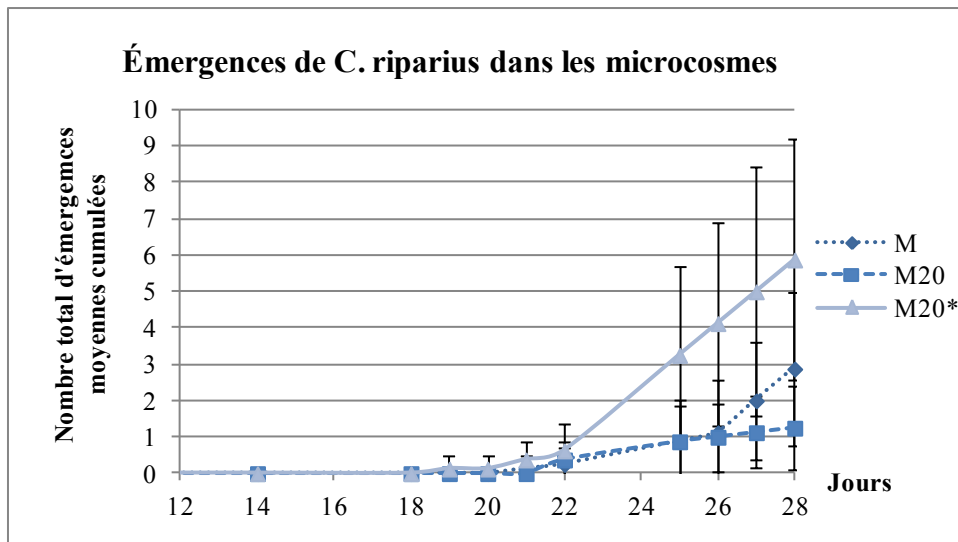


Figure 61 : Émergences moyennes cumulées de *C. riparius* dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

Suite au recouvrement des sédiments contaminés, comme l'exposition aux contaminants des sédiments était coupée, la survie et la croissance des organismes auraient du être supérieures dans les milieux microcosmes M20* par rapport à celles dans les milieux M20 ou M. Ce n'est pourtant pas ce qui a été observé, car la survie et la croissance des chironomes étaient significativement plus faibles dans le milieu M20* (Figure 59 et Figure 60). Pourtant, les observations qualitatives de la couche de recouvrement dans les milieux M20* permettent de supposer que la couche de recouvrement n'a pas été perturbée par l'activité des chironomes et que la couche de recouvrement a bien rempli son rôle en empêchant le contact entre les sédiments et la colonne d'eau et entre les organismes et les sédiments. On peut donc supposer que ce n'est pas la toxicité des sédiments qui est responsable du faible taux de survie des larves puisque ces dernières étaient logées dans la couche de sable. Il est plutôt probable qu'un manque de matière organique dans le sable ait été à l'origine du faible taux de survie et de croissance des chironomes dans le milieu

M20*, les organismes ayant été privés d'une source importante de nourriture supplémentaire. En effet, en comparaison avec d'autres études (Suedel and Rodgers Jr, 1994, Kemble et al., 1994, Péry et al., 2002), les quantités de Tetramin® apportées lors des présents essais microcosmes était vraisemblablement insuffisantes pour assurer le développement des 25 larves de chironomes.

Cependant, c'est dans le milieu M20* que l'émergence a été significativement la plus forte (Figure 61). De plus, par rapport aux milieux contrôles d'autres études réalisées dans des microcosmes (Cauzzi, 2002), l'émergence des chironomes dans le milieu M a été retardée. Dans les milieux M et M20, les chironomes sont exposés aux sédiments du lac Saint-Augustin, à ses contaminants et au floc d'alun dans le cas du milieu M20 ce qui pourrait être la cause du retard observé pour les émergences dans ces deux milieux. En effet, les concentrations de certains métaux dans les sédiments du lac Saint-Augustin étaient importantes. Les concentrations de cuivre (92 mg/kg), de plomb (89 mg/kg), de nickel (46 mg/kg) et de zinc (350 mg/kg) dans les sédiments du lac Saint-Augustin étaient au-dessus ou près du seuil d'effet mineur (SEM, 14-j) rapporté par (Ingersoll, 1996) pour cette espèce : SEM du Cu = 67,5 mg/kg, du Ni = 26,6 mg/kg, du Pb = 66,6 mg/kg et du Zn = 280,8 mg/kg. Les métaux ont pu bloquer ou inhiber la métamorphose de la larve en nymphe puis en insecte. Par ailleurs, *C. riparius* est connu pour avoir des métallothionéines (MT) inductibles suite à une exposition aux métaux tels que Cd, Cu, Ni, (Gillis et al., 2002, Fabrik et al., 2008, Gillis and Wood, 2008b, Gillis and Wood, 2008a). Certaines études ont ainsi démontré que *C. riparius* peut accumuler une grande quantité de Cd dans ses tissus avant d'avoir des effets sur la croissance (Gillis et al., 2002). Dans cette étude, les effets observés (retard des émergences dans les milieux M et M20) peuvent être dus à un dépassement des capacités des MT chez *C. riparius* à les protéger aux métaux présents dans les sédiments durant les 28 jours d'exposition. Il est toutefois important de noter que l'émergence a été la meilleure dans les milieux ayant reçu le traitement complet (Figure 61).

Enfin, tel que supposé pour les daphnies, la présence de cyanobactéries pourrait aussi être à l'origine d'une partie des résultats observés dans les microcosmes.

4.5.3. Discussion

4.5.3.1. Biofilm algal et bactérien et concentration d'ammoniac élevé durant les essais avec *C. riparius*

La présence de biofilm, l'opacité de certains milieux et la coloration variable de la surface des sédiments artificiels entre les réplicats d'un même traitement, phénomènes observés lors des essais artificiels sur l'incidence du traitement d'alun avec *C. riparius*, sont tous des indices d'hétérogénéité des milieux et possiblement de conditions différentes d'oxydoréduction à l'intérieur des enceintes voir même de cas d'anoxie dans les sédiments. Il est important de mentionner que ces problèmes ne sont pas survenus lors des essais préliminaires et que les critères de validité de survie ont été respectés dans les deux milieux alors testés soit le milieu témoin et le milieu enrichi en NaCl et en CaCl₂ (MS) (Figure 48), lesquels n'ont pas été enrichis en phosphore comme que ce fut le cas pour les essais avec le traitement d'alun et le traitement complet. Il est par conséquent probable que l'enrichissement en phosphore des milieux artificiels ait eu une incidence importante sur le développement algal et bactérien dans les enceintes d'essai et que celui-ci ait eu à son tour une incidence sur les concentrations d'ammoniac et/ou sur la survie des chironomes. De plus, au cours des mêmes essais, les concentrations d'ammoniac mesurées dans la colonne d'eau ont atteint des valeurs très élevées et cela pour chacune des expériences ce qui peut avoir affecté la survie des organismes.

Afin de soulever des pistes d'analyses sur les raisons ayant occasionné les développements de biofilms lors des essais en conditions artificielles, le suivi des paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, oxygène dissous, NO₂, NH₃) est présenté et analysé ci-dessous. Comme les résultats obtenus pour ces paramètres lors des trois reprises de l'expérience sur l'impact du traitement d'alun sur *C. riparius* étaient comparables, seuls les résultats de la dernière expérience sont présentés et discutés.

D'abord, le pH moyen pour l'ensemble des traitements d'alun en conditions artificielles en début d'essai était situé autour de 8,2. Tout au long de l'essai, le pH moyen pour l'ensemble des traitements a oscillé entre 7,9 et 8,3 (C.V. compris entre 0,25 et 4,47 %). À la fin de l'essai, le pH moyen pour l'ensemble des traitements se situait entre 8,0 et 8,2. Le pH ne semble pas à mettre en cause, car il est demeuré dans la plage 7,9 – 8,3 ce qui est tout à fait conforme aux conditions recommandées pour l'essai avec les chironomes (Environnement Canada, 1997b, U. S. Environmental protection agency, 2000a). Aucune différence significative n'a été observée entre les milieux traités et les milieux témoins ($p > 0,05$).

Ensuite, à compter du 14^e jour, la conductivité dans les milieux traités a été significativement plus faible que dans les milieux témoins (de 300 à 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ($p < 0,05$). Aucune différence significative n'a été observée entre les traitements ($p > 0,05$). Dans l'ensemble des milieux d'essai, la conductivité est demeurée entre 1350 et 1851 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (C.V. compris entre 3,29 et 17,79 %) soit dans la plage de confort des chironomes qui peuvent être retrouvés en milieu naturel dans la plage allant de 481 à 4136 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Topping, 1971). La conductivité s'est avérée inférieure dans les milieux traités ce qui est probablement dû en partie à la floculation de la matière en suspension par l'alun. En effet, la réaction de l'alun peut aussi avoir eu lieu avec d'autres particules chargées que le phosphore, dont des colloïdes et des minéraux en suspension ce qui peut avoir entraîné une diminution de la conductivité.

De manière générale, le pourcentage d'oxygène dissous s'est maintenu entre 80 % et 90 % toute la durée de l'essai sauf dans certains réplicats des traitements à 10 et 20 mg/L d'alun au jour 7 et certains réplicats des traitements à 20 et 30 mg/L d'alun au jour 25. Par contre, les réplicats dans lesquels l'oxygène a été plus bas en cours d'essai ne présentaient pas de caractéristiques visuelles communes. Les variations d'oxygène dans certains réplicats ont été causées par l'obstruction de l'aérateur par le développement de bactéries clairement observables. Les aérateurs ont été débouchés sur une base quotidienne de telle sorte que les baisses d'oxygènes enregistrées ont duré moins de 24 heures, excepté les

samedis et dimanches. Ces diminutions d'oxygène ont possiblement contribué à l'évolution différente de la microfaune et de la microflore dans les réplicats impliqués en raison de l'influence du taux d'oxygène sur la physico-chimie des milieux dont notamment l'anoxie dans les sédiments et l'oxydoréduction dans le milieu (colonne d'eau et/ou sédiments).

L'ammoniac peut être toxique pour les chironomes. Chez les larves, la toxicité de l'ammoniac est corrélée à l'ammoniac ionisé (NH_4) et non-ionisé (NH_3) (Schubauer-Berigan, 1995). À température constante, pour des solutions aqueuses dont le pH se situe entre 6 et 9, chaque augmentation d'une unité de pH entraîne une augmentation de 10 fois la concentration d'ammoniac non ionisé, forme toxique de l'ammoniac pour ces organismes. La Figure 62 présente les variations des concentrations d'ammoniac non ionisé en fonction du pH et de la température (U. S. Environmental protection agency, 1979, U. S. Environmental protection agency, 1985b).

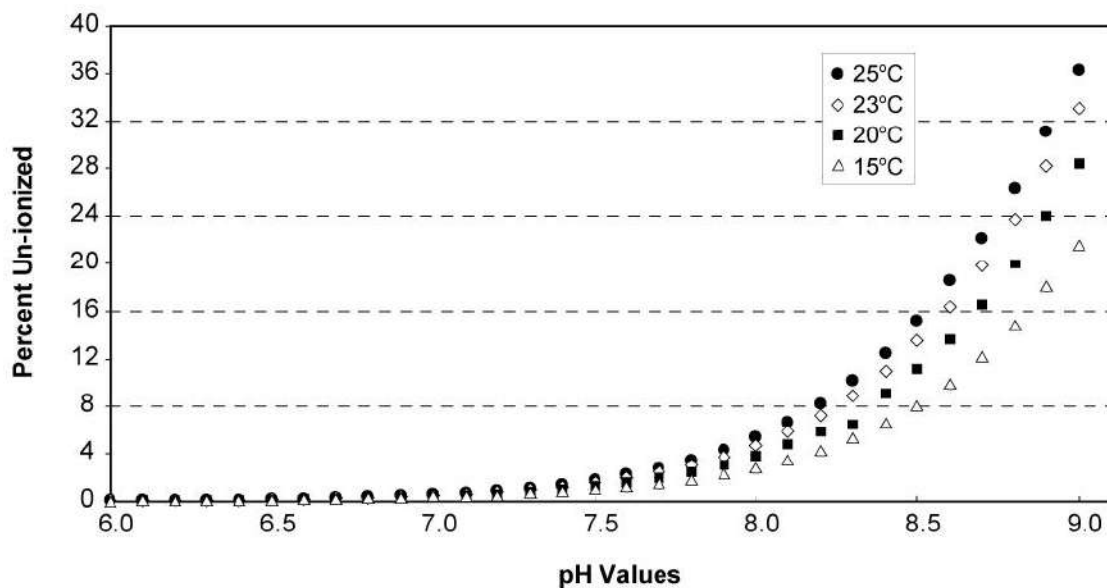


Figure 62 : Changement dans les concentrations relatives d'ammoniac non ionisé en fonction du pH pour différentes températures (les données sont calculées en utilisant la constante de dissociation pour l'ammoniac)

Au cours des essais sur l'incidence de l'alun, les concentrations d'ammoniac (NH_3/NH_4) moyennes mesurées dans la colonne d'eau ont été sensiblement les mêmes dans les milieux traités comparativement aux milieux témoins, indépendamment des traitements appliqués à l'exception du traitement à 30 mg/L d'alun où les concentrations ont été légèrement plus faibles entre le 10^e et le 16^e jour et légèrement plus élevées entre les 20^e et 26^e jours (CV min = 0 %; C.V. max = 87,40 %; C.V. moyen = 19,03 %). Aucune différence significative n'a été observée entre les différents milieux traités ni entre les milieux témoins et les milieux traités ($p > 0,05$). Les traitements ne semblent donc pas avoir eu d'effet mesurable sur les concentrations d'ammoniac dans l'eau.

Dans les différents milieux, durant les 7 jours d'équilibre sans organisme, soit avant l'introduction de ces derniers, le pH a varié de 7,9 à 8,3 et la concentration d'ammoniac (NH_3/NH_4) a augmenté progressivement pour atteindre un maximum de 4,9 mg/L au jour 0, ce qui représente 0,13 mg /L pour l'ammoniac non ionisé ($\text{NH}_3\text{-N}$) à pH 7,9 ou 0,31 mg/L à pH 8,3. Les concentrations mesurées au jour 0 sont demeurées stables durant toute la période comprise entre le jour 0 et le jour 8. La concentration de NH_3/NH_4 a ensuite diminué progressivement à partir du 8^e jour pour atteindre 1 mg/L avec des pH variant de 7,9 à 8,3, soit 0,03 mg/L pour l'ammoniac non ionisé à pH 7,9 ou 0,06 mg/L à pH 8,3. Les concentrations maximales d'ammoniac (4,9 mg/l) et d'ammoniac non-ionisé (0,31 à pH 8,3) atteintes durant les 8 premiers jours d'exposition, sont environ 15 fois supérieures aux critères établis par le guide canadien de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique à 20°C (Tableau 29) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2000).

Tableau 29 : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique établies pour l'ammoniac, à 20°C, pour les pH compris entre 7,5 et 8,5

	pH		
	7,5	8,0	8,5
HN_3 (mg/L)	1,540	0,499	0,171
HN_3 non-ionisé (mg/L)	0,020	0,019	0,013
$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L)	1,232	0,399	0,937
$\text{NH}_3\text{-N}$ non-ionisé (mg/L)	0,015	0,015	0,105

Toutefois, les mêmes concentrations d'ammoniac (4,9 mg/l de NH_3/NH_4) ont été atteintes lors des essais préliminaires et celles-ci sont demeurées aussi élevées jusqu'au 11^e jour tandis que le pH a atteint 8,75 ce qui représente un % d'ammoniac non-ionisé plus élevé (Figure 62) que lors des essais avec l'alun. Malgré ces valeurs élevées, le taux de survie, de croissance et d'émergence a été excellent dans les deux milieux testés lors des essais préliminaires (section 4.5.1.1) ce qui laisse supposer que l'ammoniac dans la colonne d'eau n'est pas le seul responsable des faibles taux de survie lors des essais avec alun. Il est possible que les concentrations dans les sédiments aient été encore plus élevées.

Lors de la réalisation d'essais avec sédiment, il arrive que les concentrations d'ammoniac dans les sédiments atteignent des niveaux toxiques. Dans les sédiments, l'ammoniac est généré par la dégradation microbienne des matières organiques azotées dont les acides aminés (Santschi, 1990). Lorsque consommé comme nourriture, le Tetramin® a un effet minimal sur la chimie de l'eau excepté une légère augmentation du potassium (Borgmann, 1996). Toutefois, lorsque non consommé ou enfoui dans les sédiments, il peut contribuer à la formation d'ammoniac. Il est à noter que le procédé de confection des sédiments impliquait d'enfouir une faible quantité de Tetramin®, ce qui pourrait avoir occasionné une augmentation des concentrations d'ammoniac dans l'eau interstitielle des sédiments puis, par diffusion, dans la colonne d'eau. La concentration d'ammoniac dans l'eau interstitielle des sédiments non contaminés peut atteindre 50 mg/L (Murray, 1978, Kristensen, 1987) et, dans des sédiments contaminés, elle peut varier de 50 à plus de 200 mg/L (Ankley et al., 1990, Schubauer-Berigan, 1991). Par ailleurs, il est commun de voir pour une même espèce des valeurs de CL_{50} rapportées pour l'ammoniac qui varient d'un facteur 5 ou plus (U. S. Environmental protection agency, 1985a). Besser et collaborateurs (1988) ont obtenu une CL_{50} 96 h avec *C. tentans* en milieu statique de 0,53 mg/L pour l'ammoniac non ionisé ($\text{NH}_3\text{-N}$) avec sédiments naturels à pH 6,47-6,9 et de 5,6 mg/L à pH 7,29-7,83 avec des sédiments naturels (Besser et al., 1998). Monda et collaborateurs (1995) a obtenu des valeurs de CL_{50} 96 h pour l'ammoniac non ionisé avec les larves de *Chironomus riparius* allant de 6,6 mg/L à plus de 9,4 mg/L (pH 7,86 à 8,17) (Monda et al., 1995). Compte tenu des valeurs maximales mesurée lors des présents travaux (4,9 mg/L pour l'ammoniac et

0,31 mg/L pour l'ammoniac non-ionisé) et que la durée d'exposition des larves à cette concentration a été d'au moins 8 jours, il est possible que les concentrations d'ammoniac dans les milieux aient eu des effets sur les chironomes.

Stief et de Beer ont démontré que la présence de larves de *Chironomus riparius* influence la chimie de l'azote dans les sédiments, particulièrement dans la couche où les larves font leurs tunnels (Stief and De Beer, 2002). Elles influencent la disponibilité de l'oxygène dans l'eau interstitielle des sédiments dans les régions où l'activité de bioturbation des larves a lieu ce qui modifie alors les processus de nitrification par les microorganismes des sédiments en favorisant le développement d'une microfaune nitrificatrice dans les tunnels des larves. Cela a pour effet de faire diminuer la concentration d'ammoniac non-ionisé et d'augmenter celle des nitrites (Stief and De Beer, 2002). Ce phénomène peut avoir fourni une certaine protection aux chironomes contre l'ammoniac non-ionisé lors de nos essais en milieu artificiel, mais pas contre les nitrites.

Enfin, au cours des mêmes essais avec *C. riparius*, les concentrations moyennes de nitrites (NO_2) mesurées ont oscillé entre 0,10 mg/L et 0,33 mg/L dans les milieux traités et ont atteint 0,39 mg/L dans les témoins, avec des valeurs dépassant 0,20 mg/L à partir du 14^e jour et augmentant jusqu'à la fin de l'essai. Aucun milieu n'a été significativement différent des milieux témoins ($p > 0,05$). Il est possible que la concentration élevée en chlorure dans les milieux (augmentation jusqu'à 37 à 72 mg/L : Figure 23) ait protégé les chironomes de la toxicité des nitrites. En effet, comme en témoignent les critères de protection de la vie aquatique du MDDEP (

Tableau 30) qui sont plus faibles que les concentrations atteintes dans les enceintes d'essai avec *C. riparius* ($>$ à 0,2 mg/L à partir du 14^e jour), la toxicité des nitrites en milieu aquatiques diminue à mesure que la concentration de chlorures augmente et le critère de toxicité chronique est supérieur à 0,20 mg/L N lorsque la concentration excède 10 mg/L, ce qui était le cas lors de nos essais en milieux artificiels.

Tableau 30 : Critère de protection pour la vie aquatique pour les nitrites selon la concentration en chlorures (MDDEP)

Concentration en chlorures (mg/L)	Critères de toxicité aigue (mg/L N)	Critères de toxicité chronique (mg/L N)
Moins de 2	0,06	0,02
2 – 4	0,12	0,04
4 – 6	0,18	0,06
6 – 8	0,24	0,08
8 – 10	0,30	0,10
Plus de 10	0,60	0,20

(Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2010) Tiré de (Nordin, 1986)

Chez les organismes aquatiques, la principale action toxique des nitrites est causée par la conversion de pigments transporteurs d'oxygène en des formes qui sont incapables de transporter l'oxygène, provoquant une hypoxie et finalement la mort (Camargo et al., 2005). Chez les poissons (et possiblement les chironomes), l'entrée de nitrites dans les globules rouges est associée à l'oxydation des atomes de fer ($Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+}$). L'hémoglobine fonctionnelle se transforme alors en méthémoglobine, laquelle est incapable de fournir de l'oxygène aux tissus en raison de sa constante de dissociation élevée (Camargo, 2006).

Afin d'éviter les problèmes liés à la présence d'ammoniac dans les enceintes d'essais lors des bioessais en conditions statiques avec des organismes des sédiments, certains auteurs suggèrent de procéder à un renouvellement périodique de la colonne d'eau (cette opération a été tentée sans succès lors des présents travaux). Ankley et collaborateurs (1993) ont effectué une étude sur le renouvellement d'eau et le taux d'alimentation avec *C. riparius* et *H. azteca* dans des enceintes de 300 ml contenant 100 ml de sédiments naturels et 200 ml d'eau (Ankley et al., 1993). Ils ont obtenu des concentrations d'ammoniac dans l'eau inférieure à 0,5 mg/L et des concentrations dans l'eau interstitielle des sédiments variant entre 7,1 et 10,0 mg/L. Ils ont observé seulement 10 à 20 % de différence dans les concentrations d'ammoniac dans l'eau interstitielle des sédiments entre le système statique et ceux à renouvellement d'eau continu et aucune différence dans la colonne d'eau. Toutefois, les auteurs précisent qu'une partie de l'ammoniac peut avoir été perdue des

systèmes soit par évaporation, par nitrification ou encore par diffusion dans l'eau de la colonne d'eau. Dans notre cas, il était discutable de procéder à des renouvellements d'eau car cette opération représente un risque de remise en suspension du floc d'alun ce qui, d'une part, peut modifier les concentrations des différents éléments en présence dans la colonne d'eau, et d'autre part, peut modifier les conditions d'exposition des organismes en raison des perturbations ainsi occasionnées. Un renouvellement d'eau constitue aussi un risque de dilution des contaminants dans la colonne d'eau et peut alors fausser les résultats de toxicité. Enfin, pour les raisons ci-mentionnées, nous sommes arrivées à la conclusion que cela ne constituait pas à une solution adéquate pour régler le problème d'ammoniac dans les milieux. Il a été décidé de ne pas effectuer de renouvellement d'eau pour les essais monospécifiques avec les organismes benthiques afin d'assurer que les différents organismes soient soumis à des milieux dans lesquels la seule variante est l'échelle.

4.5.3.2. Effet des traitements chez *C. riparius*

Suite aux traitements avec l'alun, aucun effet supplémentaire sur la survie ou sur la croissance ni sur l'émergence n'a été observé par rapport aux témoins, et ce, pour toutes les doses étudiées aussi bien lors des essais monospécifiques que lors des essais multispécifiques. Ces résultats semblent indiquer que les chironomes ne sont pas sensibles aux traitements d'alun. Avec le traitement complet, aucun effet n'a été observé lors des essais monospécifiques, mais, lors des essais multispécifiques, la survie et la croissance ont été inhibées et les émergences ont été plus fortes dans les milieux traités. Le traitement complet *in situ* pourrait donc présenter un certain risque pour la survie et la croissance des chironomes et possiblement aussi pour les autres diptères et/ou invertébrés des sédiments du fait de la faible teneur en matière organique des sables. Cependant, le possible manque de nourriture dans les essais en microcosme est peu probable lors des essais *in situ* et ne constitue en aucun cas un effet des traitements. Cela dit, il demeure que l'émergence a été plus forte avec les traitements complets ce qui signifie que c'est dans ce milieu que les chances de reproduction pour les chironomes ont été les plus fortes; les adultes ayant émergé plus rapidement et plus abondamment dans ce milieu. C'est donc dans ce milieu

que les chances de reproduction des chironomes ont été le plus favorisées. De ce point de vue, le traitement complet s'est avéré plus favorable à la reproduction des chironomes que le traitement d'alun ou l'absence de traitement possiblement parce que les organismes ont été exempts de contacts avec les contaminants présents dans les sédiments..

Du point de vue de la restauration du lac Saint Augustin, les résultats démontrent que les chironomes peuvent recoloniser un milieu traité et que les paramètres d'effet étudiés sont peu sensibles aux traitements complets. Des travaux sur l'impact des traitements sur plusieurs cycles de vie pourraient être envisagés afin d'évaluer l'impact de l'aluminium fraîchement neutralisé à plus long termes.

En effet, la plupart des données toxicologiques existantes pour l'aluminium ont été générées à pH acides et peu de données sont disponibles pour des pH neutres (Herrmann, 1987). Des travaux récents ont montrés que les concentrations environnementales de l'aluminium fraîchement neutralisé (floculé, lié à la matière organique ou au phosphore, etc.) sont biodisponibles et toxiques pour les invertébrés d'eau douce. Les travaux de Soucek (2006) suggèrent que l'aluminium fraîchement neutralisé peut affecter l'osmorégulation (Soucek, 2006). Les travaux de Michailova (2003) ont démontrés que l'aluminium fraîchement neutralisé affecte la structure et la fonction des chromosomes polythènes des glandes salivaires de *C. riparius* sur plus de trois générations (Michailova, 2003). L'exposition à 500 µg/L d'Al total durant 24-25 jours a produit une augmentation des aberrations somatiques sur trois générations et aucun signe de tolérance n'a été relevé sur trois générations. Suite à leurs travaux, Nowak et collaborateurs (2009) concluent que la pollution peut conduire à une diminution rapide de la diversité génétique, ce qui pourrait aussi être le cas suite à une exposition à l'aluminium (Nowak et al., 2009). Cela pourrait avoir d'importantes implications pour les stratégies de conservation et la gestion écologique des environnements traités à l'alun. Les travaux de Ducrot et collaborateurs (2004) suggèrent que le stress induit par l'exposition aux toxiques persiste durant tout le cycle de vie des chironomes, même lorsque l'exposition n'a lieu que durant une partie du cycle de vie (Ducrot et al., 2004). Il est toutefois possible que les invertébrés d'un milieu traité à

l'alun développent une certaine résistance, comme c'est le cas pour d'autres métaux comme le zinc (Miller and Hendricks, 1996), le cadmium (Gillis and Wood, 2008b) possiblement due à une compétition entre Cd et Ca et une cinétique de transport différente ou encore à une capacité de bioaccumulation accrue et/ou une efficacité d'excrétion accrue, particulièrement au niveau du tractus digestif (Postma et al., 1996). Il est donc possible que les chironomes et/ou autres diptères du lac Saint-Augustin soient capables d'une certaine résistance et/ou tolérance à l'aluminium lors de l'application de traitements *in situ*.

Finalement, les paramètres biologiques suivis lors des bioessais de toxicité avec *C. riparius* (survie, croissance, émergence) n'ont pas permis d'observer d'effet significatif suite à l'application des traitements (sauf pour le traitement complet en microcosme). Malgré le fait qu'aucun effet toxique n'ait été observé au moyen des paramètres de suivi biologiques employés, il aurait peut-être été possible d'observer si les traitements auxquels ont été exposés les chironomes dans les présents travaux ont occasionné un stress ou une réponse biologique chez ces derniers en utilisant d'autres paramètres biologiques tels des marqueurs d'exposition. En effet, l'utilisation de biomarqueurs d'exposition permet d'observer la présence de stress occasionnée par l'exposition à des métaux. Par exemple, suite à l'exposition aux métaux, certaines protéines de type métallothionéine sont induites par *C. riparius* (Gillis et al., 2002). L'induction de ces protéines de détoxification par l'organisme traduit un effort de désintoxication. Les protéines de type métallothionéine peuvent donc être utilisées comme biomarqueurs d'exposition, car leur présence/abondance est indicatrice d'un stress causé par l'exposition à un métal d'intérêt. D'autres molécules auraient possiblement pu être utilisées comme biomarqueur d'exposition à l'aluminium. Suite à l'exposition au cadmium, (Lee et al., 2006) ont observé une augmentation de la production de 21 protéines tandis que 18 autres sont inhibées. Avec les protéines stimulées, trois enzymes (S-adenosylmethionine decarboxylase, O-methyltransferase et aspartokinase) ont été identifiées dans la biosynthèse du glutathion et une enzyme clé dans la biosynthèse des acides gras a aussi été identifiée soit l'acide oleyl transporteur de protéines thioesterases. Ces enzymes sont associées à la production d'énergie, au devenir des protéines, à la synthèse de nucléotides, à la division cellulaire, au transport et à

l'attachement, aux signaux de transduction, aux métabolismes des acides gras et des phospholipides dans la cellule. De plus, les enzymes phénol hydroxylase, thioesterase, zinc metalloprotease et aspartate ont été exprimées suite à l'exposition au cadmium. Il est probable que ces molécules sont aussi induites ou inhibées suite à l'exposition à l'Aluminium et que leur suivi aurait pu indiquer si les chironomes ont subi un stress induit par la présence d'aluminium dans les milieux. Certains gènes peuvent aussi être utilisés comme biomarqueurs. En effet, l'étude de malformations de la bouche induites par une perturbation des chromosomes polythènes des glandes salivaires de *C. riparius* pourrait aussi potentiellement être utilisée comme biomarqueur chez *C. riparius* pour mesurer l'effet de l'exposition à l'aluminium (Michailova, 2003, Havas and Likens, 1985b). Toutefois, il est important de considérer que l'utilisation de biomarqueur serait intéressante pour voir si les traitements ont provoqué un stress, mais seraient de peu d'utilité quant à la prédiction du devenir des chironomes à long terme dans un milieu traité.

4.6. PARTIE VI : Effet de la technique de restauration sur la survie, la croissance et la reproduction de *Hyalella azteca*

4.6.1. Bioessais de toxicité monospécifique

4.6.1.1. Bioessais préliminaires : enrichissement du milieu artificiel

Suite à l'exposition de 28 jours dans le milieu artificiel témoin (Mo) et dans le milieu enrichi à 1500 μ S/cm avec NaCl et CaCl₂ (MS), la survie de l'amphipode *H. azteca* a été de 90,8 % dans les milieux enrichis contre 85,5 % dans les témoins tandis que la croissance a été de 4,5 mm dans les milieux enrichis contre 4,6 mm dans les témoins. Les différences entre la croissance dans les milieux Mo et MS était statistiquement significatives ($n = 10$, $p < 0,05$; $CV_M = 6,8 \%$, $CV_{MS} = 6,1 \%$), mais pas biologiquement significatives (variabilité biologique). Ainsi, aucune différence significative n'a été mesurée autant pour la survie que pour la croissance des amphipodes. Cet essai préliminaire a permis de démontrer que l'ajustement du milieu artificiel à la conductivité du lac Saint-Augustin n'a pas eu d'effet significatif sur la survie ni sur la croissance de *H. azteca*. Les milieux témoins artificiels

employés pour la suite des travaux avec *H. azteca* ont par conséquent été enrichis à 1500 µS/cm avec NaCl et CaCl₂ et en en phosphore aux concentrations rencontrées dans le lac Saint-Augustin (120µg/L).

4.6.1.2. Traitement d'alun en milieu artificiel

Les bioessais sur l'impact du traitement d'alun avec eau et sédiments artificiels (28 jours) ont été réalisés à deux reprises : la première fois dans des enceintes de 400 ml et la seconde avec des volumes d'eau plus grands (800 ml) afin d'augmenter la stabilité des milieux et réduire la variabilité. Suite à chacun de ces essais, le taux de survie des amphipodes a été trop faible pour respecter les critères de validité des essais (< 80% dans les milieux témoins). Tout comme lors des expériences avec *C. riparius*, un développement algal et bactérien visiblement inégal entre les différents réplicas a été observé à chacune des deux expériences et les concentrations d'ammoniac et de nitrites ont été élevées. En raison des difficultés ci-mentionnées avec les milieux artificiels, les bioessais sur les effets chroniques de l'alun en conditions artificielles de même que les bioessais sur les effets aigus et chroniques du traitement complet avec eau et sédiments artificiels ont été abandonnés pour se concentrer sur les essais avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin. Les problèmes rencontrés avec les milieux artificiels sont discutés dans la section 4.6.3.1.

4.6.1.3. Traitement d'alun en milieu naturel

Survie

La survie dans les témoins (eau et sédiments du lac) suite au traitement d'alun a été de 40 % au 28^e jour, et de 25 % au 42^e jour (Figure 63) (C.V. : 23,1 % à 129,2 %). De manière générale, la survie dans les milieux traités à l'alun a été meilleure que dans les milieux témoins non traités, toutefois, aucune différence significative (> 0,01) sur le pourcentage de survie de l'amphipode *H. azteca* n'a été observée entre les traitements.

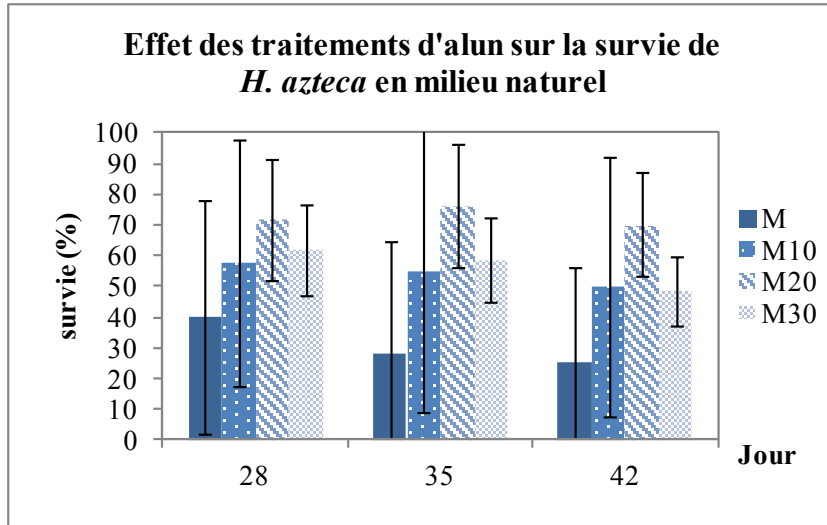


Figure 63 : Pourcentage de survie de l'amphipode *H. azteca* 28, 35 et 42 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

Croissance

Aucune différence significative ($p > 0,01$) sur la croissance de l'amphipode *H. azteca* n'a été observée entre les milieux traités à l'alun et les témoins (Figure 64) tant au 28^e jour qu'au 42^e jour (CV compris entre 11,6 % et 19,0 %). La croissance moyenne était comprise entre 2,4 et 2,6 mm au 28^e jour et 2,9 et 3,1 mm au 42^e jour. La taille moyenne des amphipodes au 42^e jour était de $4,29 \pm 0,09$ mm, tous milieux confondus.

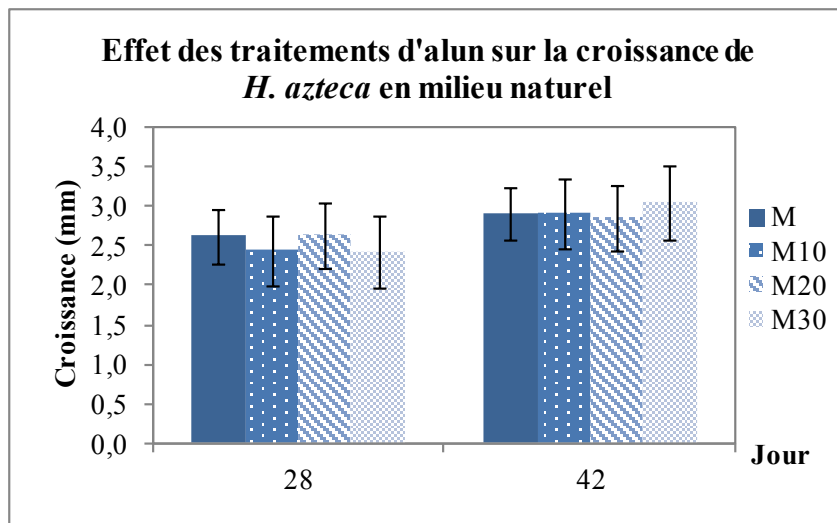


Figure 64 : Croissance (mm) de l'amphipode *H. azteca* 28 et 42 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

Reproduction

Les résultats obtenus suite aux essais sur la reproduction de *H. azteca* avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin traités à l'alun démontrent que les naissances ont débuté plus tôt dans le milieu témoin (M) par rapport aux milieux traités (Figure 65). Cette différence n'était toutefois pas significative ($p > 0,05$).

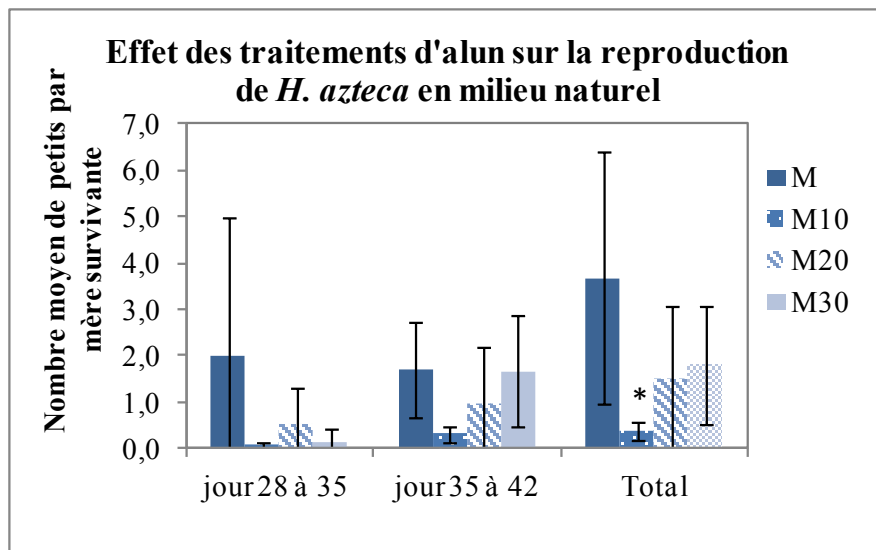


Figure 65 : Reproduction (nombre moyen de néonates par mère survivante) de l'amphipode *H. azteca* 28 et 42 jours après traitements d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

L'effet de l'application d'alun sur la production de néonates par mères a été significatif ($p > 0,01$) par rapport au témoin au 42^e jour dans le milieu traité à 10 mg/L (C.V. compris entre 59,8 et 200,0 %). Toutefois, comme le sexe des 10 individus introduits au départ est aléatoire, la productivité dans les milieux dépend du fait qu'il y ait au moins un mâle et une femelle survivants dans chaque réplicat ainsi que du ratio mâle/femelle parmi les survivants, lequel influence la compétition entre les mâles et le comportement reproducteur des organismes. Ainsi, seulement 4 réplicats ont pu être exploités pour le milieu témoin et pour le traitement à 10 mg/l d'alun contre 6 et 7 réplicats pour les milieux traités avec 20 et 30 mg/l respectivement. De plus, le ratio femelles/nombre d'individus survivants a été de

0,36 pour le traitement M10 contre 0,49, 0,57 et 0,55 pour les milieux M, M20 et M30 respectivement ce qui peut expliquer que les naissances y aient été moins abondantes puisqu'il y avait en moyenne moins de femelles par rapports aux mâles dans ces réplicats. Enfin, la grande variabilité observée dans le milieu témoin s'explique par le fait que dans un des quatre réplicats, il y a eu 13 naissances entre les jours 28 et 35 contre 1, 2 et 5 dans les trois autres réplicats et 17 naissances dans un second réplicat entre les jours 35 et 42 contre 4, 2 et 10 dans les trois autres réplicats. Compte tenu de la grande variabilité dans les témoins, du faible nombre de réplicats et du plus faible ratio de femelles par rapport aux survivants dans le traitement M10, la différence statistiquement significative observée entre le milieu M10 et le milieu M au 42^e jour ne peut pas être considérée comme biologiquement significative.

4.6.1.4. Traitement complet en milieu artificiel

Survie, croissance et reproduction

Tel que mentionné à la section 4.6.1.2, les essais sur les effets chroniques du traitement complet avec eau et sédiments artificiels ont été abandonnés suite à des complications.

4.6.1.5. Traitement complet en milieu naturel

Survie

Dans les milieux ayant subi le traitement complet (M10*, M20* et M30*), le pourcentage de survie moyen a été inférieur à celui du milieu témoin traité avec la roche calcaire et le sable seulement (M*) (Figure 66). Il est important de rappeler que la survie aux jours 35 et 42 ne sont pas évalués dans les mêmes réplicats ce qui peut expliquer les différences observées (ex : survie J28 < survie J35 pour M30*). Au 28^e jour, la survie a été inférieure à celle dans les témoins de 28 % dans le milieu M10*, 44,7 % dans le milieu M20 et 37,4 % dans le milieu M30*(C.V. compris entre 39,1 % et 88,1 %). Toutefois, étant donné la grande variabilité, aucune différence significative n'a été observée entre les traitements et les témoins ($p < 0,01$).

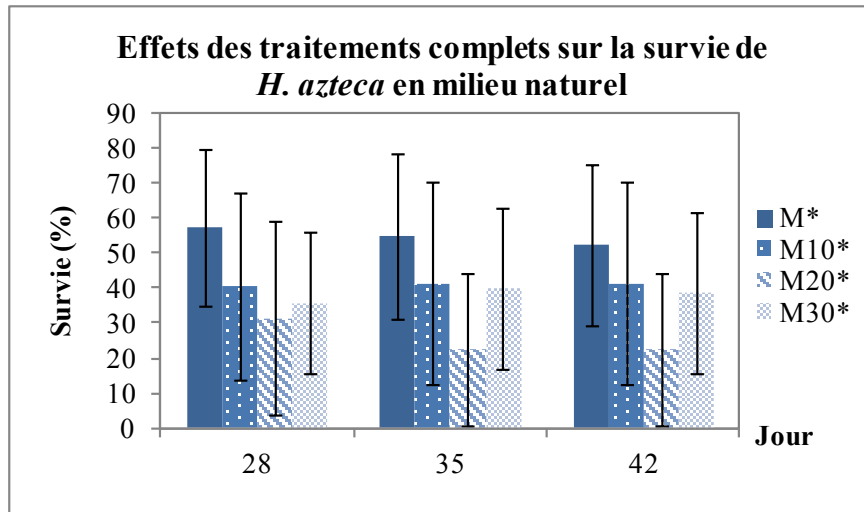


Figure 66 : Pourcentage de survie de l'amphipode *H. azteca* 28, 35 et 42 jours après traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu naturel

Croissance

Aucune différence significative sur la croissance de l'amphipode *H. azteca* n'a été observée entre les milieux ayant reçu le traitement complet et les témoins (Figure 67), tant au 28^e jour qu'au 42^e jour (C.V. : de 12,2 % à 37,3%). La croissance moyenne était comprise entre 1,4 et 1,7 mm au 28^e jour et 3,1 et 3,2 mm au 42^e jour. La taille moyenne des amphipodes au 42^e jour était de $4,30 \pm 0,05$ mm, tous milieux confondus.

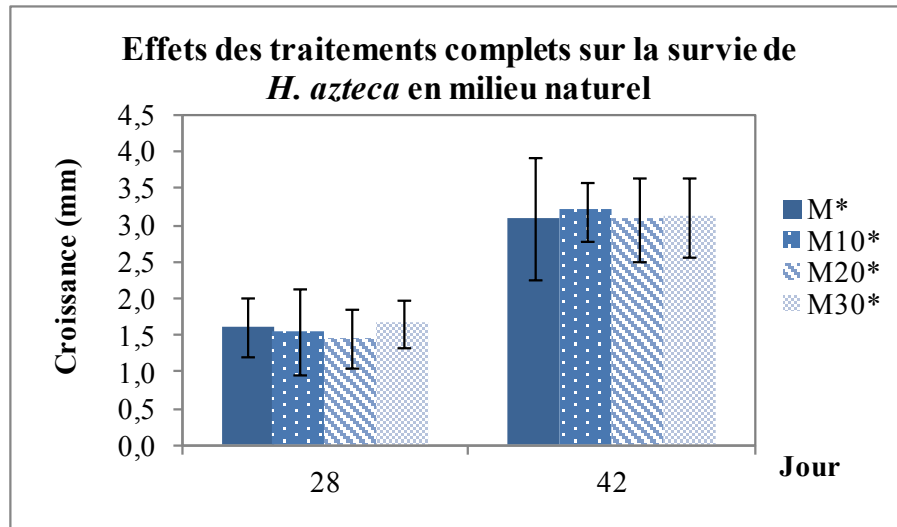


Figure 67 : Croissance (mm) de l'amphipode *H. azteca* 28 et 42 jours après traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30) dans le milieu naturel

Reproduction

Durant les essais sur la reproduction de *H. azteca* avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin traités avec roche calcaire et sable (M*) ou avec le traitement complet, les amphipodes ne se sont reproduits dans aucun des traitements, pas même les témoins (traitement de roche calcaire et sable seulement).

4.6.2. Bioessai de toxicité multispécifique

Au jour 28, la survie de *H. azteca* a été supérieure à 80 % dans tous les microcosmes, tous traitements confondus et aucune différence significative entre les traitements et le milieu témoin n'a été observé. Ce taux de survie est meilleur que celui obtenu avec les essais monospécifique où la survie avait été de 40 % pour le milieu M, de 71,1 % dans le milieu M20 (Figure 63) et de 35,8% dans les milieux M20* (Figure 66)

Comme lors des essais monospécifiques, au jour 42, aucune différence significative n'a été observée entre les différents milieux pour le paramètre croissance dans les microcosmes (Figure 68) : la taille moyenne des amphipodes était de $5,4 \pm 0,17$ mm, tous milieux confondus.

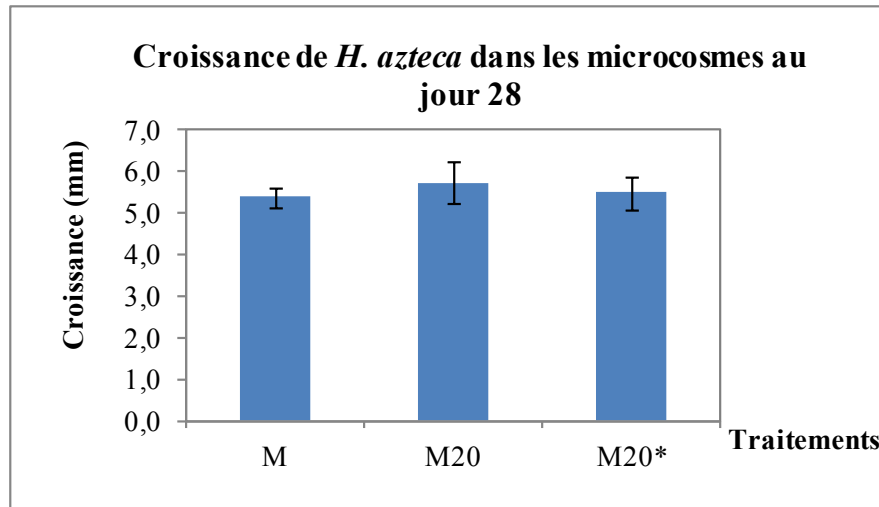


Figure 68 : Croissance moyenne (mm) de *H. azteca* dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

La croissance moyenne lors des essais multispécifiques a donc été supérieure de 20% à celle observée durant les essais monospécifiques ($4,29 \pm 0,09$ mm pour les essais avec traitement d'alun seul et $4,30 \pm 0,05$ mm pour les essais avec traitement complet).

Tel qu'observé lors des essais monospécifiques, la reproduction des hyalèles dans les microcosmes a été très variable dans tous les traitements (CV entre 75 % et 88 %). Le nombre de néonates total au jour 42 était de $8,6 \pm 6,8$ dans les milieux M, $9,8 \pm 7,3$ dans les milieux M20 et $5,0 \pm 4,4$ dans les milieux M20*. Ces résultats ne sont toutefois pas statistiquement différents les uns des autres.

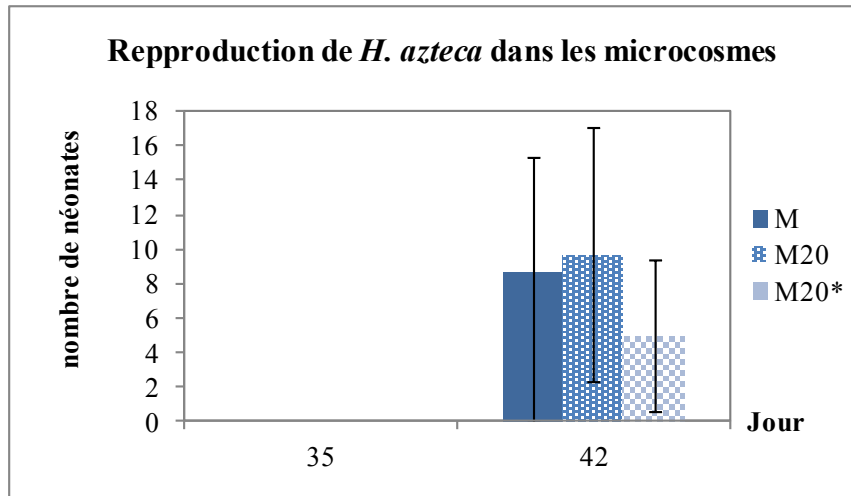


Figure 69 : Reproduction moyenne (nombre moyen de néonates) de *H. azteca* dans les microcosmes témoins (M) ou traités avec 20 mg/L d'alun (M20) ou avec traitement complet à 20 mg/L d'alun (M20*)

4.6.3. Discussion

4.6.3.1. Biofilm algal et bactérien et concentration d'ammoniac élevée durant les essais avec *H. azteca*

Les essais monospécifiques sur l'effet de l'application de l'alun en conditions artificielles avec *H. azteca* n'ont pas permis de respecter les critères de validité de survie dans les milieux témoins. Pour cette raison, l'effet de l'alun sur les amphipodes en conditions artificielles dans des conditions standards n'a donc pas pu être observé et les essais sur l'effet des traitements complets en conditions artificielles ont dû être abandonnés. Pour les essais monospécifiques avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin, les taux de survie n'ont pas non plus respecté les critères de validité pour l'essai mais cela s'explique entre autre par le fait que les sédiments du lac Saint-Augustin sont contaminés.

Les observations qualitatives des enceintes d'essais lors des essais avec les traitements d'alun en conditions artificielles laissent supposer que le problème était de même nature que lors des essais monospécifiques avec *C. riparius* en conditions artificielles: coloration variable de la surface des sédiments, prolifération algale excessive dans les enceintes d'essais et concentration d'ammoniac élevé. Les résultats du suivi physico-chimique

laissent supposer que l'ammoniac pourrait être en partie responsable de la faible survie des hyalèles dans les témoins lors des essais monospécifiques avec sédiments en conditions artificielles. Le Tableau 31 présente les valeurs moyennes d'ammoniac (NH_3/NH_4), d'ammoniac non-ionisé ($\text{NH}_3\text{-N}$) et de nitrites (NO_2) pour les deux reprises de l'expérience avec alun en conditions artificielles.

Toutes les concentrations d'ammoniac et d'ammoniac non-ionisé en conditions artificielles et naturelles (Tableau 31) dépassaient les critères des recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique (Tableau 29) et les concentrations de nitrites dépassaient les critères de protection de la vie aquatique du MDDEP (

Tableau 30). Par conséquent, il est probable que l'ammoniac et les nitrites soient en causes dans la faible survie des amphipodes en conditions artificielles.

Tableau 31 : Moyennes des concentrations d'ammoniac, d'ammoniac non-ionisé et de nitrites pour les expériences sur l'effet des traitements sur les hyalèles

	Volume des enceintes	jours	pH	Ammoniac : NH_3/NH_4 (mg/L)	Ammoniac non-ionisé (mg/L)	Nitrites NO_2 (mg/L)
Milieu artificiel : traitements d'alun	400 ml	0	8,25	1,0	0,06	0,2
		7	8,30	3,0	0,19	0
		14	8,30	1,3	0,08	0
		28	8,00	0,6	0,02	0
Milieu artificiel : traitements d'alun	800 ml	0	8,30	1,2	0,07	0,1
		7	8,40	2,6	0,18	0
		14	8,40	0,7	0,05	0
		28	8,20	0,5	0,03	0,1
Milieu naturel : traitements d'alun	400 ml	5	8,4	2,0	0,15	1,81
Milieu naturel : traitements complet	400 ml	0	8,4	3,7	0,28	1,31

¹ : valeur maximale durant l'essai (jour 14)

Les travaux de Ankley et collaborateurs (1995) démontrent que la toxicité de l'ammoniac chez *Hyalella azteca* dépend de la composition ionique du milieu et qu'elle est pH

dépendante en eau dure mais ne l'est pas en eau douce (Ankley et al., 1995). Ces derniers ont observé que *H. azteca* présente relativement la même sensibilité à l'ammoniac total pour différents pH compris entre 6,0 et 8,5, ce qui suggère que cet amphipode est très sensible à l'ammoniac même lorsqu'il n'est pas ionisé. Les travaux de Borgmann (1994) démontrent que la toxicité chronique de l'ammoniac chez *Hyaella azteca* était fonction de l'ammoniac total (et ionisé) et non de l'ammoniac non ionisé, du moment que la concentration de cations n'était pas altérée (Borgmann, 1994). Ce dernier a aussi observé des effets sur la reproduction à des concentrations inférieures à celle ayant des effets sur la croissance ou sur la survie. Borgmann (1994) et Erickson (1985) concluent que la toxicité de l'ammoniac en fonction du pH est mieux expliquée avec un modèle dans lequel l'ammoniac non ionisé et l'ion ammonium sont tous deux toxiques, avec une toxicité à pH élevé principalement due à l'ammoniac non-ionisé et où l'importance de l'ion ammonium qui augmente à mesure que le pH diminue (Borgmann, 1994) et (Erickson, 1985). Borgmann et Borgmann (1997) ont obtenus des CL₅₀-7 j pour l'ammoniac total comprises entre 2,38 mg/L et 42,40 mg/L, selon les milieux utilisés (Borgmann and Borgmann, 1997). Au cours des mêmes travaux, les auteurs ont obtenus des CL₅₀-28 j pour l'ammoniac total comprises entre 1,3 mg/L et 16,2 mg/L. Williams (1986), rapportent une CL₅₀-96 h de 1,65 mg/L (Williams, 1986) cité dans (Monda, 1995). Besser et collaborateurs (1998) ont obtenu des CL₅₀-96 h de 1,8 mg N/L pour l'ammoniac non ionisé et de 126 mg N/L pour l'ammoniac total avec des sédiments artificiels; et 0,16 mg N/L pour l'ammoniac non ionisé et 117 mg N/L pour l'ammoniac total à un pH 6,5–6,9 avec des sédiments artificiels (Besser et al., 1998). Compte tenu des CL₅₀ rapportées par ces auteurs, il est probable que l'ammoniac dans la colonne d'eau des essais monospécifiques (de 2 à 6 mg/L) soit en partie responsable des faibles taux de survie obtenus dans les témoins lors de nos essais avec *H. azteca* en conditions artificielles. Une période d'équilibre physico-chimique entre la colonne d'eau et les sédiments des milieux plus longue aurait possiblement pu aider à laisser passer le pic d'ammoniac entre le 7^e et le 14^e jour.

Tout comme le Tetramin®, le YCT, utilisé comme source de nourriture dans les essais, peut avoir été une source de sodium, de potassium et d'ammoniac dans l'eau des milieux. La

toxicité de l'ammoniac pour *H. azteca* semble dépendre aussi d'autres facteurs que le pH tels le sodium et le potassium (Ankley and Schubauer-Berigan, 1995, Borgmann and Borgmann, 1997). Une concentration élevée de sodium dans le milieu externe peut faire augmenter la tolérance à l'ammoniac en favorisant une augmentation des taux d'excrétion de l'ammoniac. Il existe des évidences qui suggèrent un mécanisme d'échange d'ions sodium-ammonium chez les crustacés (Hunter and Kirschner, 1986). Le transport de l'ion ammonium peut être affecté par le potassium par un mécanisme similaire. L'ammonium est connu pour se substituer au potassium lors des processus membranaires tel que les échanges sodium/potassium (Randall, 1987). Il est donc probable que le potassium réduise la toxicité de l'ion ammonium en exerçant une compétition avec celui-ci lors des processus d'assimilation. Par conséquent, il est possible que la concentration de sodium et de potassium dans les milieux avec sédiments du lac Saint-Augustin ait protégé les hyalèlles de la toxicité de l'ammoniac ce qui expliquerait que la survie y ait été meilleure que dans les milieux artificiels malgré des concentrations d'ammoniac dans la colonne d'eau comparables.

Les concentrations de nitrites mesurées au cours des expériences avec *H. azteca* ont atteint des valeurs maximales de 0,2 mg/L dans les milieux artificiels et 1,8 mg/L dans les milieux naturels (Tableau 31). Elles ont donc atteint le critère de protection de la vie aquatique du MDDEP pour ce composé (0,2 mg/L pour des concentrations en chlorure supérieures à 10 mg/L, (

Tableau 30). Les nitrites peuvent être toxiques pour les crustacés. Chez les écrevisses (et possiblement les hyalèlles), l'entrée de nitrites dans le plasma sanguin est associée à l'oxydation des atomes de cuivre ($\text{Cu}^{1+} \rightarrow \text{Cu}^{2+}$), ce qui convertit l'hémocyanine fonctionnelle en méthémocyanine qui ne peut pas se lier de façon réversible à l'oxygène moléculaire (Alonso and Camargo, 2004, Camargo, 2007). Alonso (2006) a obtenu avec les amphipodes *E. toletanus* et *E. echinosetosus* des $\text{CL}_{50-96\text{h}}$ de 2,09 et 2,59 mg/L $\text{NO}_2\text{-N}$ respectivement (Alonso, 2006). Enfin, en considérant les CL_{50} obtenues par Alonso et Camargo (2006) ainsi que la concentration en chlorures dans les milieux (37 à 72 mg/L :

Tableau 20) il est possible que les concentrations de nitrites dans les enceintes d'essais durant les trois expériences n'ont probablement pas eu d'effets adverses sur les hyalèlles (Alonso and Camargo, 2006).

4.6.3.2. Effet des traitements chez *H. azteca*

Le traitement d'alun n'a eu aucun effet significatif ni sur la survie, ni sur la croissance, ni sur la reproduction des hyalèlles lors des essais monospécifiques et multispécifiques en comparaison des conditions naturelles. Toutefois, la survie, la croissance et la reproduction des amphipodes ont été plus importantes dans les microcosmes. Ainsi, dans les microcosmes, l'application des traitements n'a pas eu d'incidence sur la survie qui est demeurée supérieure à 80 % dans tous les milieux. Dans les essais monospécifiques, il n'y a pas eu de reproduction dans les milieux avec traitement complet ni dans le témoin (M*). Cela n'a pas été observé lors des essais en microcosmes. Une situation semblable avait été observée avec les daphnies pour lesquelles les effets observés suite au traitement complet lors des essais monospécifiques n'ont pas été observés lors des essais en microcosmes. Comme pour les daphnies, il est possible que cela soit dû à la méthode d'application de l'alun. L'emploi d'un agitateur mécanique dans les essais en microcosme et la durée de l'agitation ont pu faire en sorte de retirer de la colonne d'eau des particules fines toxiques pour les jeunes amphipodes.

Dans les microcosmes, dans les milieux avec le traitement complet, les amphipodes avaient en moyenne 1,0 mm de moins que ceux exposés aux milieux ayant subi le traitement d'alun seulement (témoins compris, soit 0 mg/L d'alun), possiblement en raison de l'absence de contact avec les sédiments du lac Saint-Augustin qui sont une source supplémentaire de nourriture. Tel que mentionné dans les résultats des essais avec les chironomes, section 4.5.2 et 4.5.3.2, le manque de matière organique dans la couche de sable peut avoir affecté la croissance des amphipodes. Cela dit, par comparaison avec ce qui a été observé dans d'autres études en milieu microcosme non contaminé, la croissance des amphipodes dans les milieux témoins a été acceptable dans nos essais microcosmes témoin avec eau et

sédiments du lac Saint-Augustin (Bonnet, 2000, Triffault-Bouchet et al., 2005a, Triffault-Bouchet et al., 2005b).

De même, la reproduction des hyalèles a été très faible en comparaison de précédentes études. À titre d'exemple, Triffault-Bouchet (2006) rapporte une production de jeunes comprises entre 20 et 40 juvéniles par mère dans les milieux témoins (Triffault-Bouchet, 2006). Dans les milieux M20 et M, la reproduction a pu être perturbée par le manque de matière organique et donc d'énergie pour assurer la reproduction ainsi que la présence de métaux dans les systèmes, spécialement dans le sédiment, causant une ingestion de sédiments contaminés et de nourriture contaminée.

Étant une espèce épibenthique, *H. azteca* a probablement été exposée aux métaux présents dans la colonne d'eau de même qu'à ceux présents dans les sédiments. Tel que supposé pour les daphnies, les métaux ont pu s'adsorber sur la carapace de chitine des amphipodes puis diffuser lentement dans les organismes. Il est important de mentionner que les concentrations de cadmium (1,8 mg/kg), de cuivre (92 mg/kg), de plomb (89 mg/kg), de nickel (46 mg/kg) et de zinc (350 mg/kg) dans les sédiments étaient supérieures ou près des SÉM (28-j) rapportés par Ingersoll (1996) pour cette espèce : SÉM-Cd = 0,60 mg/kg, SÉM-Cu = 28,0 mg/kg, SÉM-Ni = 9,5 mg/kg, SÉM-Pb = 37,2 mg/kg, et SÉM-Zn = 98,1 mg/kg (Ingersoll, 1996). D'après les résultats rapportés par Borgmann, *H. azteca* semble assez tolérante à l'Al et au Sr (Borgmann et al., 2005). Ces auteurs n'ont pas observé d'effet après une exposition de 7 à 1 ml/L et ont estimé une CL₅₀ supérieure à 3,150 mg/L pour ces deux substances. Aucune donnée de toxicité n'a été trouvée sur l'effet de l'aluminium sur la reproduction de *H. azteca*. Borgmann et collaborateurs (2005) rapportent également une CL₅₀ - 7 jours de 0,0044 mg/L de Cd, ce qui est quatre fois supérieur à la concentration mesurée dans les microcosmes sans organismes M20*SO (J28 : 0,0011 mg/L de Cd) (Borgmann et al., 2005). Si les métaux sont responsables des effets mesurés sur les amphipodes en comparaison de conditions témoins sans contaminant, ces effets sont probablement liés à des effets additifs ou synergiques.

Les résultats obtenus ne mettent pas en évidence d'effets des traitements étudiés sur la survie, la croissance ni sur la reproduction des hyalèlles. Il est possible que l'utilisation de biomarqueurs ait permis d'observer des effets biologiques de l'exposition à l'alun chez *H. azteca*.

Du point de vue de la restauration du lac, les hyalèlles semblent peu sensibles aux traitements étudiés. Les effets sur la reproduction en conditions monospécifiques doivent être interprétés avec modération compte tenu de l'ensemble des problèmes rencontrés avec les organismes benthiques dans les enceintes expérimentales de petite taille (400 ou 800 ml), notamment en raison de la présence d'ammoniac. Au regard des résultats obtenus avec les microcosmes, il semble que *H. azteca* soit capable de coloniser un milieu traité et ses caractéristiques biologiques semblent sensiblement améliorées comparé aux conditions actuelles du lac.

4.7. PARTIE VII : Effet de la technique de restauration sur les poissons

En préambule, il convient de noter que ces essais de toxicité ont été réalisés dans des milieux artificiels lors d'une étude exploratoire sur les effets de la technique de restauration sur les poissons.

4.7.1. Effet de la technique de restauration sur la survie et la croissance (7 jours) des larves de tête-de-boule (*Pimephales promelas*)

4.7.1.1. Traitement d'alun

Au cours de l'essai avec le traitement d'alun seul, le pH est demeuré entre 8,17 et 8,37, la conductivité entre 1631 et 2049 $\mu\text{S}/\text{cm}$, l'oxygène dissous entre 76,6 et 84,5 % et la température à 20 ± 1 °C. La conductivité dans les enceintes d'essai a dépassé celle des aquariums traités d'où provenait l'eau, car les têtes-de-boule sont nourris à partir d'artémies qui ont été obtenues par éclosion d'œufs en eau salée et cette opération s'accompagne d'un

léger transfert d'eau salée ce qui influence la conductivité à la hausse dans les enceintes d'essai où le volume d'eau est relativement restreint. L'ammoniac et les nitrites n'ont pas été suivis pour cet essai, car les volumes à prélever pour le faire auraient été trop importants.

Pour l'essai de toxicité avec le traitement d'alun seul, le pourcentage de survie moyen des larves de têtes-de-boules a été plus faible dans les milieux traités avec 10 et 30 mg/L d'alun que dans les milieux témoins (Figure 70) mais ces différences n'étaient pas significatives ($p > 0,05$).

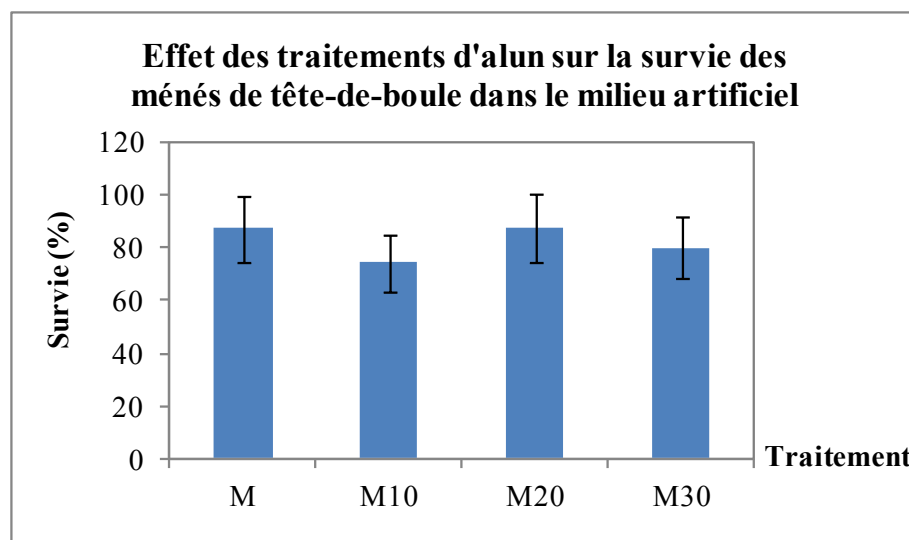


Figure 70 : Pourcentage de survie moyen des larves de tête-de-boule après traitement d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

Le poids sec moyen par larve (g) a été plus faible dans le milieu témoin M que dans les milieux traités (Figure 71) mais cette différence n'était pas significative ($p > 0,05$).

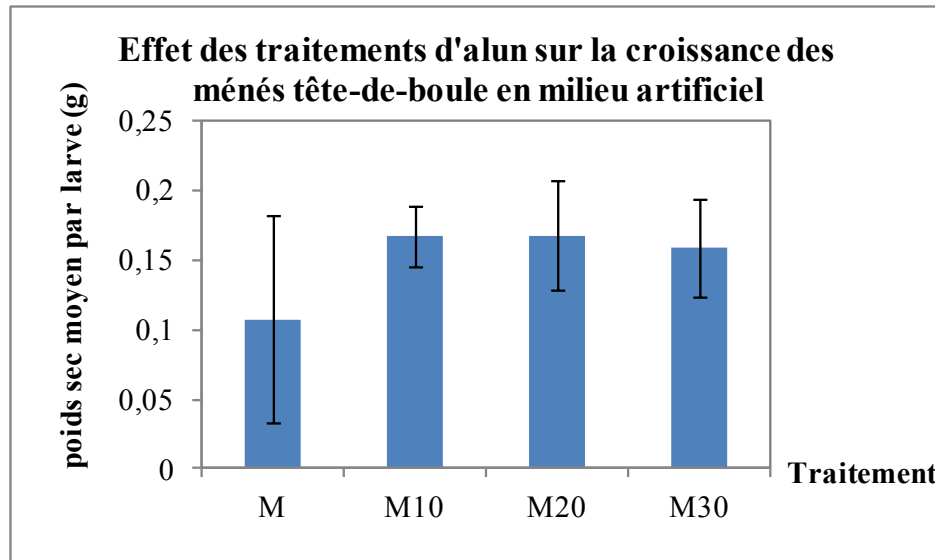


Figure 71 : Poids sec moyen des larves de tête-de-boule 7 jours après traitement d'alun à 10, 20 ou 30 mg/L (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

4.7.1.2. Traitement complet

Durant l'essai avec le traitement complet, le pH est demeuré entre 8,20 et 8,37, la conductivité entre 1569 et 1991 $\mu\text{S}/\text{cm}$, l'oxygène dissous entre 77,9 et 84,3 % et la température à 20 ± 1 °C. Pour les mêmes raisons que celles mentionnées pour les essais avec le traitement d'alun seul : 1) l'ammoniac et les nitrites n'ont pas été suivis et 2) la conductivité dans les enceintes d'essai pour le traitement complet a dépassé celle des aquariums traités d'où provenait l'eau.

Pour l'essai de toxicité avec le traitement complet, le pourcentage de survie moyen a été plus faible dans les milieux traités avec 10 et 20 mg/L d'alun (Figure 72). Toutefois, ces différences n'étaient pas significatives ($p > 0,05$).

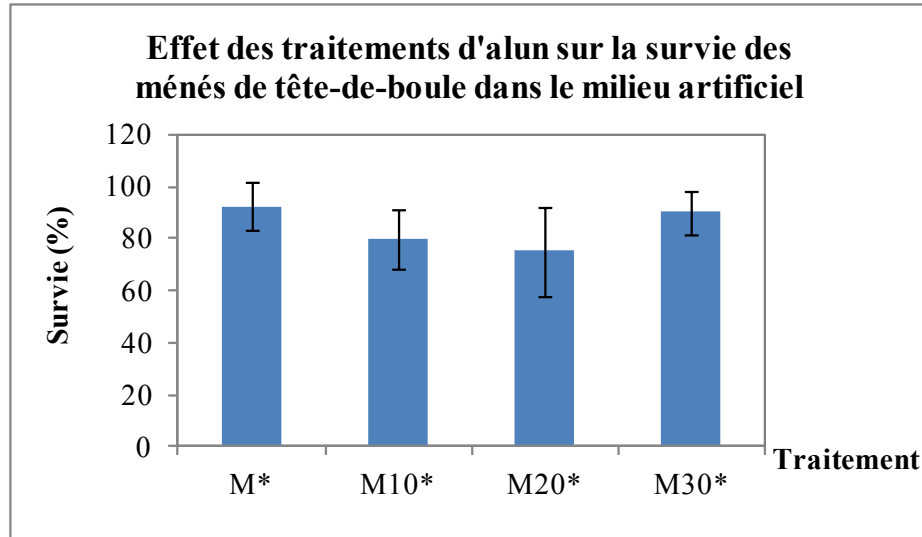


Figure 72 : Poids sec moyen des larves de tête-de-boule 7 jours après traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10, M20 et M30) dans le milieu artificiel

Le poids sec moyen a été plus faible dans le milieu témoin M* ainsi que dans le milieu traité avec 30 mg/L d'alun (Figure 73) mais ces différences n'étaient pas significatives (n = 4 ; p > 0,05).

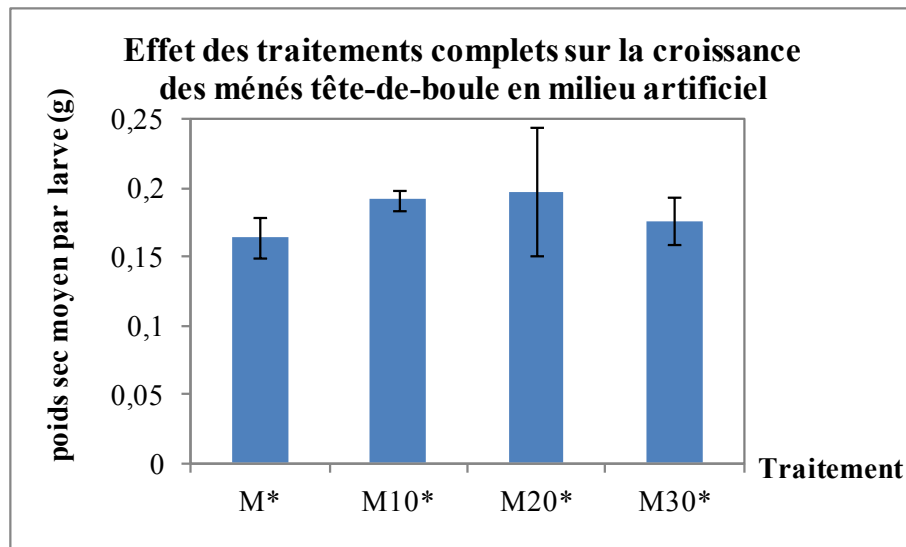


Figure 73 : Poids sec moyen des larves de tête-de-boule dans le milieu (eau et sédiments artificiels) avec le traitement complet à 10, 20 ou 30 mg/L d'alun (M10*, M20* et M30*) dans le milieu artificiel

4.7.2. Effet de la technique de restauration sur la survie de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (96 heures)

4.7.2.1. Traitement d'alun seul sans sédiments

Lors de la première série d'essais de toxicité réalisée avec les truites arc-en-ciel, tous les poissons ont survécu dans tous les traitements. La conductivité moyenne dans les milieux variait entre 1448 et 1488 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en début d'essai et 1506 et 1555 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en fin d'essai. Le pH s'est maintenu entre 8,01 et 8,04 en début d'essai et entre 7,9 et 8,0 en fin d'essai. La température de l'eau était comprise entre 12,4 et 13,5 pour toute la durée de l'essai. L'oxygène dissous a été maintenu au-dessus de 80 % toute la durée d'exposition.

Ainsi, les résultats obtenus démontrent que l'application du traitement d'alun à 20 mg/L n'as pas eu d'effet sur la survie des poissons, qu'ils aient ou non la possibilité d'être en contact avec le flocculant (avec ou sans panier). Par conséquent, les concentrations d'aluminium dans la colonne d'eau de même que la présence de flocculant n'ont pas affecté la survie des truites pendant la durée de cette exposition (96 heures).

4.7.2.2. Traitement d'alun et traitement complet avec sédiments

Au cours de la seconde série d'essais de toxicité réalisée avec les truites arc-en-ciel, tous les poissons ont survécu dans tous les traitements. La conductivité moyenne dans les milieux variait entre 1505 et 1522 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en début d'essai et 1484 et 1555 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en fin d'essai. Le pH s'est maintenu entre 7,9 et 8,1 en début d'essai et entre 7,9 et 8,0 en fin d'essai. La température de l'eau était comprise entre 13,0 et 14,0 pour toute la durée de l'essai. L'oxygène dissous a été maintenu au-dessus de 80 % toute la durée d'exposition.

Dans les aquariums où les poissons pouvaient toucher aux sédiments (sans panier), la visibilité s'est rapidement détériorée dès l'introduction des poissons en raison des mouvements de ces derniers. Ces mouvements ont remis en suspension le kaolin (fraction argileuse des sédiments) occasionnant ainsi une augmentation importante de la turbidité. Lorsque les poissons arrivaient à balayer ainsi le sable et découvrir la roche calcaire, ils

créaient des zones sombres où ils avaient alors tendance à se maintenir pas la suite. Dans les aquariums avec panier, les poissons sont demeurés calmes au fond du panier toute la durée de l'essai.

4.7.3. Discussion sur l'effet des traitements chez les poissons

Aucun effet significatif n'a été observé suite aux différents traitements (alun ou complet) appliqués dans les milieux artificiels (eau et sédiments artificiels) autant avec le bioessai de survie et de croissance (7 jours) des larves de ménés tête-de-boule qu'avec le bioessai de survie des truites arc-en-ciel (96 heures).

Des bioessais en conditions naturelles (eau et les sédiments du lac Saint-Augustin) auraient permis d'obtenir des informations supplémentaires grâce à un milieu plus proche des conditions du lac. Cependant, le manque de temps et de disponibilité des organismes ne nous a pas permis d'acquérir ces données. Toutefois, bien que dans les présents travaux aucun effet n'a été observé chez les deux espèces de poissons, le sulfate d'aluminium pourrait s'avérer toxique si le pH venait à changer dans le milieu naturel. Nombre d'études montrent qu'à pH acides, les effets de l'aluminium sur les poissons sont importants. Ainsi, des travaux sur l'effet du sulfate d'aluminium sur le plasma, l'équilibre des électrolytes et la survie des truites arc-en-ciel ont démontré qu'à pH 4,3, le seuil d'effets était de 0,5 mg/L d'Al total. Ces effets sont dose-dépendants et consistent en un déséquilibre acide-base du plasma sanguin et des électrolytes ainsi qu'une diminution de la survie des poissons. À pH 7,8, en revanche, aucun effet sur le plasma ni la survie n'a été observé suite à une exposition à 10 mg/L d'alun. À pH 8,7, des concentrations de 10 mg/L présentent des effets de toxicité (Heming and Blumhagen, 1988).

De plus, une exposition prolongée à de faibles concentrations d'aluminium pourrait aussi occasionner des effets de toxicité chronique. Ainsi, une exposition de 30 µg/L d'aluminium pendant 34 jours à pH 5,2 peut provoquer une hypoactivité ayant des répercussions sur la nage, le taux d'alimentation et la quantité de globules rouges (Allin and Wilson, 1999) chez *Oncorhynchus mykiss*. À pH compris entre 5,1 et 6,2, Dussault et collaborateurs (2001) ont

observé, après 60 heures d'exposition à une concentration de 80 µg/L, une accumulation d'aluminium au niveau des branchies et une diminution du Na⁺, Cl⁻, Ca²⁺ sanguin, ainsi qu'une augmentation du K⁺, de l'hémoglobine, du glucose et du lactate sanguins indiquant une perturbation ionorégulatrice qui augmente en fonction de la concentration d'aluminium chez cette même espèce (Dussault et al., 2001). À partir de 20 à 40 µg/L, les rythmes cardiaques des truites juvéniles augmentent en fonction de la concentration d'aluminium. Dussault et collaborateurs (2004) ont observé, après 8 semaines d'exposition à des concentrations comprises entre 0 et 80 µg/L d'aluminium, à pH 5,0, une accumulation d'aluminium au niveau des branchies (0-80 µg/g) et du foie (0,5-600 µg/g), une augmentation du rythme cardiaque et une réduction de la nage chez les truites arc-en-ciel (Dussault et al., 2004). Une perte d'appétit et une diminution du taux de croissance ont été observées chez des truites juvéniles *Oncorhynchus mykiss* exposées pendant 32 jours à une concentration sublétales d'aluminium (30 µg/L) à un pH acide (pH 5.2) (Wilson et al., 1996). Les truites évitent l'aluminium à pH 5,0, 5,5, 5,75 mais plus à 6,0 (Exley, 2000).

Les différents travaux ci-mentionnés ont cependant tous été effectués à des pH inférieurs à 6,0 tandis que le lac Saint-Augustin se situe à des pH compris entre 7,5 et 8,0. La présence de matière organique, sous forme colloïdale par exemple, peut réguler les concentrations à l'aluminium et réduire l'exposition des poissons à l'aluminium, limitant ainsi les effets potentiels. Ainsi, Winter et collaborateurs (2005) ont exposé à 80,9 µg/L d'aluminium des truites juvéniles (~0.6 g) à des pH compris entre 4,0 et 10,0 avec et sans matière organique naturelle (MON) (Winter et al., 2005). L'accumulation au niveau des branchies était plus élevée à pH compris entre 6,0 et 8,0, modérée à pH 5,0 et 9,0 et nulle à pH 4,0 et 10,0. Une concentration de 5 mgC/L de MON a empêché l'accumulation d'aluminium sur les branchies à tous les pH évalués. Les auteurs expliquent leurs résultats par la propriété de la MON : (1) de se complexer à l'aluminium et empêcher l'aluminium dissous de se lier aux branchies par la compétition de H⁺ avec Al³⁺ à faible pH, (2) à la faible affinité de l'anion Al(OH)³⁻ pour les branchies des poissons qui sont chargés négativement à pH élevés, et, finalement (3) à la polymérisation et la précipitation de l'aluminium sur les branchies à pH intermédiaires, particulièrement dans le micro-environnement des branchies.

Du point de vue de la restauration du lac, les traitements étudiés ne semblent pas avoir d'effets sur la survie des larves de têtes-de-boule ni sur celle des alevins de truites arc-en-ciel. D'autres essais seront nécessaires pour évaluer les effets des traitements sur des paramètres d'effets plus sensibles, tels que la croissance, dans des conditions plus représentatives des conditions du lac.

5. CHAPITRE V : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'eutrophisation affecte de plus en plus de plans d'eau partout à travers le monde et contribue de manière importante à leur détérioration, particulièrement dans les régions à forte activité anthropique. Plusieurs techniques d'intervention sont utilisées ou étudiées afin d'empêcher ou de réduire les effets de la pollution des plans d'eau associée aux matières fertilisantes (azote et surtout phosphore). La flocculation/précipitation du phosphore à l'alun et le recouvrement actif avec de la roche calcaire puis avec du sable est une technique de restauration proposée pour contrer le problème spécifique du lac Saint-Augustin. Elle permettrait de réduire la concentration de phosphore dans la colonne d'eau en le précipitant à la surface des sédiments puis d'isoler ce phosphore de même que celui des sédiments sous la couche de recouvrement de roche calcaire et de sable.

La présente étude visait le développement et l'application d'une démarche expérimentale en laboratoire permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques pour les organismes aquatiques associés à l'utilisation de cette technique de restauration de lac en milieu naturel. À cette fin, des objectifs spécifiques ont été établis. Pour atteindre ces objectifs et valider les hypothèses de recherche établies, la présente étude a approfondi les points suivants :

- la caractérisation de l'eau, de l'eau interstitielle des sédiments et des sédiments du lac saint-Augustin;
- la caractérisation des formes de phosphore dans l'eau artificielle;
- la mise au point des milieux artificiels en évaluant l'influence a) de la substitution de sable (gravier coloré vs sable de Loire) b) des sédiments et c) des organismes benthiques (*C. riparius*) sur la colonne d'eau en cours d'essai;
- la vérification de l'ajustement des milieux artificiels sur les organismes d'essai au moyen des bioessais monospécifiques et multispécifiques;

- l'évaluation de l'écotoxicité de l'alun (impact sur la survie, la croissance et la reproduction d'espèces pélagiques et benthiques à des pH compris entre 6,0 et 8,0) en exposant des organismes au traitement d'alun seul, au traitement de recouvrement avec de la roche calcaire et du sable ou encore au traitement combiné d'alun au recouvrement de roche calcaire et de sable, en conditions artificielles et naturelles (avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin), au moyen de bioessais monospécifiques et multispécifiques;
- l'évaluation de la compatibilité écologique des méthodes d'intervention ci-mentionnées avec la survie et le développement d'une vie aquatique représentative de celle rencontrée dans le lac, soit la capacité des organismes dulcicoles à recoloniser un milieu traité au moyen de ces méthodes.

Les résultats obtenus au moyen des méthodes analytiques et expérimentales mises en œuvre ont été analysés afin de mettre en relation les paramètres évalués. Les conclusions qui ressortent de cette étude sont présentées ci-dessous.

Efficacité des traitements en termes de déphosphatation

Compte tenu des objectifs de restauration du lac Saint-Augustin à savoir la diminution de la concentration de phosphore et l'amélioration de la qualité globale de l'écosystème, les résultats obtenus en laboratoire au cours des présents travaux ont permis de démontrer une réduction importante de l'état eutrophe des eaux suite à l'application des traitements mais aucun traitement n'a permis d'atteindre le critère de qualité du MDDEP de 20 µg/L de P_{tot} dans la colonne d'eau. De plus, le traitement d'alun seul s'est avéré peu durable car les concentrations de phosphore dans l'eau ont doublé 28 jours après la fin de l'application du traitement à 20 mg/L. Le traitement avec alun, roche calcaire et sable (à 20 mg/L d'alun) est celui pour lequel les résultats de déphosphatation ont été les meilleurs. Cependant, les résultats démontrent qu'une mauvaise répartition de l'alun (10 mg/L ou 30 mg/L par endroit) pourrait entraîner des performances de déphosphatation très mauvaises.

À la lumière des résultats obtenus lors des présents travaux, il n'est pas conseillé d'utiliser un traitement d'alun seul dans le lac Saint-Augustin étant donné sa courte durabilité et par conséquent le retour du phosphore vers la colonne d'eau. Le traitement avec l'alun combiné au recouvrement actif semble prometteur car c'est avec ce traitement que les meilleurs taux de déphosphatation ont été obtenus, à court terme, dans les aquariums de 20 litres. Toutefois, le choix entre le traitement de recouvrement de roche calcaire et de sable seulement ou le traitement d'alun combiné au traitement de recouvrement avec roche calcaire et sable demeure discutable car ces deux traitements ont eu la même performance de déphosphatation après 28 jours dans les microcosmes. Les traitements combinés pourraient s'avérer intéressants avec un dosage de 20 mg/L d'alun seulement s'ils augmentent l'effet "actif" de la couche de recouvrement, c'est-à-dire, si la couche de recouvrement combinée au floc d'alun constitue un meilleur filtre que la couche de recouvrement seule contre le phosphore originaire des eaux souterraines.

Risques écotoxicologiques pour les organismes

Des risques potentiels par rapport aux concentrations d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau sont probables en raison des concentrations d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau qui dépassent le critère de protection de la vie aquatique du MDDEP (0,087 mg/L) après l'application des traitements, de 1,8 à 9 fois.

Dans la présente étude, les algues ont été les organismes les plus sensibles aux traitements, sensibilité qui se traduit par une inhibition importante de leur croissance, en présence ou absence de la roche calcaire et du sable. Ces résultats peuvent être dus en partie à la présence d'aluminium résiduel dans la colonne d'eau après l'application d'alun, ainsi qu'à une diminution de biodisponibilité du phosphore suite à l'effet des traitements. Les résultats n'ont pas permis de distinguer les effets de l'aluminium de ceux liés à la baisse de la concentration en phosphore. Dans le deuxième cas, les résultats sont encourageants et indiquent que le traitement d'alun pourrait contribuer à limiter la prolifération algale dans le lac Saint-Augustin. Toutefois, les résultats en microcosmes démontrent que le milieu

demeure eutrophe 28 jours après traitement complet. Des essais complémentaires, *in situ*, sont nécessaires pour évaluer la concentration en aluminium résiduel dans la colonne d'eau, dans des conditions d'application réalistes de la technique de restauration, particulièrement l'application de l'alun.

Les daphnies *D. magna* ont également été sensibles au traitement d'alun, en présence ou absence de la roche calcaire et du sable. Des effets ont été observés lors des bioessais monospécifiques mais pas lors des bioessais multispécifiques. Ces effets sur le zooplancton sont à considérer pour une application future de la technique de restauration. Le zooplancton est un important régulateur des populations de phytoplancton dans les milieux naturels. Un impact négatif sur le zooplancton pourrait avoir un effet important sur leur capacité régulatrice en réduisant la pression de broutage, ce qui favoriserait alors la prolifération des algues. De plus, daphnies et autres espèces constituant le zooplancton sont une source importante de nourriture pour les poissons. Ils sont en effet à la base de nombreuses chaînes trophiques dans les milieux aquatiques. Leur déclin pourrait avoir des conséquences importantes sur les consommateurs secondaires, en particulier les populations de poissons qui seraient privés de cette source de nourriture.

Notons que les résultats des bioessais monospécifiques ont permis d'observer des effets chez les algues et les daphnies qui n'ont pas été observés dans les bioessais en microcosmes. De plus, les autres paramètres d'effets évalués dans cette étude pour *L. minor*, *C. riparius*, *H. azteca*, *P. promelas* et *O. mykiss* n'ont pas été sensibles au traitement d'alun et au traitement complet. Ces résultats indiquent que, dans les microcosmes, en laboratoire, tous les organismes étudiés ont eu la capacité de coloniser les milieux traités : le traitement d'alun seul, le recouvrement de roche calcaire et de sable ou encore le traitement d'alun combiné au traitement de recouvrement avec la roche calcaire et le sable, en particulier dans les milieux avec eau et sédiments du lac Saint-Augustin.

Il est important de mentionner que les essais en laboratoire donnent un aperçu de l'effet potentiel que pourraient avoir les traitements étudiés lorsqu'ils seront appliqués *in situ*, dans le lac Saint-Augustin. Il s'agit toutefois d'un aperçu simplifié, car ils ne peuvent en

aucun cas reproduire la complexité de la physico-chimie réelle du lac. De plus, le fait de travailler avec des sédiments naturels et de l'eau naturelle n'est pas complètement représentatif de ce qui peut se produire en lac, notamment en raison de l'échelle, de la dynamique hydrique du lac et des variations saisonnières. Par ailleurs, le remaniement des sédiments en vue de leur utilisation en laboratoire (manipulations, tamisage, homogénéisation et congélation) est responsable d'une part d'un transfert important des contaminants des sédiments vers la colonne d'eau (notamment du phosphore) et d'autre part d'une importante modification de leurs propriétés d'oxydo-réduction. Ces deux derniers phénomènes n'auront pas lieu lors de l'application des traitements *in situ* car les sédiments ne seront alors pas remaniés.

Contribution des résultats de toxicité et leur impact sur l'avancement des techniques de restauration des lacs eutrophes et sur le développement et l'applicabilité des outils d'évaluation écotoxicologiques

Tel que précisé dans la revue de littérature, les essais avec eau et sédiments naturels se sont avérés les plus représentatifs de ce qu'on peut s'attendre à observer comme effet dans le lac lors des traitements *in situ*. Les avantages et inconvénients anticipés concernant l'utilisation des bioessais monospécifiques et multispécifiques se sont avérés confirmés. Les bioessais monospécifiques ont permis d'observer espèce par espèce, de manière isolée, l'effet des techniques de restauration ainsi que la capacité de chacune de ces espèces de coloniser un milieu traité au moyen de ces techniques. Les bioessais multispécifiques ont pour leur part permis d'observer les effets de ces techniques sur plusieurs espèces de façon simultanée, dans un milieu de plus grande taille et plus complexe, qui permet d'observer partiellement et qualitativement les relations interspécifiques. Ces deux outils se sont avérés fort utiles tous les deux, apportant chacun des informations complémentaires et d'importance dans l'évaluation des techniques de restauration de lacs étudiées.

Les résultats de toxicités obtenus au cours de la présente étude ont un impact très important sur le développement des techniques de restauration des lacs eutrophes car ils fournissent

des données qui étaient absentes de la littérature notamment en ce qui concerne l'impact écotoxicologique du traitement d'alun, du traitement de recouvrement actif avec la roche calcaire et le sable ou encore les traitements combinés d'alun et de recouvrement actif avec la roche calcaire et le sable en conditions de laboratoire, donc en conditions contrôlées. Cette approche a permis d'isoler le paramètre étudié, soit les différents traitements à différents dosages (10, 20 et 30 mg/L), les autres paramètres étant contrôlés (T°C, pH, conductivité, circulation d'eau, etc.). Les résultats obtenus sont aussi importants en ce sens qu'ils sont novateurs puisqu'ils fournissent pour la première fois des résultats sur l'impact de ces techniques sur un nombre important d'organismes représentant différents maillons de la chaîne trophique, et cela dans des conditions d'essai comparables et à pH relativement neutre. Ces travaux viennent compléter les études réalisées *in situ* et pourraient être utilisés pour comprendre les problématiques rencontrées lors de ces études.

Les présents travaux constituent de plus un apport important pour le développement des bioessais monospécifiques et multifécifiques dans la mesure où ils sont une démonstration de leur applicabilité comme outils d'évaluation écotoxicologiques pour des techniques de restauration de lac eutrophes, élargissant ainsi leur domaine d'application à un nouveau champ.

Écocompatibilité de la technique de restauration ?

Afin de pouvoir déterminer si les techniques de restauration étudiées (alun seul ou traitement complet) sont écocompatibles ou non avec l'écosystème spécifique du lac Saint-Augustin, il est nécessaire d'obtenir des résultats supplémentaires (*in situ*) de même que des informations sur l'impact des traitements à plus long terme (durabilité des traitements).

Il serait par ailleurs souhaitable d'actualiser l'inventaire de la faune et de la flore du lac Saint-Augustin et d'identifier les espèces à risque de même que l'impact potentiel des traitements envisagés sur la chaîne trophique réelle du lac. Par exemple, évaluer l'impact à

long terme des traitements sur le zooplancton ainsi que sur l'ensemble de la chaîne trophique : algues, cyanobactéries, consommateurs secondaires tels que les poissons, etc.

Il serait important d'effectuer des essais pilotes en terrain à différentes échelles et suivre la recolonisation des milieux traités par les organismes benthiques, épibenthiques et pélagiques afin valider les résultats obtenus en laboratoires. Pour bien évaluer les chances de succès d'un traitement *in situ* à grande échelle et à long terme, il sera alors nécessaire de porter une attention particulière à la diversité algale de même qu'au zooplancton. De plus, les concentrations de phosphore et celles de l'aluminium résiduel devront être suivies de près, car elles sont déterminantes pour la santé de l'écosystème du lac.

Finalement, il faudrait prévoir un scénario de restauration adapté aux différentes zones du lac, avec une approche spécifique pour chacune d'elle en fonction de leurs caractéristiques propres, p. ex. : zones près des berges, zones profondes, zones à circulation plus intense, zone densément végétalisée, etc. Ce scénario permettrait notamment de prendre en considération le brassage annuel des sédiments superficiels du littoral et leur déstratification et éviter que le floc d'alun, la roche calcaire, le sable et les sédiments ne soient brassés sur une base annuelle.

Bibliographie

- ALKHATEEB, A. N., ASKER, K. A., HUSSEIN, F. H. & ISMAIL, J. K. 2005. Phytoremediation of industrial wastewater. *Asian Journal of Chemistry*, 17, 1818-1822.
- ALLIER, D. 2004. Essais de coagulation / floculation sur la baie missisquoi et le lac Saint-Augustin. Rapport technique. Québec: Département de Génie Civil, Université Laval
- ALLIN, C. J. & WILSON, R. W. 1999. Behavioural and metabolic effects of chronic exposure to sublethal aluminum in acidic soft water in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 670-678.
- ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. 2004. Toxic effects of unionized ammonia on survival and feeding activity of the freshwater amphipod *Eulimnogammarus toletanus* (Gammaridae, Crustacea). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 72, 1052-1058.
- ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. 2006. Toxicity of nitrite to three species of freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology*, 21.
- ALONSO, A., CAMARGO, J. A. 2006. Toxicity of nitrite to three species of freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology*, 21, 90-94.
- ALVARADO, S., GUÉDEZ, M., LUÉ-MERÚ, M. P., NELSON, G., ALVARO, A., JESÚS, A. C. & GYULA, Z. 2008. Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technology*, 99, 8436-8440.
- ANAWAR, H. M., GARCIA-SANCHEZ, A., TARI KUL ALAM, M. & MAJIBUR RAHMAN, M. 2008. Phytofiltration of water polluted with arsenic and heavy metals. *International Journal of Environment and Pollution*, 33, 292-312.
- ANDERSON, J. M. 1974. Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 74.
- ANDERSON, J. M. 1975. Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. *Archives of Hydrobiologia*, 76, 411-419.
- ANKLEY, G. T., BENOIT, D. A., HOKE, R. A., LEONARD, E. N., WEST, C. W., PHIPPS, G. L., MATTSON, V. R. & ANDERSON, L. A. 1993. Development and evaluation of test methods for benthic invertebrates and sediments: Effects of flow rate and feeding on water quality and exposure conditions. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 25, 12-19.
- ANKLEY, G. T., KATKO, A. & ARTHUR, J. W. 1990. Identification of ammonia as an important sediment-associated toxicant in the lower Fox River and Green Bay, Wisconsin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, 313-322.

- ANKLEY, G. T. & SCHUBAUER-BERIGAN, M. K. 1995. Background and overview of current sediment toxicity identification evaluation procedures. *Journal of ecosystem stress and recovery*, 4, 133-149.
- ANKLEY, G. T., SCHUBAUER-BERIGAN, M. K. & MONSON, P. D. 1995. Influence of pH and hardness on toxicity of ammonia to the amphipod *Hyaella azteca*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 2078-2083.
- APEL, K. & HIRT, H. 2004. Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction. *Annual Review of Plant Biology*, 55, 373-399.
- APPENROTH, K. J., KRECH, K., KERESZTES, A., FISCHER, W. & KOLOCZEK, H. 2010. Effects of nickel on the chloroplasts of the duckweeds *Spirodela polyrrhiza* and *Lemna minor* and their possible use in biomonitoring and phytoremediation. *Chemosphere*, 78, 216-223.
- ARTETXE, U., GARCÍA-PLAZAOLA, J. I., HERNÁNDEZ, A. & BECERRIL, J. M. 2002. Low light grown duckweed plants are more protected against the toxicity induced by Zn and Cd. *Plant Physiology and Biochemistry*, 40, 859-863.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION 2003. Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Hyaella azteca*. XP T 90-338-1. Paris, France.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION 2004. Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Chironomus riparius*. Méthode d'analyse XP T90-339-1. Paris, France.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION 2006. Détermination de l'effet toxique des constituants de l'eau et des eaux résiduaires vis-à-vis des lentilles d'eau (*Lemna minor*) - Essai d'inhibition de la croissance des lentilles d'eau. Méthode d'analyse T90-308. Paris, France.
- ASTM STANDARDS D3731 1987 (2004). Standard practices for measurement of chlorophyll content of algae in surface waters. West Conshohocken, PA: ASTM International.
- ASTM STANDARDS E1193 1997 (2004). Standard guide for conducting daphnia magna life-cycle toxicity tests. West Conshohocken, PA: ASTM International.
- AXTELL, N. R., STERNBERG, S. P. K. & CLAUSSEN, K. 2003. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, 89, 41-48.
- BARCELO, J., POSCHENRIEDER, C., VAZQUEZ, M. D. & GUNSE, B. 1996. Aluminium phytotoxicity. A challenge for plant scientists. *Fertilizer Research*, 43, 217-223.
- BARICA, J. 1978. Collapses of *Aphanizomenon flos-aquae* Blooms Resulting in Massive Fish Kills in Eutrophic lakes: Effects of weather. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 20, 208-213.
- BENGTSSON, B. E. 1978. Use of a harpacticoid copepod in toxicity tests. *Marine Pollution Bulletin*, 9, 238-241.

- BERG, U., NEUMANN, T., DONNERT, D., NÜESCH, R. & STÜBEN, D. 2004. Sediment capping in eutrophic lakes - efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus. *Appl Geochem* 19, 1759-1771.
- BERGERON, M., CORBEIL, C. & ARSENAULT, A. 2002. Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Rapport technique. In: ENVIRONNEMENT, E. (ed.). Québec.
- BESSER, J. M., INGERSOLL, C. G., LEONARD, E. N. & MOUNT, D. R. 1998. Effect of zeolite on toxicity of ammonia in freshwater sediments: Implications for toxicity identification evaluation procedures. *Environmental toxicology and chemistry*, 17, 2310-2317.
- BIESINGER, K. E. & CHRISTENSEN, G. M. 1972. Effects of various metals on the survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29, 1691-1700.
- BONNET, C. 2000. *Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité des sédiments dulçaquicoles contaminés*. PhD, Université de Metz.
- BORGMANN, U. 1994. Chronic toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella azteca*; Importance of ammonium ion and water hardness. *Environmental Pollution*, 86, 329-335.
- BORGMANN, U. 1996. Systematic analysis of aqueous ion requirements of *Hyalella azteca*: A standard artificial medium including the essential bromide ion. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 30, 356-363.
- BORGMANN, U. & BORGMANN, A. I. 1997. Control of ammonia toxicity to *Hyalella azteca* by sodium, potassium and pH. *Environmental Pollution*, 95, 325-331.
- BORGMANN, U., COUILLARD, Y., DOYLE, P. & DIXON, D. G. 2005. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environmental toxicology and chemistry*, 24, 641-652.
- BOUCHARD-VALENTINE, M. 2004. *Floraison de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification*. Université Laval, .
- BOUCHARD-VALENTINE, M., VINCENT, W. F. & ARSENAULT, S. 2002. Écologie des cyanobactéries. Document préparé pour le conseil du bassin versant du Lac Saint-Augustin, EXXEP Environnement. Québec.
- BOUDREAU, L., GUAY, I. & WILSON, L. Year. L'approche du MDDEP concernant l'utilisation des technologies de restauration de lacs. In: L'ENVIRONNEMENT, D. D. S. D. L. É. D., ed. Forum sur les lacs, 2008 hôtel Mont-Gabriel. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- BOVET, L., KAMMER, P. M., SUTER, M. & BRUNOLD, C. 2000. Effect of mannitol and cold treatments on phosphate uptake and protein phosphorylation in *Lemna minor* (L.) plants. *Journal of Plant Physiology*, 157, 375-382.
- BOYD, C. E. 1979. Aluminum sulfate (alum) for precipitating clay turbidity from fish ponds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 108, 307-313.

- BRENDELBERGER, H. 1985. Filter mesh-size and retention efficiency of small particles: comparative studies with Cladocera. *Archiv fuf hydrobiologie, Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 21, 135-146.
- BREZONIK, P. L., KING, S. O. & MACH, C. E. 1991. The Influence of water chemistry on trace metal bioavailability and toxicity to aquatic organisms. In: NEWMAN, M. C., MCINTOSH, A. W. (ed.) *Metal ecotoxicology concepts and applications*. Michigan: Lewis Publishers.
- BRIN, M.-E. 2007. *Étude de la biodisponibilité des contaminants (éléments traces métalliques et phosphore) contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin (Québec)*. Mémoire de maîtrise de recherche, Université Laval.
- BRIN, M.-E. & DOMINGUEZ, G. 2002. Projet d'assainissement du lac St-Augustin - Volet sédiment contaminés. Québec: Université Laval, Département Génie Civil.
- BUCKLER, D. R., CLEVELAND, L., LITTLE, E. E. & BRUMBAUGH, W. G. 1995. Survival, sublethal responses, and tissues residues of Atlantic salmon exposed to acidic pH and aluminum. *Aquatic Toxicology*, 31, 203-216.
- BURROWS, W. D. 1977. Aquatic aluminum: Chemistry, toxicology, and environmental prevalence. *CRC Critical Review in Environmental Control* 7, 167-216.
- BURTON, G. A. 1991. Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10, 1585-1627.
- BURTON, G. A., STEMMER, B. L., WINKS, K. L., ROSS, P. E. & BURNETT, L. C. 1989a. A multitrophic level evaluation of sediment toxicity in Waukegan and Indiana Harbors. *Environmental toxicology and chemistry*, 8, 1057-1066.
- BURTON, G. A. J., STEMMER, B. L. & L., W. K. 1989b. A multitrophic level evaluation of sediment toxicity in Waurekan and Indiana Harbors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 1057-1066.
- BURTON, T. M. & ALLAN, J. W. 1986. Influence of pH, aluminum, and organic matter on stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 43, 1285-1289.
- CAIRNS, J. J. & CHERRY, D. S. (eds.) 1993. *Freshwater multi-species test systems*. In *Handbook of Ecotoxicology*, Oxford, England: Blackwell Scientific Publications.
- CALL, D. J. 1984. (Memorandum to C. Stephan, US EPA, Duluth, MN, November 27.). University of Wisconsin-Superior, Superior, WI.
- CALLOW, P. (ed.) 1993. *General principles and overview*, Oxford, England: Blackwell Scientific Publications.
- CAMARGO, J. A., ALONSO, A. & SALAMANCA, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58, 1255-1267.
- CAMARGO, J. A., ALONSO, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International*, 32, 831-849.
- CAMARGO, J. A., ALONSO, A. L., SAGARIN, R. D. 2007. Inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: causes and consequences. In: J., E. C. (ed.) *Encyclopedia of*

- Earth*. . Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment).
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT 2004. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique: Phosphore: Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce. Dans: Guide canadien pour la qualité de l'environnement. Winnipeg: Canadian council of ministers of the environment,.
- CAQUET, T., LAGADIC, L., MONOD, G., LACAZE, J. C. & COUTÉ, A. 2001. Variability of physicochemical and biological parameters between replicated outdoor freshwater lentic mesocosms. *Ecotoxicology*, 10, 51-66.
- CAUZZI, N. 2002. *Devenir des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans un écosystème aquatique et impact sur les organismes vivants : exemple du pyrène*. Mémoire de DEA Toxicologie de l'Environnement, Université de Metz.
- CAUZZI, N. 2007. *Évaluation de l'éco-compatibilité de sédiments contaminés, traités et non traités par un procédé physico-chimique, dans le cadre d'un scénario de dépôt en gravière - Étude en microcosmes aquatiques*. Ph.D., INSA de Lyon.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSES ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. Inhibition de la reproduction avec *Daphnia Magna*; méthode non publiée. CEAEQ, Division Biologie et Microbiologie.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2003. Détermination des métaux et du phosphore dans les sédiments : méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon après minéralisation acide. MA. 205 - Mét/P 1.0. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2005a. Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance de l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata*. MA. 500 - P.sub 1.0. Québec: Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2005b. Détermination de la toxicité CL50 48 h *Daphnia magna*. MA. 500 - D. mag 1.0. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2006. Détermination des nitrates et des nitrites dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D. MA. 303 – NO3 1.0. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2007. Détermination des métaux à l'état de trace en conditions propres dans l'eau : méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon et détection par spectrométrie de masse. MA. 203 - Met.Tra. 1.0, Rév. 1. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2008a.
Détermination de l'azote ammoniacal : méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium. MA. 300 - N 1.1, Rév. 2. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2008b.
Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total : digestion acide - méthode colorimétrique automatisée. MA. 300 - NTPT 1.1. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2008c.
Détermination du phosphore assimilable : méthode Mehlich. MA. 310 - P. ass. 1.0, Rév. 3. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2008d.
Détermination du phosphore inorganique total : méthode colorimétrique automatisée avec le molybdate d'ammonium. MA. 300 - P. Ino 1.1, Rév. 1 Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2010.
Détermination des orthophosphates dans l'eau : méthode colorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. MA. 303 - P 1.1. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2011.
Détermination de l'alcalinité totale par titrage à l'acide nitrique dans l'eau : méthode par titrateur automatique, MA. 303 - Alc. 1.0. Québec: Ministère du Développement Durable, de l'environnement et des parcs du Québec.
- CLAESSON, A. & TÖRNQVIST, L. 1988. The toxicity of aluminum to two acido-tolerant green algae. *Water Resources*, 22, 977-983.
- CLÉMENT, B. & CADIER, C. 1998. Development of a new laboratory freshwater/sediment microcosm test. *Ecotoxicology*, 7, 279-290.
- CLÉMENT, B., DEVAUX, A., PERRODIN, Y., DANJEAN, M. & GHIDINI-FATUS, M. 2004. Assesment of sediments ecotoxicity and genotoxicity in freshwater laboratory microcosms. *Ecotoxicology*, 13.
- CLÉMENT, B., TRIFFAULT-BOUCHET, G., LOTTMANN, A. & CARBONEL, J. 2005. Are percolates released from solid waste incineration bottom ashes safe for lentic ecosystems? A laboratory ecotoxicological approach based on 100 litre indoor microcosms. *Aquatic ecosystem health and management*, 8, 427-439.
- CLÉMENT, B. & ZAID, S. 2004. A new protocol to measure the effects of toxicants on daphnid-algae interactions. *Chemosphere*, 55, 1429-1438.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT 2000. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique: Ammoniaque. *Guide canadien pour la qualité de l'environnement*, 2000. Winnipeg: Conseil canadien des ministres de l'environnement.

- COOKE, G. D. & KENNEDY, R. H. 1981. Precipitation and inactivation of phosphorus as a lake restoration technique. *In: ENVIRONMENTAL RESEARCH LABORATORY, O. O. R. A. D., ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, EPA (ed.). Corvallis, Or 97330: EPA.*
- COOKE, G. D., WELCH, E. B., MARTIN, A. B., FULMER, D. G., HYDE, J. B. & SCHRIEVE, G. D. 1993. Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. *Hydrobiologia*, 253, 323-335.
- COOKE, G. D., WELCH, E. B., PETERSON, S. A. & NICHOLS, S. A. (eds.) 2005. *Basic limnology in restoration and management of lakes and reservoirs*: Boca Raton.
- CORBEIL, C., JUNEAU, N., BRIN, M.-E., DOMINGUEZ, G., GALVEZ-CLOUTIER, R. & ARSENAULT, S. 2002. Portait de la contamination des sédiments au lac Saint-Augustin. *Rapport technique Exxep Environnement-Université Laval.*
- CROSSLAND, N. O. & LA POINT, T. W. 1992. The design of mesocosm experiment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11.
- DAZY, M., MASFARAUD, J. F. & FÉRARD, J. F. 2009. Induction of oxidative stress markers associated with heavy metal stress in *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Chemosphere*, 75, 297-302.
- DE FIGUEIREDO, D. R., ANTUNES, S. C., PEREIRA, M. J. & GONÇALVES, F. 2004. Chronic effects of *Aphanizomenon flos-aquae* on the survival and reproduction of daphnids. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13, 665-670.
- DE GENTILE, L., PICOT, H., BOURDEAU, P., BARDET, R., KERJAN, A., PIRIOU, M., LE GUENNIC, A., BAYSSADE-DUFFOUR, C., CHABASSE, D. & MOTT, K. E. 1996. La dermatite cercarienne en Europe : un problème nouveau? *Bulletin of the World Health Organisation*, 74, 159-163.
- DELHAIZE, E. & RYAN, P. R. 1995. Aluminum Toxicity and Tolerance in Plants. *Plant Physiology*, 107, 315-321.
- DEMOTT, W. R. 1999. Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and a green alga. *Freshwater Biology*, 42, 263-274.
- DI TORO, D. M., ZARBA, C. S., HANSEN, D. J., BERRY, W. J., SWARTZ, R. C., COWAN, C. E., PAVLOU, S. P., ALLEN, H. E., THOMAS, N. A. & PAQUIN, P. R. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10, 1541-1583.
- DIRILGEN, N. 2001. Accumulation of Heavy Metals in Freshwater Organisms: Assessment of Toxic Interactions. *Turkish journal of chemistry*, 25, 173-179.
- DIRILGEN, N. & INCE, N. 1995. Inhibition effect of the anionic surfactant SDS on duckweed, *Lemna minor* with considerations of growth and accumulation. *Chemosphere*, 31, 4185-4196.
- DIRILGEN, N. & INEL, Y. 1994a. Cobalt-copper and cobalt-zinc effects on duckweed growth and metal accumulation. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Environmental Science and Engineering*, 29, 63-81.

- DIRILGEN, N. & INEL, Y. 1994b. Effects of zinc and copper on growth and metal accumulation in duckweed, *Lemna minor*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53, 442-449.
- DIXIT, S. S., CUMMING, B. F., KINGSTON, J. C., SMOL, J. P., BIRKS, H. J. B., UUTALA, A. J., CHARLES, D. F. & CAMBURNM, K. E. 1993. Diatom assemblages from Adirondak Lakes (New York, U.S.A.) and the development of predictive models for retrospective environmental assessment. *Journal of paleolimnology*, 8, 27-47.
- DOMINGUEZ, G. D. 2005. *Utilisation d'une couche de recouvrement pour l'isolement des sédiments du lac Saint-Augustin*. M.Sc. Mémoire Université Laval.
- DORFMAN, D. 1977. Tolerance of *Fundulus heteroclitus* to different metals in salt waters. *Bulletin of the New Jersey Academy of Sciences*, 22, 21-23.
- DOSNON-OLETTE, R., COUDERCHET, M. & EULLAFFROY, P. 2009. Phytoremediation of fungicides by aquatic macrophytes: Toxicity and removal rate. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72, 2096-2101.
- DRISCOLL, C. T. & POSTEK, K. M. 1996. The chemistry of aluminum in surface waters. In: SPOSITO, G. (ed.) *The environmental chemistry of aluminum*. Boca Raton, Florida.
- DUCROT, V., PÉRY, A. R. R., MONS, R. & GARRIC, J. 2004. Energy-based modeling as a basis for the analysis of reproductive data with the midge (*Chironomus riparius*). *Environmental toxicology and chemistry*, 23, 225-231.
- DUSSAULT, È. B., PLAYLE, R. C., DIXON, D. G. & MCKINLEY, R. S. 2001. Effects of sublethal, acidic aluminum exposure on blood ions and metabolites, cardiac output, heart rate, and stroke volume of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 25, 347-357.
- DUSSAULT, È. B., PLAYLE, R. C., DIXON, D. G. & MCKINLEY, R. S. 2004. Effects of chronic aluminum exposure on swimming and cardiac performance in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 30, 137-148.
- EATON, D., CLESCERI, L. S., RICE, E. W. & GREENBERG, A., E. (eds.) 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- EGEMOSE, S., WAUER, G. & KLEEGERG, A. 2009a. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments - Effects of ageing and pH. *Hydrobiologia* 636, 203-217.
- EGEMOSE, S., WAUER, G. & KLEEGERG, A. 2009b. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. *Hydrobiologia*, 636, 203-217.
- ELENDT, B. P. & BIAS, W. R. 1990. Trace nutrient deficiency in *Daphnia magna* cultured in standard medium for toxicity testing. Effects of the optimization of culture conditions on life history parameters of *D. magna*. *Water research*, 24, 1157-1167.

- ENVIRONNEMENT CANADA 1997a. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments. SPE 1/RM/33. Ottawa: Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologies environnementales.
- ENVIRONNEMENT CANADA 1997b. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de la larve larve dulcicole de chironome (*Chironomus tentans* ou *Chironomus triparius*). SPE 1/RM/32. Ottawa: Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologies environnementales.
- ENVIRONNEMENT CANADA 1997c. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments. SPE 1/RM/33. Ottawa, Ontario, Canada.
- ENVIRONNEMENT CANADA 1999. Méthode d'essai biologique : essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole, *Lemna minor*. SPE 1/RM/37. Ottawa: Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologies environnementales.
- ENVIRONNEMENT CANADA 2007a. Méthode d'essai biologique: essai de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel. SPE 1/RM/9. Ottawa: Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologies environnementales.
- ENVIRONNEMENT CANADA 2007b. Méthodes d'essai biologique: essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole *Lemna minor*. SPE 1/RM/37. Ottawa: Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes.
- ENVIRONNEMENT CANADA 2008. Méthode d'essai biologique: essai de croissance et de survie sur les larves de tête-de-boule. SPE 1/RM/22. Ottawa: Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologies environnementales.
- ENVIRONNEMENT CANADA & 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 cadre d'application : prévention, dragage et restauration.
- ENVIRONNEMENT CANADA & SANTÉ CANADA 1999. Sels de voirie - Liste des substances d'intérêt prioritaire. En40-215/63F. Ottawa, Ontario: Environnement Canada.
- ENVIRONNEMENT CANADA & SANTÉ CANADA 2000. Chlorure d'aluminium, nitrate d'aluminium et sulfate d'aluminium - Liste des substances d'intérêt prioritaire. Ottawa, Ontario: Environnement Canada.
- ERICKSON, R. J. 1985. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Research*, 19, 1047-1058.

- EXLEY, C. 2000. Avoidance of aluminum by rainbow trout. *Environmental toxicology and chemistry*, 19, 933-939.
- EXLEY, C. 2003. The pro-oxidant activity of aluminum. *Free Radical Biology and Medicine*, 36.
- EXLEY, C., CHAPPELL, J. S. & BIRCHALL, J. D. 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *Journal of Theoretical Biology* 151.
- EXXEP 2003. Plan directeur 2003-2005 du lac Saint-Augustin. Document préparé par le conseil de bassin du lac Saint-Augustin par EXXEP Environnement.
- FABRIK, I., RUFEROVA, Z., HILSCHEROVA, K., ADAM, V., TRNKOVA, L. & KIZEK, R. 2008. A determination of metallothionein in larvae of freshwater midges (*Chironomus riparius*) using Brdicka reaction. *Sensors*, 8, 4081-4094.
- FARAG, A. M., WOODWARD, D. F., LITTLE, E. E., STEADMAN, B. & VERTUCCI, F. A. 1993. The effects of low pH and elevated aluminum on yellowstone cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki bouvieri*). *Environmental toxicology and chemistry*, 12, 719-731.
- FENT, K. 2003. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. *Toxicology Letters*, 140-141, 353-365.
- FERRÃO-FILHO, A. D. S., SOARES, M. C. S., DE FREITAS MAGALHÃES, V. & AZEVEDO, S. M. F. O. 2009. Biomonitoring of cyanotoxins in two tropical reservoirs by cladoceran toxicity bioassays. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72, 479-489.
- FOLSOM, B. R., POPESCUE, N. A., AND WOOD, J. M. 1986. Comparative study of aluminum and copper transport and toxicity in an acid-tolerant freshwater green alga. *Environmental Science and Technology*, 20,, 616-620.
- FORBES, V. E. & FORBES, T. L. (eds.) 1997. *Ecotoxicologie - Théorie et applications*, Paris, France.
- FRANCE, R. L. & STOKES, P. M. 1987. Life stage and population variation in resistance and tolerance of *Hyalella azteca* (Amphipoda) to low pH. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44, 1102-1111.
- FREEMAN, R. A. & EVERHART, W. H. 1971. Toxicity of Aluminum Hydroxide Complexes in Neutral and Basic Media to Rainbow Trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100, 644-658.
- GALLON, C., MUNGER, C., PREMONT, S., GOULET, R. R. & CAMPBELL, P. G. C. 2004. Hydroponic study of aluminum accumulation by aquatic plants: effects of fluoride and pH. *Water Air Soil Pollution*, 153, 135-155.
- GALVEZ-CLOUTHIER, R., LEROUEIL, S. & LOCAT, J. 2005. Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc, Projet présenté au Ministère des transport. In: CIVIL, G. (ed.). Université Laval, Faculté des sciences et de Génie.
- GALVEZ-CLOUTIER, R., L., S. TRENTIN & Y. DOMINGUEZ, G. 2004. Étude d'une solution de confinement de polluants dans les sédiments du lac St Augustin. *57th Congrès canadien de géotechnique, GéoQuébec 2004*. Québec, Canada.

- GALVEZ-CLOUTIER, R., BRIN, M.-E., DOMINGUEZ, G., LEROUEIL, S. & ARSENAULT, S. 2003. Quality evaluation of eutrophic sediments at St. Augustin Lake, Quebec, Canada. *In*: LOCAT, J., GALVEZ-CLOUTIER, R., CHANEY, R. C. AND DEMARS K. R. (ed.) *Contaminated sediments : Characterisation, Evaluation, Mitigation/Restauration and Management Strategy Performance*. West Conshohocken , PA.
- GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S., MARTEL, L. & LOCAT, J. 2005. Watershed integrated approach for the study and remediation of eutrophic sediments. *Vecteur Environnement*.
- GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S. & PEREZ-ARZOLA, J.-C. 2006a. Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport Technique Final 03605'3_06 présenté au Ministère des Transport du Québec.
- GALVEZ-CLOUTIER, R., LEROUEIL, S. & PEREZ-ARZOLA, J.-C. 2006b. Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Rapport Technique Final 03605'3_06 présenté au Ministère des Transport du Québec.
- GALVEZ-CLOUTIER, R. & SANCHEZ, M. 2007. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. *Water Quality Research Journal of Canada*, 42, 252-268.
- GARDNER, W. S. & EADIE, B. J. 1980. Chemical factors controlling phosphorus cycling in lakes. *In*: Nutrient Cycling in the Great Lakes: A Summarization of Factors Regulating the Cycling of Phosphorus. *In*: MOLL, D. S. A. R. (ed.). Great Lakes Research Division, Ann Arbor: The University of Michigan.
- GENSEMER, R. W. 1990. Role of aluminum and growth rate on changes in cell size and silica content of silica-limited populations of *Asterionella ralfsii* var. *americana* (Bacillariophyceae). *Journal of phycology*, 26.
- GENSEMER, R. W. & PLAYLE, C. R. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Sciences and Technology*, 24, 315-450.
- GENSEMER, R. W., SMITH, R. E. H. & DUTHIE, H. C. 1993. Comparative effects of pH and aluminum on silica-limited growth and nutrient uptake in *Asterionella ralfsii* var. *americana* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 29, 36-44.
- GENTER, R. B. & AMYOT, D. J. 1994. Freshwater benthic algal population and community changes due to acidity and aluminum-acid mixtures in artificial streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13, 369-380.
- GEORGE, D. B., BERK, S. G., ADAMS, V. D., TING, R. S., ROBERTS, R. O., PARKS, L. H., AND LOTT, R. C. 1995. Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. *Archivews of Environment Contamination and Toxicology* 29, 149-158.

- GHADOUANI, A., PINEL-ALLOUL, B. & PREPAS, E. E. 2003. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology*, 48, 363-381.
- GIESY, J. P. & P., O. E. (eds.) 1980. *Microcosmology : Introduction comments. In : Microcosm in ecological research*, Springfield, IL, USA: U.S. Department of Energy, Technical Information Center.
- GIESY, J. P., ROSIU, C. J. & L., G. R. 1990. Benthic invertebrates bioassays with toxic sediment and pore water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, 233-248.
- GILLIS, P. L., CHOW-FRASER, P., RAINVILLE, J. F., ROSS, P. E. & WOOD, C. M. 2005. Daphnia need to be gut-cleared too: the effect of exposure to an ingestion of metal-contaminated sediment on the gut-clearance patterns of *D. magna*. *Aquatic Toxicology*, 71, 143-154.
- GILLIS, P. L., DIENER, L. C., REYNOLDS, T. B. & DIXON, D. G. 2002. Cadmium-induced production of a metallothioneinlike protein in *Tubifex tubifex* (oligochaeta) and *Chironomus riparius* (diptera): Correlation with reproduction and growth. *Environmental toxicology and chemistry*, 21, 1836-1844.
- GILLIS, P. L. & WOOD, C. M. 2008a. The effect of extreme waterborne cadmium exposure on the internal concentrations of cadmium, calcium, and sodium in *Chironomus riparius* larvae. *Ecotoxicology and environmental safety*, 71, 56-64.
- GILLIS, P. L. & WOOD, C. M. 2008b. Investigating a potential mechanism of Cd resistance in *Chironomus riparius* larvae using kinetic analysis of calcium and cadmium uptake. *Aquatic Toxicology*, 89, 180-187.
- GIMMLER, H., TREFFNY, B., KOWALSKI, M. & ZIMMERMANN, U. 1991. The resistance of *Dunaliella acidophila* against heavy metals: the importance of the zeta potential. *Journal of Plant Physiology*, 138, 708-716.
- GÖRAN, D. 1985. The influence of pH on the toxicity of aluminum, cadmium, and iron to eggs and larvae of the zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 10, 253-267.
- GOSTOMSKI, F. 1990. The toxicity of aluminium to aquatic species in the U.S. *Environmental Geochemistry Health*, 12, 51-54.
- GOTOMSKI, F. 1990. The toxicity of aluminium to aquatic species in the U.S. . *Environmental Geochemistry Health* 12, 51-54.
- GOULET, R. R., LALONDE, J. D., MUNGER, C., DUPUIS, S., DUMONT-FRENETTE, G., PRÉMONT, S. & CAMPBELL, P. G. C. 2005. Phytoremediation of effluents from aluminum smelters: A study of Al retention in mesocosms containing aquatic plants. *Water research*, 39, 2291-2300.
- GREGER, M., TILLBERG, J.-E. & JOHANSSON, M. 1992. Aluminium effects on *Scenedesmus obtusiusculus* with different phosphorus status. II. Growth, photosynthesis, and pH. *Physiologia Plantarum*, 84, 202-208.
- GUILHERMINO, L., SOBRAL, O., CHASTINET, C., RIBEIRO, R., GONÇALVES, F., SILVA, M. C. & SOARES, A. M. V. M. 1999. A *Daphnia magna* first-brood

- chronic test: An alternative to the conventional 21-day chronic bioassay? *Ecotoxicology and environmental safety*, 42, 67-74.
- GUNDERSEN, D. T., BUSTAMAN, S., SEIM, W. K. & R., C. L. 1994. pH, hardness, and humic acid influence aluminum toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in weakly alkaline waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 51, 1345-1355.
- GUSTAFSSON, S. & HANSSON, L. A. 2004. Development of tolerance against toxic cyanobacteria in *Daphnia*. *Aquatic Ecology*, 38, 37-44.
- GUSTAFSSON, S., RENGEFORS, K. & HANSSON, L. A. 2005. Increased consumer fitness following transfer of toxin tolerance to offspring via maternal effects. *Ecology*, 86, 2561-2567.
- HARVEY, M., GAUTHIER, D. & MUNRO, J. 1998. Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the anse à Beaufile, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (1), 41-55.
- HAUG, A. & FOY, C. E. 1984. Molecular aspects of aluminum toxicity. In: CRC (ed.) *Critical Reviews in Plant Science*.
- HAVAS, M. 1985. Aluminum bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1741-1748.
- HAVAS, M. 1986. Effects of aluminum on aquatic biota. *Aluminum in the Canadian Environment*. Ottawa, Ontario: National Research Council of Canada.
- HAVAS, M. & JAWORSKI, J. F. (eds.) 1986. *Aluminum in the Canadian environment*, Ottawa, Ontario: National Research Council of Canada Environnement.
- HAVAS, M. & LIKENS, G. E. 1985a. Changes in Na²⁺ influx and outflux in *Daphnia magna* (Straus) as a function of elevated Al concentrations in soft water at low pH. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 82, 7345-7349.
- HAVAS, M. & LIKENS, G. E. 1985b. Toxicity of aluminum and hydrogen ions to *Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*, *Chaoborus punctipennis* and *Chironomus anthrocinus* from Mirror Lake, New Hampshire. *Canadian Journal of Zoology*, 63, 1114-1119.
- HAVENS, K. E. 1990. Aluminum binding to ion exchange sites in acid-sensitive vs acid-tolerant cladocerans. *Environmental Pollution* 64, 133-141.
- HAVENS, K. E. 2005. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In: HUDNELL, H. K. (ed.) *International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (ISOC-HAB)*. Sheraton Imperial in Research Triangle Park, NC, USA: Springer Science.
- HELLIWELL, S., BATLEY, G. E., FLORENCE, T. M. & LUMSDEN, B. G. 1983. Speciation and toxicity of aluminum in a model freshwater. *Environmental Technology Letter*, 4, 141-144.

- HEMING, T. A. & BLUMHAGEN, K. A. 1988. Plasma acid-base and electrolyte states of rainbow trout exposed to alum (aluminum sulphate) in acidic and alkaline environments. *Aquatic Toxicology*, 12, 125-139.
- HERRMANN, J. 1987. Aluminium impact on freshwater invertebrates at low pH: A review. In: HEIDELBERG, S. B. (ed.) *Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems*. Berlin.
- HICKIE, B. E., HUTCHINSON, N.J., DIXON, D.G., HODSON, P.V. (1993). Toxicity of Trace Metal Mixtures to Alevin Rainbow Trout (*Oncorhynchus Mykiss*) and Larval Fathead Minnow (*Pimephales Promelas*) in Soft, Acidic Water. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 1348-1355.
- HIETALA, J., LAURÉN-MÄÄTTÄ, C. & WALLS, M. 1997. Sensitivity of *Daphnia* to toxic cyanobacteria: Effects of genotype and temperature. *Freshwater Biology*, 37, 299-306.
- HÖRNSTRÖM, E., EKSTRÖM, C. & DURAINI, M. O. 1984. Effects of pH and different levels of aluminum on lake plankton in the Swedish West Coast area. In: NYMAN, L., ERICSSON, B. (ed.) *Institute of Freshwater Drottingholm, Sweden: National Swedish Board of Fisheries*.
- HÖRNSTRÖM, E., HARBOM, A., EDBERG, F. & ANDREN, C. 1995. The influence of pH on aluminium toxicity in the phytoplankton species *Monoraphidium dybowskii* and *M. griffithii*. *Water Air and Soil Pollution*, 85, 817-822.
- HOU, W., CHEN, X., SONG, G., WANG, Q. & MENG, W. 2009. Effects of environmental conditions on the phosphorus distribution of constructed duckweed (*Lemna minor*) microcosm. *International Journal of Environment and Pollution*, 37, 150-165.
- HUNTER, K. C. & KIRSCHNER, L. B. 1986. Sodium absorption coupled to ammonia excretion in osmoconforming marine invertebrates. *American Journal of Physiology*, 251, 957-962.
- HUSAINI, Y. & RAI, L. C. 1992. pH dependent aluminium toxicity to *Nostoc linckia*: studies on phosphate uptake, alkaline and acid phosphatase activity, ATP content, and photosynthesis and carbon fixation. *Journal of Plant Physiology*, 139, 703-707.
- HUTCHINSON, N. J. & SPRAGUE, J. B. 1986. Toxicity of trace metal mixtures to American flagfish (*Jordanella floridae*) in soft, acidic water and implications for cultural acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 43, 647-655.
- INGERSOLL, C. G., ANKLEY, G. T., BENOIT, D. A., BRUNSON, E. L., BURTON, G. A., DWYER, E. J., HOKE, R. A., LANDRUM, P. E., NORBERG-KING, T. J. & WINGER, P. V. 1995. Toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants using freshwater invertebrates: A review of methods and applications. *Environmental toxicology and chemistry*, 14, 1885-1894.
- INGERSOLL, C. G., HAVERLAND, P. S., BRUNSON, E. L., CANFIELD, T. J., DWYER, F. J., HENKE, C. E., KEMBLE, N. E., MOUNT, D. R., FOX, R. G. 1996. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the

- amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. *Journal of Great Lakes Research*, 22, 602-623.
- JACKSON, L. J. 1998. Paradigm of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. *Science of the Total Environment*, 219, 223-231.
- JOCHIMSEN, E. M., CARMICHAEL, W.W., AN, J., CARDO, D.M., COOKSON, S.T., HOLMES, C.E.M., 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, 338, 873-8.
- KEMBLE, N. E., BRUMBAUGH, W. G., BRUNSON, E. L., DWYER, F. J., INGERSOLL, C. G., MONDA, D. P. & WOODWARD, D. F. 1994. Toxicity of metal-contaminated sediments from the upper Clark Fork River, Montana, to aquatic invertebrates and fish in laboratory exposures. *Environmental toxicology and chemistry*, 13, 1985-1997.
- KHANGAROT, B. S. & RAY, P. K. 1989. Investigation of correlation between physicochemical properties of metals and their toxicity to the water flea *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18, 109-120.
- KIMBALL, G. 1978. The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Minneapolis, MN: University of Minnesota, Department of entomology, fisheries and wildlife. Repport No. N:88.
- KNOPS, M., ALTENBURGER, R. & SEGNER, H. 2001. Alterations of physiological energetics, growth and reproduction of *Daphnia magna* under toxicant stress. *Aquatic Toxicology*, 53, 79-90.
- KOSCHEL, R., J. BENNDORF, G. PROFT, F. RECKNAGEL. 1983. Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Archives of Hydrobiologia* 98, 380-408.
- KRISTENSEN, E., T.H. BLACKBURN 1987. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: Influence of bioturbation and anoxia. *Journal of Maritime Ressearch* 45, 231-257.
- KUHN, R., PATTARD, M., PERNAK, K. D. & WINTER, A. 1989. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. *Water research*, 23, 501-510.
- LAGADIC, L. & CAQUET, T. 1996. Marqueurs biologiques de pollution : des outils au service de l'écotoxicologie. *INRA mensuel*, 88, 34-38.
- LAHR, J., MAAS-DIEPEVEEN, J. L., STUIJFZAND, S. C., LEONARDS, P. E. G., DRUKE, J. M., LUCKER, S., ESPELDOORN, A., KERKUM, L. C. M., VAN STEE, L. L. P. & HENDRIKS, A. J. 2003. Responses in sediment bioassays used in the Netherlands: Can observed toxicity be explained by routinely monitored priority pollutants? *Water Research*, 37, 1691-1710.
- LAMB, D. S., BAILEY, G. C. 1981. Acute and chronic effects of alum to midge larva (Diptera : Chironomidae) . . *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 27, 59-6.
- LAMPERT, W. 1987. Feeding and Nutrition in *Daphnia*. *Memorie de ll'Instituto Italiano di Idrobiologia Dott. Marco de Marchi*.

- LARREY, D. 2003. Hépatites bactériennes. *Gastroentérologie clinique et bactérienne*, 27, B27-B31.
- LEE, S. E., YOO, D. H., SON, J. & CHO, K. 2006. Proteomic evaluation of cadmium toxicity on the midge *Chironomus riparius* Meigen larvae. *Proteomics*, 6, 945-957.
- LI, X., ZHANG, F. 1992. Toxic effects of low pH and elevated Al concentration on early life stages of several species of freshwater fishes. *Acta scientiae circumstantiae/Huanjing Kexue Xuebao*, 12, 97-104.
- LÜRLING, M., VAN DER GRINTEN, E. 2003. Life-history characteristics of *Daphnia* exposed to dissolved microcystin-LR and to the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* with and without microcystins. *Environmental toxicology and chemistry*, 22, 1281-1287.
- MACKIE, G. L., KILGOUR, B. W. 1995. Efficacy and role of alum in removal of zebra mussel veliger larvae from raw water supplies. *Water Resources*, 29, 731-744.
- MAGDALENO, A., GOMEZ, C. E., VELEZ, C. G., ACCORINTI, J. 1997. Preliminary toxicity tests using the green alga, *Ankistrodesmus falcatus*. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 12, 11-14.
- MARSH, D. E. 1999. *Photokinetics: a new approach to assessment of biologically significant impacts in aquatic systems*. M.Sc. Thesis, Boston University.
- MAURER, D., KECK, R. T., TINSMAN, J. C. & LEATHEM, W. A. 1980. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material, Part I - Mollusca. *Marine Environmental Research*, 4, 299-319.
- MAURER, D., KECK, R. T., TINSMAN, J. C. & LEATHEM, W. A. 1981. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material, Part II - Crustacea. *Marine Environmental Research*, 5, 299-319.
- MAURER, D., KECK, R. T., TINSMAN, J. C. & LEATHEM, W. A. 1982. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material, Part III - Polychaeta. *Marine Environmental Research*, 6, 299-319.
- MCCAHON, C. P., BROWN, A. F., POULTON, M. J. & PASCOE, D. 1989. Effects of acid, aluminium and lime additions on fish and invertebrates in a chronically acidic Welsh stream. *Water Air Soil Pollution*, 45.
- MCCAULEY, D. J., B., L. T., CALL, D. J., LINDBERG, C. A. . 1986. *Acute and chronic toxicity of aluminum to Ceriodaphnia Dubia at various pH's*. University of Wisconsin-Superior.
- MICHAILOVA, P., ILKOVA, J., WHITE, K. N. 2003. Functional and structural rearrangements of salivary gland polytene chromosomes of *Chironomus riparius* Mg. (Diptera, Chironomidae) in response to freshly neutralized aluminium. *Environmental Pollution*, 123, 193-207.
- MILLER, M. P. & HENDRICKS, A. C. 1996. Zinc resistance in *Chironomus riparius*: Evidence for physiological and genetic components. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 106-116.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS 2009. Critère de qualité de l'eau de surface. Québec: Direction du suivi de

- l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs,.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS. 2010. *Critère de protection pour la vie aquatique pour les nitrites selon la concentration en chlorures* [Online]. MDDEP. Available: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_8.htm [Accessed 30-05-2010 2010].
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS. 2011. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Annexe 2 : Les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines* [Online]. Québec: Gouvernement du Québec. Available: http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_grille_eaux.htm [Accessed 04-05-2011 2011].
- MISHRA, V. K., UPADHYAY, A. R., PATHAK, V. & TRIPATHI, B. D. 2008. Phytoremediation of mercury and arsenic from tropical opencast coalmine effluent through naturally occurring aquatic macrophytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 192, 303-314.
- MONDA, D. P., GALAT, D. L., FINGER, S. E. & KAISER, M. S. 1995. Acute toxicity of ammonia (NH₃-N) in sewage effluent to chironomus riparius: II. Using a generalized linear model. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 385-390.
- MONDA, D. P., GALAT, D. L., FINGER, S. E. 1995. Evaluating ammonia toxicity in sewage effluent to stream macroinvertebrates: I. A multi-level approach. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 378-384.
- MOREL, M. F., HERING, J. G. 1993. *Principles and Applications of Aquatic Chemistry*, Wiley-Interscience; 1 edition
- MORTEAU, B. 2011. *Développement d'un système de traitement d'eaux de ruissellement routier par marais épurateur et lit filtrant*. PhD, University Laval.
- MUNAWAR, M., DERMOTT, R., MCCARTHY, L. H., MUNAWAR, S. F. & VAN STAM, H. A. 1999. A comparative bioassessment of sediment toxicity in lentic and lotic ecosystems of the North American Great Lakes. *Aquatic ecosystem health and management*, 367-378.
- MURRAY, J. W., V. GRUNDMANIS, W.M. SMETHIE, JR. 1978. Interstitial water chemistry in the sediments of Saanich Inlet. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 42.
- NAJI, B., DERRAZ, M., DAUTA, A., BOUMNICH, L. & BOUCHAMA, O. 2005. Chronic toxic effects of *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria* sp., collected from El Kansera, on the survival and reproduction of *Daphnia magna* Strauss. *Effets chroniques de Microcystis aeruginosa et Oscillatoria sp., prélevées de la retenue El Kansera (Maroc), sur la survie et la reproduction de Daphnia magna Strauss*, 152, 65-75.
- NEBEKER, A. V., CAIRNS, M. A., GAKSTATTER, J. H., MALUEG, K. W., SCHUYTEMA, G. S. & KRAWCZYK, D. F. 1984. Biological methods for

- determining toxicity of contaminated freshwater sediments to invertebrates. *Environmental toxicology and chemistry*, 3, 617-630.
- NEVILLE, C. M. 1985. Physiological Response of Juvenile Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*, to Acid and Aluminum — Prediction of Field Responses from Laboratory Data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 2004-2019.
- NICHOLLS, K. H., NAKAMOTO, L., KELLER, W. 1992. Phytoplankton of Sudbury area lakes (Ontario) and relationship with acidification status. *Canadian journal of fishery and aquatic science* 49, 40-51.
- NORDIN, R. N., POMMEN, L.W. 1986. Water Quality Criteria for Nitrogen (nitrate, nitrite and ammonia) - In: RESOURCE QUALITY SECTION, W. M. B., MINISTRY OF ENVIRONMENT AND PARKS, (ed.). Victoria, British Columbia.
- NOWAK, C., VOGT, C., PFENNINGER, M., SCHWENK, K., OEHLMANN, J., STREIT, B. & OETKEN, M. 2009. Rapid genetic erosion in pollutant-exposed experimental chironomid populations. *Environmental Pollution*, 157, 881-886.
- ÖBEK, E. & HASAR, H. 2002. Role of duckweed (*Lemna minor* L.) harvesting in biological phosphate removal from secondary treatment effluents. *Fresenius Environmental Bulletin*, 11, 27-29.
- OLIVER, R. L. & GANF, G. G. 2000. Freshwater blooms. In: WHITTON, B. A., POTTS, M. (ed.) *The ecology of cyanobacteria*. Kluwer Academic.
- ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES 1984. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. *Daphnia magna*, essai de reproduction. Numéro 211. Organisation de Coopération et de développement économiques, Paris.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT 2002. Eutrophication and health. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, European Commission.
- ORGANISATION INTERNATIONALE DE NORMALISATION 2000. Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité à long terme de substances vis-à-vis de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). ISO 10706:2000. Suisse.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ. 2010. *Maladies liées à l'eau. Toxines cyanobactériennes : La maladie et son impact sur les populations* [Online]. Available:
http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/cyanobacteria/ft/index.html
 [Accessed 5-10-2010 2010].
- ORMEROD, S. J., BOOLE, P., MCCAHERN, C. P., WEATHERLEY, N. S., PASCOE, D. & EDWARDS, R. W. 1987. Short-term experimental acidification of a Welsh stream: comparing the biological effects of hydrogen ions and aluminium. *Freshwater Biology*, 17, 341-356.
- PACZKOWSKA, M., KOZŁOWSKA, M. & GOLIŃSKI, P. 2007. Oxidative stress enzyme activity in *Lemna minor* L. exposed to cadmium and lead. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*, 49, 33-37.

- PARENT, L. & CAMPBELL, P. G. C. 1994. Aluminum bioavailability to the green alga *Chlorella pyrenoidosa* in acidified synthetic soft water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13, 587-598.
- PARENT, M.-A. 2007. *Évaluation de la performance en essai en colonne d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin*. M.Sc. Mémoire, Université Laval.
- PERRODIN, Y., GOBBEY, A., GRELIER-VOLATIER, L., CANIVET, V., FRUGET, J.-F., GIBERT, J., TEXIER, C., CLUZEAU, D., GROS, R., POLY, F., JOCTEUR-MONROZIER L. 2002. Waste ecocompatibility in storage and reuse scenarios : global methodology and detailed presentation of the impact study on the recipient environments. *Waste Management*, 22, 215-228.
- PÉRY, A. R. R., MONS, R., FLAMMARION, P., LAGADIC, L. & GARRIC, J. 2002. A modeling approach to link food availability, growth, emergence, and reproduction for the midge *Chironomus riparius*. *Environmental toxicology and chemistry*, 21, 2507-2513.
- PETERSON, G. S., ANKLEY, G. T. & LEONARD, E. N. 1996. Effect of bioturbation on metal-sulfide oxidation in surficial freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 2147-2155.
- PETERSON, S. A., SANVILLE, W. D., STAY, F. S., POWERS, C. F. 1974. Nutrient Inactivation as a Lake Restoration Procedure - Laboratory Investigations. In: EPA, N. E. R. C. U. (ed.). Carvallis, Oregon.
- PETRICH, S. M., REISH, D. J. 1979. Effects of aluminum and nickel on survival and reproduction in polychaetous annelids. *Bulletin Environnemental Contamination Toxicology*, 23, 698-702.
- PETTERSSON, A., HÄLLBOM, L. & BERGMAN, B. 1985. Physiological and structural responses of the cyanobacterium *Anabaena cylindrica* to aluminium. *Physiologia Plantarum*, 63, 153-158.
- PICHARD, A., BISSON, M., GAY, G., HOUEIX, N., JOLIBOIS, B. & LEFEVRE, J. P. 2005. Aluminium et dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. In: INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES (ed.).
- PIENITZ, R., ROBERGE, K. & VINCENT, W. 2006. Three hundred years of human-induced change in an urban lake : paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Quebec City, Canada. *Canadian Journal of Botany*, 84, 303-320.
- PILLSBURY, R. W., KINGSTON, J. C. 1990. The pH-independent effect of aluminum on cultures of phytoplankton from an acidic Wisconsin lake. *Hydrobiologia*, 194, 225-233.
- PILOTE, R., BUON, E., ARSENAULT S. 2002. Portrait agroenvironnemental du bassin versant du lac Saint-Augustin. *Préparé pour le conseil de bassin versant du lac Saint-Augustin*. par EXXEP Environnement.
- PLANTE, P., MARIN, M. & GÉLINAS, R. 2008. Proposition d'un projet pilote pour la restauration du lac Saint-Augustin. *Proposition présenté au MDDEP*.

- POLÉO, A. B. S. 1995. Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology* 31, 347-356.
- POSTMA, J. F., VAN NUGTEREN, P. & BUCKERT-DE JONG, M. B. 1996. Increased cadmium excretion in metal-adapted populations of the midge *Chironomus riparius* (diptera). *Environmental toxicology and chemistry*, 15, 332-339.
- PRATT, J. R., MELENDEZ, A. C., BARREIRO, R. & BOWER, N. J. 1997. Predicting the ecological effects of herbicides. *Ecological applications*, 7, 1117-1124.
- QIAN, P.-Y., QIU, J.-W., KENNISH, R. & REID, C. A. 2003. Recolonization of benthic infauna subsequent to capping of contaminated dredged material in East Sha Chau, Hong Kong, Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 56, 819-831.
- RADIĆ, S., BABIĆ, M., ŠKOBIĆ, D., ROJE, V. & PEVALEK-KOZLINA, B. 2010. Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73, 336-342.
- RADIĆ, S., BABIĆ, M., ŠKOBIĆ, D., ROJE, V., PEVALEK-KOZLINA, B. 2010. Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73, 336-342.
- RAI, L. C., HUSAINI, Y., MALLICK, N. 1998. pH-altered interaction of aluminium and fluoride on nutrient uptake, photosynthesis and other variables of *Chlorella vulgaris*. *Aquatic Toxicology* 42, 67-84.
- RAI, L. C., HUSAINI, Y., MALLICK, N. 1996. Physiological and biochemical responses of *Nostoc linckia* to combined effects of aluminium, fluoride and acidification. *Environmental Exp. Botanical*, 36, 1-12.
- RAI, P. K. 2009. Phytoremediation of heavy metals in a tropical impoundment of industrial region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1-9.
- RAMADE, F. 1994. *Eléments d'écologie - Ecologie fondamentale, 2ème édition*, Paris, Ediscience Internationale.
- RANDALL, D. J., WRIGHT, P. A. 1987. Ammonia distribution and excretion in fish. *Fish Physiology and Biochemistry*, 3, 107-120.
- RAO, V. N. R., SUBRAMANIAN 1982. Metal toxicity tests on growth of some diatoms. *Acta Botanica Indica*, 10.
- ROBERGE, K. 2001. *Reconstitution de l'histoire trophique par l'étude des diatomées, Lac Saint-Augustin, Québec*. Mémoire de maîtrise.
- ROBERGE, K., PIENITZ, R., JUNEAU, N. & ARSENAULT, S. 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin : étude paléolimnologique. Travail présenté au comité de restauration du lac Saint-Augustin, La grande Corvée. Présenté par EXXEP Environnement.
- ROBINSON, K. A., BAIRD, D. J. & WRONA, F. J. 2003. Surface metal adsorption on zooplankton carapaces: implications for exposure and effects in consumer organisms *Environmental Pollution*, 122, 159-167.
- ROCHEFORT M. 2005. Hydrogéologie du lac Saint-Augustin: Rapport présenté dans le cadre du cours : Conception en génie géologique II. Département de géologie et génie géologique: Université Laval.

- RODIER J., B. C., BROUTIN J. C., CHAMBON P., CHAMPSAUR H., RODI L. 1996. *L'analyse de l'eau.*, Paris.
- ROSSELAND, B. O., ELDHUSET, T. D., STAURNES, M. 1990. Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry And Health*, 12, 17-27.
- ROUT, G. R., SAMANTARAY, S. & DAS, P. 2001. Aluminum toxicity in plants: a review. *Agronomie* 21.
- ROY, R., CAMPBELL, P. G. C. 1995. Survival time modeling of exposure of juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) to mixtures of aluminum and zinc in soft water at low pH. *Aquatic Toxicology*, 33, 155-176.
- RYDING, S. O., RAST, W. 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson, Paris, 294.
- SANTSCHI, P., P. HOHENER, G. BENOIT, M.B. BRINK. 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine Chemistry*, 30, 269-315.
- SCHOLTEN, M. C. T., FOEKEMA, E. M., DOKUM, H. P. V., KAAG, N. H. B. M., JAK, R. G. (ed.) 2005. *Eutrophication management and ecotoxicology*.
- SCHUBAUER-BERIGAN, M. K., ANKLEY, G. T. 1991. The contribution of ammonia, metals and nonpolar organic compounds to the toxicity of sediment interstitial water from an Illinois River tributary. *Environmental toxicology and chemistry*, 10, 925-939.
- SCHUBAUER-BERIGAN, M. K., MONSON, P. D., WEST, C. W., ANKLEY, G. T. 1995. Influence of pH on the toxicity of ammonia to *Chironomus tentans* and *Lumbriculus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 713-717.
- SIGG, L., BEHRA, P. & STUMM, W. (eds.) 2000. *Chimie des milieux aquatiques*.
- SIMONEAU, M., ROY, L. & OUELLET, M. 2004. Info-lacs - Résultats de l'année 2003. Québec: Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement. Envirodoq no ENV/2004/0374. Rapport no QE/152.
- SMOLDERS, R., BAILLIEUL, M. & BLUST, R. 2005. Relationship between the energy status of *Daphnia magna* and its sensitivity to environmental stress. *Aquatic Toxicology*, 73, 155-170.
- SNELL, T. W., MOFFAT, B. D., JANSSEN, C., PERSOONE, G. 1991. Acute toxicity tests using rotifers IV. Effects of cyst age, temperature, and salinity on the sensitivity of *Brachionus calyciflorus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 21, 308-317.
- SNOEYINK, V. L., JENKINS, D. (ed.) 1980. *Water Chemistry*
- SOUCEK, D. J. 2006. Effects of Freshly Neutralized Aluminum on Oxygen Consumption by Freshwater Invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50, 353-360.
- SPARLING, D. W. & LOWE, T. P. 1996. Environmental hazards of aluminum to plants, invertebrates, fish, and wildlife. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 145, 1-127.

- STANLEY, R. A. 1974. Toxicity of Heavy Metals and Salts to Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). *Toxicol*, 2, 4, 331-341. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2, 331-341.
- STIEF, P. & DE BEER, D. 2002. Bioturbation effects of *Chironomus riparius* on the benthic N-cycle as measured using microsensors and microbiological assays. *Aquatic Microbial Ecology*, 27, 175-185.
- STROTHER, S. 1984. Control of phosphatase activities of duckweed by senescence and phosphorus deficiency. *Biologia Plantarum*, 26, 309-311.
- SUEDEL, B. C. & RODGERS JR, J. H. 1994. Responses of *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* to particle-size distribution and organic matter content of formulated and natural freshwater sediments. *Environmental toxicology and chemistry*, 13, 1639-1648.
- SUTER II, G. W. (ed.) 1993. *Ecological risk assessment*: Lewis Publishers.
- TAUB, F. B., KINDING, A. C., CONQUEST, L. L. 1986. Preliminary results of interlaboratory testing of standardized aquatic microcosm. In ASTM, ed., Community Toxicity testing. *American Society for Testing Materials*, ASTM, STP 920, 93-120.
- TAYLOR, G., BAIRD, D. J. & SOARES, A. M. V. M. 1998. Surface binding of contaminants by algae: Consequences for lethal toxicity and feeding to *Daphnia magna* straus. *Environmental toxicology and chemistry*, 17, 412-419.
- TAYLOR, G. J. 1988. The physiology of aluminum phytotoxicity. In: Metal Ions in Biological Systems. In: SIGEL, H. A. S., A., EDS. (ed.) *Aluminum and its Role in Biology*. New York: Marcel Dekker.
- TOPPING, M. S. 1971. ECOLOGY OF LARVAE OF CHIRONOMUS TENTANS (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) IN SALINE LAKES IN CENTRAL BRITISH COLUMBIA. *The Canadian Entomologist*, 103, 328-338.
- TÖRNQVIST, L., CLAESSION, A. 1987. The influence of aluminum on the cell-size distribution of two green algae. *Environmental and Experimental Botany*, 27, 481-488.
- TRIFFAULT-BOUCHET, G. 2004. *Effets sur les écosystèmes aquatiques lenticques des émissions de polluants provenant de différents mode de valorisation/élimination de déchets. Application à des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères et à des boues de dragage de canaux*. Thèse de doctorat de l'Université de Savoie (Spécialité : Biologie et Biochimie Appliquées), Université de Savoie.
- TRIFFAULT-BOUCHET, G. 2007. Évaluation d'une méthode de restauration de lac eutrophe : Document d'aide au suivi du projet No 1. Québec: Université Laval / Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec.
- TRIFFAULT-BOUCHET, G., CLÉMENT, B. & BLAKE, G. 2005a. Assessment of contaminated sediments with an indoor freshwater/sediment microcosm assay. *Environmental toxicology and chemistry*, 24, 2243-2253.

- TRIFFAULT-BOUCHET, G., CLÉMENT, B. & BLAKE, G. 2005b. Ecotoxicological assessment of pollutant flux released from bottom ash reused in road construction. *Aquatic ecosystem health and management*, 8, 405-414.
- TRIFFAULT-BOUCHET, G., DAVIAU, V., GALVEZ-CLOUTIER, R., BASTIEN, C., MARTEL, L. 2006. Ecotoxicological assessment of an in-lake rehabilitation method for an eutrophic lake - Context and experimental design. Model site: Saint-Augustin Lake (Québec, Canada) *27th Annual Meeting - SETAC North America* Montréal, Qc, Canada.
- TRIFFAULT-BOUCHET, G. & MARTEL, L. 2005. Impact écologique et chimique de la précipitation du phosphore par ajout de chlorure de fer FeCl₃ – Impacts sur les eaux interstitielles des sédiments. Québec: Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Ministère du Développement Durable et des Parcs.
- TRUSCOTT, R., MCCROHAN, C. R., BAILEY, S. E. R., WHITE, K. N. 1995. Effect of aluminum and lead on activity in the freshwater pond snail *Lymnaea stagnalis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 1623-1629.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1979. Aqueous ammonia equilibration: Tabulation of percent un-ionized ammonia. EPA/600/3-79/091. Duluth, MN: US EPA, Environmental Research Laboratory.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1985a. Acute toxicity for freshwater invertebrate, EPA-540/9-85-005. Washington, D.C.: US EPA, Hazard Evaluation Division Office of pesticides programs.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1985b. Ambient Water Quality Criteria for Ammonia, 440/5-85-001. Washington, DC: U.S. EPA, Office of Water Regulations and Standards.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1988. Ambient water quality criteria for aluminum. EPA 440/5-86-008. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1996. Ecological effects test guidelines- OPPTS 850.1900 - Generic Freshwater microcosm test laboratory, EPA 712-c-96-134. US EPA.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2000a. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates - Second Edition. 600/R-99/064. US EPA.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2000b. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. EPA 905/R-00/007. Chicago: US EPA, Environmental Research Laboratory.
- ULLRICH-EBERIUS, C. I., NOVACKY, A. & E., V. B. A. J. 1984. Phosphate uptake in *Lemna gibba* G1: energetics and kinetics. *Planta*, 161, 46-52.
- VAN ASSCHE, F., CLIJSTERS, H. 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant Cell & Environment*, 13.
- VAN DALFSEN, J. A., ESSINK, K., TOXVIG MADSEN, H., BIRKLUND, J., ROMERO, J. & MANZANERA, M. 2000. Differential response of

- macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1439-1445.
- VAN DER HEIDE, T., ROIJACKERS, R. M. M., VAN NES, E. H. & PEETERS, E. T. H. M. 2006. A simple equation for describing the temperature dependent growth of free-floating macrophytes. *Aquatic Botany*, 84, 171-175.
- VERRHIEST, G., CLÉMENT, B. & BLAKE, G. 2001. Single and combined effects of sediment-associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 10, 363-372.
- VERRHIEST, G., CLÉMENT, B. & MERLIN, G. 2000. Influence of sediment organic matter and flouranthene-spiked sediments on some bacterial parameters in laboratory freshwater/formulated sediment microcosms. *Aquatic Ecosystem Health Management*, 3, 359-368.
- VIDAKOVIĆ-CIFREK, Ž., WONISCH, A., TAUSZ, M. & GRILL, D. 2005. Effects of CaCl_2 and CaBr_2 on growth, photosynthetic pigments and ion accumulation in duckweed. *Phyton - Annales Rei Botanicae*, 45, 183-196.
- VOLLENWEIDER, R. A. 1970. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- WAKABAYASHI, M., KONNO, R., NISHIIDO, T. 1988. Relative lethal sensitivity of two daphnia species to chemicals. *Tokyo-to Kankyo Kagaku Kenkyusho Nenpo*, 126-128.
- WALLEN, I. E., GREER, W. C., LASATER, R. 1957. Toxicity to *Gambusia affinis* of certain pure chemicals in turbid waters. *Sewage and Industrial Wastes*, 29, 695-711.
- WANG, Q., CUI, Y. & DONG, Y. 2002. Phytoremediation of polluted waters potentials and prospects of wetland plants. *Acta Biotechnologica*, 22, 199-208.
- WEISSE, T. & STOCKNER, J. G. 1992. Eutrophication : the role of microbial food webs. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 52, 133.
- WETZEL, R. G. (ed.) 1975. *Limnology*, W. B.
- WIEGAND, C. & PFLUGMACHER, S. 2005. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicology of Applied Pharmacology*, 203, 201-218.
- WILBER, D. H., RAY, G. L., CLARKE, D. G. & DIAZ, R. J. 2008. Responses of benthic infauna to large-scale sediment disturbance in corpus Christi Bay, Texas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365, 13-22.
- WILLIAMS, K. A., GREEN, D.W.J., PASCOE, D. 1986. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. 3. Ammonia. *Archiv für Hydrobiologie*, 106, 61-70.
- WILSON, R. W., WOOD, C. M. & HOULIHAN, D. F. 1996. Growth and protein turnover during acclimation to acid and aluminum in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 802-811.

- WINTER, A. R., NICHOLS, J. W. & PLAYLE, R. C. 2005. Influence of acidic to basic water pH and natural organic matter on aluminum accumulation by gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2303-2311.
- WORLD HEALTH ORGANISATION 1997 Environmental Health Criteria 194: Aluminum, International Programme on chemical Safety.
- YAMAMOTO, Y., KOBAYASHI, Y., RAMA DEVI, S., RIKIISHI, S., MATSUMOTO, H. 2002. Aluminum toxicity is associated with mitochondrial dysfunction and the production of reactive oxygen species in plant cells. *Plant Physiology*, 128.

6. ANNEXE I : Localisation des sites d'échantillonnage

A. Localisation des sites d'échantillonnage ayant eu lieu au printemps et à l'été 2001

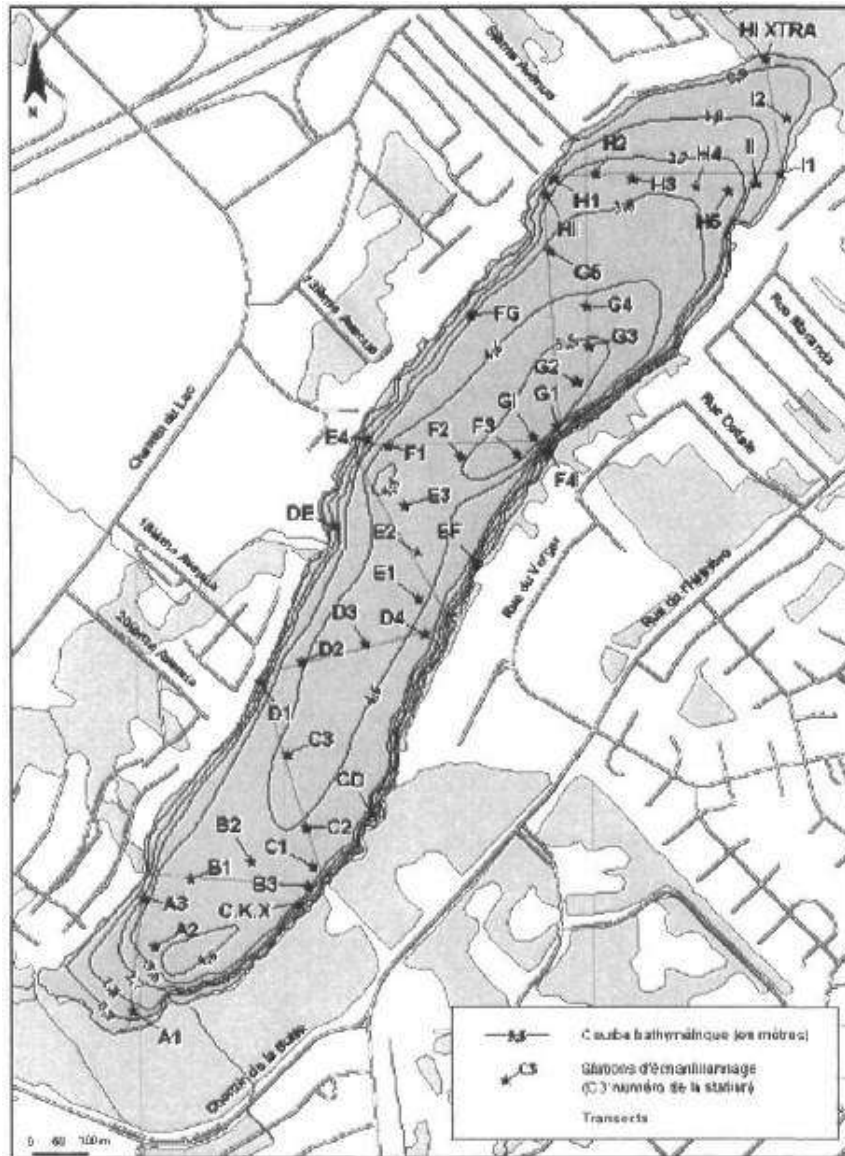


Figure 74 : Localisation des transects et des sites d'échantillonnage du lac Saint-Augustin lors de la campagne de 2001 effectuée par Brin et Dominguez (Brin and Dominguez, 2002)

B. Localisation des sites d'échantillonnage ayant eu lieu à l'été 2008

L'échantillonnage a été effectué entre les coordonnées GPS suivantes : (N46°44'52.458", W071°23'38.860") et (N46°44'56.990", W071°23'31.330") soit respectivement les points a et b de la Figure 75.



Figure 75 : Localisation du transect d'échantillonnage des sédiments du lac Saint-Augustin lors de la campagne effectuée dans le cadre des présents travaux le 29 octobre 2008.

7. ANNEXE II : Milieux de culture

A. Milieu contrôle laboratoire pour les essais avec *P. subcapitata*

Tableau 32 : Composition du milieu contrôle du CEAEQ pour *P. subcapitata*

Substance		Élément		[substance] dans le milieu (mg/L)	[élément] dans le milieu (mg/L)
Formule	PM g/mol	Formule	PM g/mol		
NaNO ₃	84,99	Na	22,99	15,9	4,3
NaNO ₃	84,99	NO ₃ ⁻	62	15,9	11,6
NaNO ₃	84,99	N	14	15,9	2,6
MgCl ₂ , 6H ₂ O	203,21	Mg	24,31	7,6	0,91
MgCl ₂ , 6H ₂ O	203,21	Cl ⁻	35,45	7,6	1,33
CaCl ₂ , 2H ₂ O	147,02	Ca	40,08	2,76	0,75
CaCl ₂ , 2H ₂ O	147,03	Cl ⁻	35,45	2,76	0,67
H ₃ BO ₃	61,83	B	10,81	116,0	20,3
MnCl ₂ , 4H ₂ O	197,91	Mn	54,94	260,0	72,18
MnCl ₂ , 4H ₂ O	197,91	Cl ⁻	35,45	260,0	46,57
ZnCl ₂	136,27	Zn	65,37	2,04	0,98
ZnCl ₂	136,27	Cl ⁻	35,45	2,04	0,53
FeCl ₃ , 6H ₂ O	270,2	Fe	55,85	100,0	20,67
FeCl ₃ , 6H ₂ O	270,2	Cl ⁻	35,45	100,0	13,12
CoCl ₂ , 6H ₂ O	237,83	Co	58,93	0,89	0,22
CoCl ₂ , 6H ₂ O	237,83	Cl ⁻	35,45	0,89	0,13
Na ₂ MoO ₄ , 2H ₂ O	241,95	Na	22,99	4,54	0,43
Na ₂ MoO ₄ , 2H ₂ O	241,95	Mo	95,94	4,54	1,80
CuCl ₂ , 2H ₂ O	170,45	Cu	63,55	0,008	0,0030
CuCl ₂ , 2H ₂ O	170,45	Cl ⁻	35,45	0,008	0,0017
MgSO ₄ , 7H ₂ O	246,48	Mg	24,31	9,19	0,91
MgSO ₄ , 7H ₂ O	246,48	SO ₄ ²⁻	96,06	9,19	3,58
K ₂ HPO ₄	174,15	K	78,18	0,65	0,29
K ₂ HPO ₄	174,15	PO ₄ ³⁻	94,97	0,65	0,35
K ₂ HPO ₄	174,15	P	30,97	0,65	0,12
NaHCO ₃	84,01	Na	22,99	9,38	2,57
NaHCO ₃	84,01	HCO ₃ ⁻	61	9,38	6,81

Source : (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005a)

B. Milieu AFNOR

Tableau 33 : Composition du milieu de culture AFNOR pour L. minor

Substance		Élé ment		[substance] dans le milieu (mg/L)	[élé ment] dans le milieu (mg/L)
Formule	PM g/mol	Formule	PM g/mol		
MgSO₄, 7H₂O	246,48	Mg	24,31	492,2	48,5
MgSO₄, 7H₂O	246,48	SO ₄ ²⁻	96,06	493,2	192,2
KNO₃	101,09	NO ₃ ⁻	62	505,5	310,0
KNO₃	101,09	N	14	505,5	70,0
Ca(NO₃), 4H₂O	174,08	Ca	40,08	1180,0	271,7
Ca(NO₃), 4H₂O	174,08	NO ₃ ⁻	62	1180,0	420,3
KH₂PO₄	136,09	PO ₄ ³⁻	94,97	68,0	47,5
KH₂PO₄	136,09	P	30,97	68,0	15,5
Fer EDTA		Fe	55,85	3,46	
Fer EDTA		EDTA	290,26	3,46	
H₃BO₃	61,83	B	10,81	2,9	0,50
MnSO₄, 7H₂O	277,0	Mn	54,94	1,6	0,31
MnSO₄, 7H₂O	277,0	SO ₄ ²⁻	96,06	1,6	0,54
ZnSO₄, 5H₂O	278,54	Zn	65,37	0,22	0,05
ZnSO₄, 5H₂O	278,54	SO ₄ ²⁻	96,06	0,22	0,08
CuSO₄, 5H₂O	249,68	Cu	63,55	0,079	0,020
CuSO₄, 5H₂O	249,68	SO ₄ ²⁻	96,06	0,079	0,030
(NH₄)₆Mo₇O₂₄	1179,58	NH ₄ ⁺	18	0,128	0,002
(NH₄)₆Mo₇O₂₅	1179,58	Mo	95,94	0,128	0,010
NH₄VO₃	116,94	NH ₄ ⁺	18	0,2296	0,0353
NH₄VO₄	116,94	V	50,94	0,2296	0,1000
CrK(SO₄)₂, 12H₂O	499,2	Cr	51,99	0,0960	0,0100
CrK(SO₄)₂, 12H₂O	499,2	K	39,09	0,0960	0,0075
CrK(SO₄)₂, 12H₂O	499,2	SO ₄ ²⁻	96,06	0,0960	0,0185
NiSO₄, 7H₂O	280,77	Ni	58,71	0,0479	0,0100
NiSO₄, 7H₂O	280,77	SO ₄ ²⁻	96,06	0,0479	0,0164
Co(NO₃)₂, 6H₂O	291,04	Co	58,93	0,0493	0,0100
Co(NO₃)₂, 6H₂O	291,04	NO ₃ ⁻	62	0,0493	0,0105
Na₂WO₄, 2H₂O	293,83	W	183,85	0,01794	0,0112
TiOSO₄, 4H₂O	231,96	Ti	47,9	0,02416	0,0050
TiOSO₄, 4H₂O	231,96	SO ₄ ²⁻	96,06	0,02416	0,0100

Source : (Association française de normalisation, 2006)

C. Milieu SIS

Tableau 34 : Composition du milieu de culture SIS pour L. minor

Substance		Élé ment		[substance] dans le milieu (mg/L)	[élé ment] dans le milieu (mg/L)
Formule	PM	Formule	PM g/mol		
NaNO ₃	84,99	Na	22,99	85,0	22,99
NaNO ₃	84,99	NO ₃ ⁻	62	85,0	62,01
NaNO ₃	84,99	N	14	85,0	14,00
KH ₂ PO ₄	136,09	K	39,09	13,4	3,85
KH ₂ PO ₄	136,09	PO ₄ ³⁻	94,97	13,4	9,35
KH ₂ PO ₄	136,09	P	30,97	13,4	3,05
MgSO ₄ , 7H ₂ O	246,48	Mg	24,31	75,0	7,40
MgSO ₄ , 7H ₂ O	246,48	SO ₄ ²⁻	96,06	75,0	29,23
CaCl ₂ , 2H ₂ O	147,03	Ca	40,08	36,0	9,81
CaCl ₂ , 2H ₂ O	147,03	Cl ⁻	35,45	36,0	8,68
NaHCO ₂	83,01	Na	22,99	20,0	5,54
NaHCO ₃	84,01	HCO ₃ ⁻	61	20,0	14,52
H ₃ BO ₃	61,83	B	10,81	1,0	0,17
MnCl ₂ , 4H ₂ O	197,91	Mn	54,94	0,2	0,06
MnCl ₂ , 4H ₂ O	197,91	Cl ⁻	35,45	0,2	0,04
Na ₂ MoO ₄ , 2H ₂ O	241,95	Na	22,99	0,01	0,0010
Na ₂ MoO ₄ , 2H ₂ O	241,95	Mo	95,94	0,01	0,0040
ZnSO ₄ , 5H ₂ O	278,54	Zn	65,37	0,05	0,0117
ZnSO ₄ , 5H ₂ O	278,54	SO ₄ ²⁻	96,06	0,05	0,0172
CuSO ₄ , 5H ₂ O	249,68	Cu	63,55	0,005	0,0013
CuSO ₄ , 5H ₂ O	249,68	SO ₄ ²⁻	96,06	0,005	0,0019
Co(NO ₃) ₂ , 6H ₂ O	291,04	Co	58,93	0,01	0,0020
Co(NO ₃) ₂ , 6H ₂ O	291,04	NO ₃ ⁻	62	0,01	0,0021
FeCl ₃ , 6H ₂ O	270,31	Fe	55,85	0,84	0,1736
FeCl ₃ , 6H ₂ O	270,31	Cl ⁻	35,45	0,84	0,1102
Na ₂ EDTA, 2H ₂ O	372,24	Na	22,99	1,4	0,0865
Na ₂ EDTA, 2H ₂ O	372,24	EDTA	290,26	1,4	1,0917

¹ Na₂C₁₀H₁₄O₈N₂, 2H₂O

Cl total = 8,72 mg/L

SO₄²⁻ total = 29,25 mg/L

Source : (Environnement Canada, 1999)

D. Milieu M4

Tableau 35 : Composition du milieu M4 utilisé pour la culture de *Hyaella azteca*

Solutions	Composé	Formule	mg/L dans le milieu
Solution A	Disodium ethylenediamine tetraacetate	Na ₂ EDTA	25,0000
	Ferrous sulfate heptahydrate	FeSO ₄ • 7H ₂ O	0,0000
	Boric acid	H ₃ BO ₃	9,9550
	Magnesium chloride hexahydrate	MnCl ₂ • 4H ₂ O	28,5950
	Lithium chloride	LiCl	3,6050
	Rubidium chloride	RbCl	3,0600
	Strontium chloride hexahydrate	SrCl ₂ • 6H ₂ O	0,7100
	Sodium bromide	NaBr	1,5200
	Molibdic acid	Na ₂ MoO ₄ • 2H ₂ O	0,1600
	Cupric chloride	CuCl ₂ • 2H ₂ O	0,6300
	Zinc chloride anhydrous	ZnCl ₂	0,1650
	Cobalt chloride hexahydrate	CoCl ₂ • 6H ₂ O	0,1300
	Potassium iodine	KI	0,1000
	Sodium selenite	Na ₂ SeO ₃	0,0325
Amonium metavanadate	NH ₄ VO ₃	0,0219	
Solution B	Calcium chloride	CaCl ₂ • 2H ₂ O	0,1150
	Magnesium sulfate heptahydrate	MgSO ₄ • 7H ₂ O	293,8000
	Potassium chloride	KCl	123,3000
	Sodium bicarbonate	NaHCO ₃	5,8000
Solution C	Disodium metasilicate	Na ₂ O ₃ Si • 9H ₂ O	0,6480
	Sodium nitrate	NaNO ₃	1,0000
	Monopotassium phosphate	KH ₂ PO ₄	0,0274
	Dipotassium hydrogen phosphate	K ₂ HPO ₄	0,0143
Solution D		Thiamine (HCl)	0,0184
		Vitamine B12	0,0750
		Biotine (Cyanocobalamine)	0,0010

Source : (Environnement Canada, 1997c)

E. YCT

Préparation du YCT destiné à *Hyalella azteca*

Une semaine à l'avance : préparer une solution de nourriture pour truites « trout chow » :

- ajouter 2,5 g nourriture pour truites Trout Chow à 500 mL d'H₂O millipore ;
- agiter à vitesse moyenne sur une plaque magnétique pour ramollir les granules ;
- préparer un montage avec une l'ampoule à décanter relié à une pompe sur l'ouverture du dessous ;
- faire buller dans l'ampoule à décanter pendant une semaine ;
- vérifier le bullage en tout temps ;
- après une semaine, récupérer et mettre au réfrigérateur pour une heure ;
- filtrer le surnageant sur un tamis de 160 µm .

N.B. En raison des odeurs désagréables dégagées par la digestion, le bullage peut être effectué sous une hotte.

La veille : préparer une solution de granulé de lapin :

- ajouter 5 g de granulé de lapin à 1 L d'H₂O millipore
- agiter à vitesse moyenne toute une nuit
- le lendemain, mettre au réfrigérateur pour 1 heure

Le jour même : préparer une solution de levure sèche :

- ajouter 2,5 g de levure sèche (Fleischmann) à 500 mL d'H₂O millipore
- agiter vigoureusement avec un agitateur magnétique

Une fois les trois solutions prêtes :

- combiner un volume égal des trois solutions ainsi obtenues
- transvider dans des tubes de 50 ml
- conserver congelé

Expiration : 3 mois

F. Milieu microcosme original (Mo)

Tableau 36 : Composition du milieu microcosme sans amendement (Mo)

Substance		Élément		[substance] dans le milieu (mg/L)	[élément] dans le milieu (mg/L)
Formule	PM g/mol	Formule	PM g/mol		
NH ₄ NO ₃	80,0426	NH ₄ NO ₃	80,0426		
NH ₄ NO ₃	80,0426	NH ₄	18,0386	1,87	0,42
NH ₄ NO ₃	80,0426	NO ₃ ⁻	62,004	1,87	1,45
NH ₄ NO ₃	80,0426	N	14,007	1,87	0,33
KH ₂ PO ₄	136,0798	KH ₂ PO ₄	136,0798		
KH ₂ PO ₄	136,0798	K	39,098	0,21	0,06
KH ₂ PO ₄	136,0798	PO ₄ ³⁻	94,966	0,21	0,15
KH ₂ PO ₄	136,0798	P	30,974	0,21	0,05
MgSO ₄ , 7H ₂ O	245,48	Mg	24,31	6,0	0,59
MgSO ₄ , 7H ₂ O	246,48	SO ₄ ²⁻	96,06	6,0	2,34
MgCl ₂ , 6H ₂ O	203,21	Mg	24,31	24,0	2,87
MgCl ₂ , 6H ₂ O	203,21	Cl ⁻	35,45	24,0	4,19
CaCl ₂ , 2H ₂ O (sol 1)	147,03	Ca	40,08	18,0	4,91
CaCl ₂ , 2H ₂ O (sol 1)	147,03	Cl ⁻	35,45	18,0	4,34
NaHCO ₃	84,01	Na	22,99	125,3	34,28
NaHCO ₃	84,01	HCO ₃ ⁻	61	125,3	90,94
FeCl ₃ , 6H ₂ O	270,2	Fe	55,85	0,08	0,017
FeCl ₃ , 6H ₂ O	270,2	Cl ⁻	35,45	0,08	0,01
H ₃ BO ₃	61,83	B	10,81	0,19	0,03
MnCl ₂ , 4H ₂ O	197,91	Mn	54,94	0,42	0,12
MnCl ₂ , 4H ₂ O	197,91	Cl ⁻	35,45	0,42	0,07
Na ₂ MoO ₄ 2H ₂ O	241,95	Na	22,99	0,007	0,0007
Na ₂ MoO ₄ 2H ₂ O	241,95	Mo	95,94	0,007	0,0028
CoCl ₂ , 6H ₂ O	237,83	Co	58,93	0,0015	0,0004
CoCl ₂ , 6H ₂ O	237,83	Cl ⁻	35,45	0,0015	0,0002
CuSO ₄ , 5H ₂ O	249,68	Cu	63,55	1,5E-04	3,8E-05
CuSO ₄ , 5H ₂ O	249,68	SO ₄ ²⁻	96,06	1,5E-04	5,8E-05
ZnSO ₄ , 5H ₂ O	278,54	Zn	65,37	0,006	0,0015
ZnSO ₄ , 5H ₂ O	278,54	SO ₄ ²⁻	96,06	0,006	0,0022
CaCl ₂ , 2H ₂ O (sol 2)	147,03	Ca	40,08	45,1	12,3
CaCl ₂ , 2H ₂ O (sol 2)	147,03	Cl ⁻	35,45	45,1	10,9
Thiamine				0,075	
Vitamine B12				0,0010	
Biotine				0,0008	

8. ANNEXE III : Optimisation de l'élevage de *Chironomus riparius*

L'optimisation des élevages de *Chironomus riparius* avait pour objectif général d'alléger la charge des travaux d'entretien de la culture (3 à 4 heures deux fois par semaine). Les travaux d'optimisation se sont déroulés en 2 étapes

Étape 1 : modifications mineures et essai d'un nouveau sable.

- Le bain marie situé sous les aquariums a été retiré (Photo 1 : aquariums de droite) afin d'éliminer l'accumulation d'algues dans le bain marie et les moisissures sous le bain marie. Cette opération n'a occasionné aucune variation dans la productivité des élevages. Les bains marie ont donc été éliminés.
- Un drain a été ajouté afin de faciliter le vidage des aquariums (Photo 2).
- Un nouvel aquarium a été démarré avec du gravier coloré en remplacement du sable de Loire afin de voir si le gravier coloré pouvait être utilisé comme substitut au sable de Loire (inaccessible en raison de la nouvelle réglementation canadienne). Après 4 à 6 semaines, le nouvel aquarium est devenu aussi productif que ceux contenant du sable de Loire.

Suite à ces modifications, il a été observé que l'accumulation de matière organique à la surface des sédiments contenant du gravier coloré est beaucoup plus lente et moins abondante qu'avec le sable de Loire (même après plusieurs mois avec un apport identique de nourriture dans chaque aquarium).

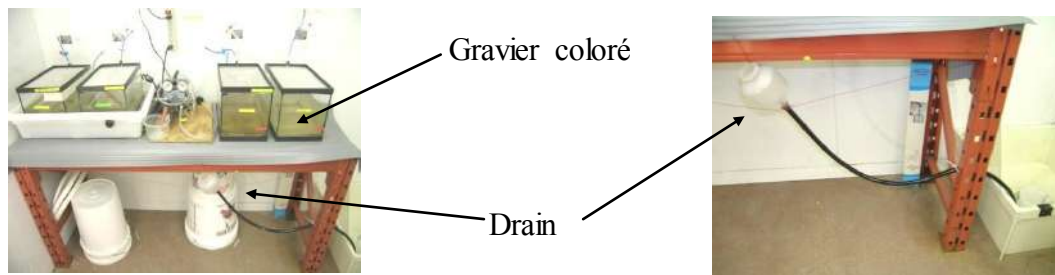
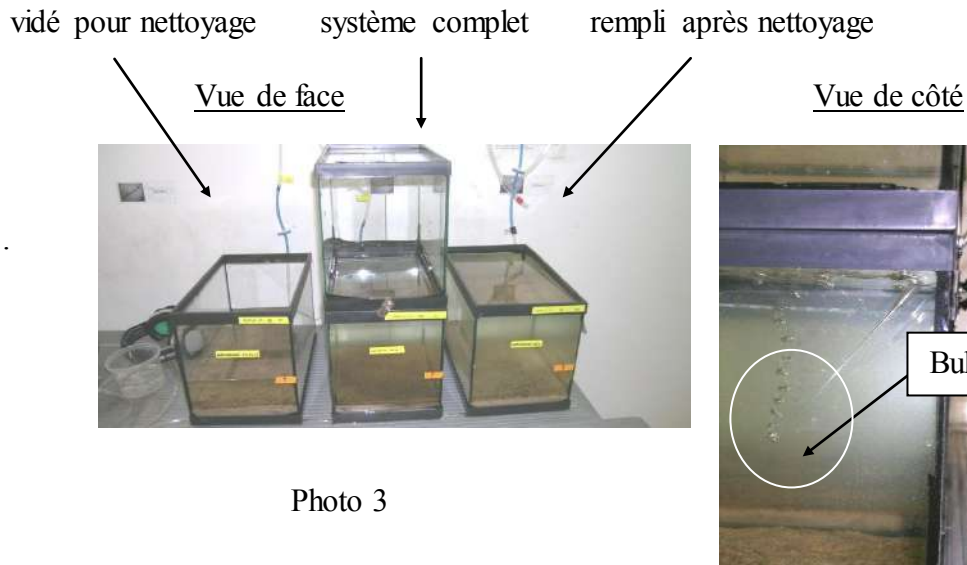


Photo 1

Photo 2

Étape 2 : Modification du système d'élevage de *Chironomus riparius*.

- La ponte en milieu isolé avec eau à dureté ajustée a été éliminée dans le but d'améliorer le taux d'éclosion et de simplifier les procédures de ponte. La ponte se fait plutôt exclusivement dans les aquariums et les masses sont mises à éclore dans l'eau de l'aquarium où elles ont été pondues avec 50 ml plutôt que 100 ml. Suite à cette modification, une nette amélioration du taux d'éclosion a été observée (résultats qualitatifs) et on estime maintenant à plus de 80% le taux d'éclosion avec une raréfaction du pourrissement des masses.
- Le dénombrement mâle femelle des adultes a été éliminé afin de mettre un terme à une procédure sans suivi et éliminer un stress pour les organismes (qui passaient à travers un tube de plastique pour se heurter par la suite contre une paroi de verre). L'élimination de cette procédure a permis un gain de temps fort appréciable.
- Le système global d'élevage a ensuite été modifié afin d'augmenter la stabilité des systèmes et alléger la charge de travail que constitue l'entretien et le suivi des élevages. Les nouveaux systèmes sont maintenant composés de deux aquariums / élevage (photo 3) dont un complètement rempli d'eau et l'autre, inversé, contenant les adultes. Ces derniers sont maintenant isolés en insérant une plaque entre les deux aquariums et en retirant la partie du haut. Par rapport à l'ancienne méthode, le volume d'eau laissé lors du nettoyage a été doublé de même que le volume d'eau total lorsque rempli. L'entretiens s'effectue maintenant deux jours par semaine seulement (lundi et jeudi). Les masses sont introduites le jeudi et l'eau est renouvelée le lundi. L'alimentation du système est maintenant fixe: soit 50ml d'une solution de Tétramin ® broyé de 10 g/L par aquarium par jour d'entretien, c.-à-d. : 1g / aquarium / semaine.



Suite à ces modifications, il a été observé que certaines masses ont parfois le temps d'éclore entre le lundi et le jeudi. Une masse éclore par semaine est tout de même introduite dans chaque aquarium en faisant alterner sa provenance de telle sorte que le système est enclin à une certaine autorégulation. Au besoin, on peut sauter une semaine d'introduction de masse si on constate que le système tend à être surpeuplé et, le cas échéant, retirer une partie des organismes à l'aide d'un tuyau. En plaçant une extrémité du tuyau à la surface des sédiments et en dirigeant l'autre bout du tuyau dans un seau situé plus bas que l'aquarium, grâce à la gravité comme siphon, on peut alors récupérer les larves en trop et en disposer.

Avant l'entretien bi-hebdomadaire (lundi et jeudi), il est fréquent que les larves de *Chironomus riparius* nagent jusqu'à la surface et s'accrochent aux masses pour s'en nourrir. Il arrive aussi que des masses descendent (ou soit descendues par les larves) au fond de l'aquarium où elles constituent un réel festin pour les larves de grandes tailles qui se regroupent très nombreuses pour la dévorer. En situation de carence alimentaire, *Chironomus riparius* semble pouvoir s'accommoder d'un menu composé de ses congénères.

9. ANNEXE IV : Alimentation de l'élevage des truites

Le Tableau 37 présente un exemple de calcul de la nourriture à donner sur une base quotidienne en fonction de la charge pour un bassin de 800 litres.

Tableau 37 : Exemple d'alimentation des alevins en fonction de la charge*.

Jour	Dates	longueur moy (cm)	poids moy (g)	Nombre d'alevins	Nourriture (g/j)	Charge (g/L/jour)
1	2009-03-06	2,6	0,14	990	3,47	0,05
7	2009-03-13	2,9	0,21	980	5,15	0,07
14	2009-03-20	3,3	0,3	970	7,28	0,11
28	2009-04-03	3,7	0,52	960	12,48	0,18
42	2009-04-17	4,3	0,89	950	21,14	0,31
49	2009-04-24	4,9	1,23	940	28,91	0,42

* : en considérant que le poids moyen et la longueur moyenne sont déterminés sur 10 individus qui ne sont pas remis dans le bassin

Où :

- Taux de renouvellement = 3,5 ;
- % de nourriture = 2,5 ;
- Nourriture (g/j) = (masse moyenne des truites)*(nombre de truites)*(2,5/100) ;
- Charge = (masse moyenne des truites)*(nombre de truites)/(800*taux de renouvellement).

10. ANNEXE V : Distribution de la taille des algues

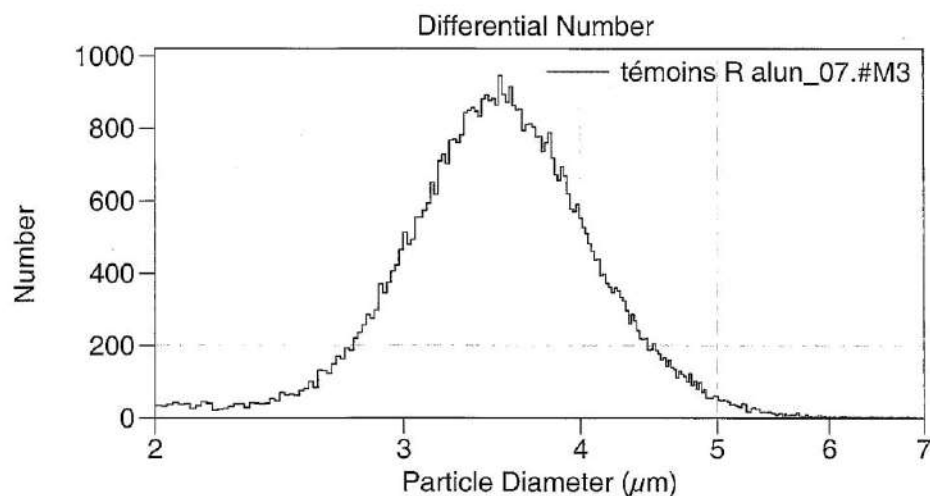
Une étrange distribution (distribution non normale) a été observée dans la taille des particules lors de la mesure des algues en conditions artificielles. Il est possible que des particules en suspension et/ou de la matière organique dissoute, provenant des sédiments artificiels des aquariums, aient pu interférer avec le décompte des algues dans le compteur de particules.

EXEMPLE DE DISTRIBUTION NORMALE



Multisizer 3 3.51

Page 1
28 Jul 2008 16:42

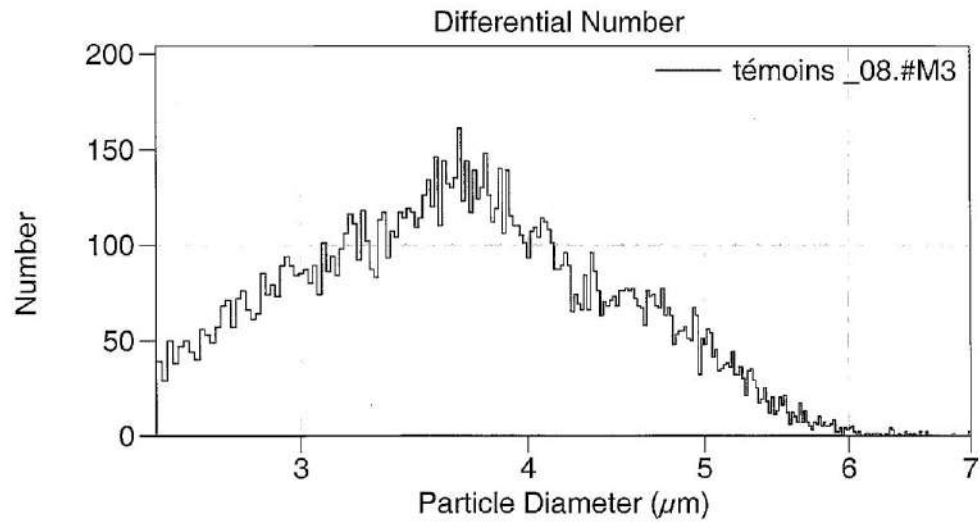


Number Statistics (Arithmetic)		témoins R alun_07.#M3			
Calculations from 2.000 μm to 7.000 μm					
Number:	57,441				
Mean:	3.617 μm	S.D.:	0.565 μm		
Median:	3.573 μm	C.V.:	15.6%		
Mode:	3.514 μm				
d ₁₀ :	2.957 μm	d ₅₀ :	3.573 μm	d ₉₀ :	4.341 μm
>10%	>25%	>50%	>75%	>90%	
4.341 μm	3.943 μm	3.573 μm	3.245 μm	2.957 μm	

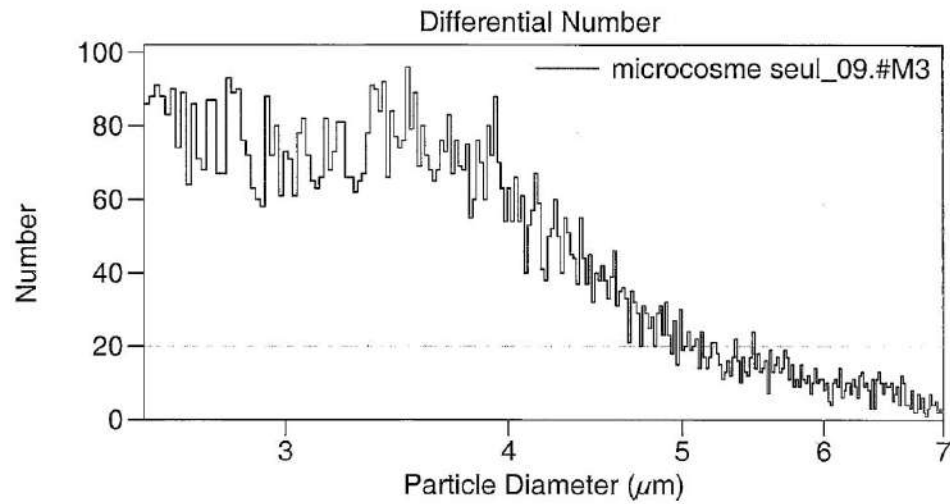
EXEMPLES DE DISTRIBUTIONS SUSPECTES (NON NORMALES)



Multisizer 3 3.51

Page
28 Jul 2008 16:4

Number Statistics (Arithmetic)				témoins_08.#M3	
Calculations from 2.500 μm to 7.000 μm					
Number:	13,612				
Mean:	3.866 μm	S.D.:	0.749 μm		
Median:	3.786 μm	C.V.:	19.4%		
Mode:	3.669 μm				
d ₁₀ :	2.913 μm	d ₅₀ :	3.786 μm	d ₉₀ :	4.925 μm
>10%	>25%	>50%	>75%	>90%	
4.925 μm	4.385 μm	3.786 μm	3.299 μm	2.913 μm	



Number Statistics (Arithmetic)

microcosme seul_09.#M3

Calculations from 2.500 μm to 7.000 μm

Number:	9,887				
Mean:	3.824 μm	S.D.:	0.979 μm		
Median:	3.638 μm	C.V.:	25.6%		
Mode:	3.511 μm				
d ₁₀ :	2.713 μm	d ₅₀ :	3.638 μm	d ₉₀ :	5.250 μm
>10%	>25%	>50%	>75%	>90%	
5.250 μm	4.344 μm	3.638 μm	3.063 μm	2.713 μm	