



UNIVERSITÉ
LAVAL



Faculté
DES SCIENCES
ET DE GÉNIE



LES GRANDES FÊTES
DE L'UNIVERSITÉ LAVAL
150^e et 340^e

Le savoir qui fait l'histoire

**DÉVELOPPEMENT D'UNE CHAÎNE DE TRAITEMENT POUR
L'ATTÉNUATION DES CONTAMINANTS PROVENANT DES
SELS DE VOIRIES DE L'AUTOROUTE FÉLIX-LECLERC :
LIT FILTRANT ET MARAIS ÉPURATEUR CONSTRUIT ADAPTÉ**

Rapport I: Lit filtrant

Rapport II : Marais épurateur construit adapté

Présenté à

M. Yves Bédard

Ministère des Transports du Québec

par

B. Morteau

Sous la direction de

Profs. R. Galvez-Cloutier et S. Leroueil

Québec, Mars 2008



UNIVERSITÉ
LAVAL



Faculté
DES SCIENCES
ET DE GÉNIE



LES GRANDES FÊTES
DE L'UNIVERSITÉ LAVAL
150^e et 340^e

Le savoir qui fait l'histoire

**DÉVELOPPEMENT D'UNE CHAÎNE DE
TRAITEMENT POUR L'ATTÉNUATION DES
CONTAMINANTS PROVENANT DES PRODUITS
D'ENTRETIEN DE L'AUTOROUTE FÉLIX-LECLERC :
LIT FILTRANT ET MARAIS EPURATEUR ADAPTÉ**

1^{er} Rapport d'avancement

Phase I: Lit filtrant

Présenté à

M. Yves Bédard

Ministère des Transports du Québec

par

B. Morteau

Sous la direction de

Profs. R. Galvez-Cloutier et S. Leroueil

Québec, Novembre 2006

Référence:

Morteau, B., Galvez-Cloutier, R. et Leroueil. S. (2006) Développement d'une chaîne de traitement pour l'atténuation des contaminants provenant des produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc: lit filtrant et marais épurateur adapté. Rapport Technique 03605'2_06 présenté au Ministère des Transport de Québec. 45pp.

Table des Matières

1. INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE	8
2. LES MARAIS FILTRANTS TRADITIONNELS VERSUS UN SYSTÈME DE TRAITEMENT EN CHAÎNE ADAPTÉ AUX CONTAMINANTS PROVENANT DU RÉSEAU ROUTIER.....	11
3. ÉTUDE SUR LES MATÉRIAUX APPLICABLES AU LIT FILTRANT ET/OU BASSIN DE SÉDIMENTATION.....	13
3.1 LES ARGILES ET LA ROCHE CALCAIRE EN TANT QUE MATÉRIAUX ET SES APPLICATIONS ENVIRONNEMENTALES.....	15
<i>Les argiles.....</i>	<i>15</i>
<i>La roche calcaire</i>	<i>16</i>
3.2 MATÉRIAUX ET MÉTHODES	18
<i>Les argiles de Blainville.....</i>	<i>18</i>
<i>La calcite.....</i>	<i>20</i>
<i>La qualité des eaux du réseau routier.....</i>	<i>21</i>
<i>Essais d'adsorption des composés chimiques : Phosphore, Chlorures et Sodium.....</i>	<i>26</i>
Spectrophotométrie pour l'analyse du phosphore	27
Chromatographie ionique en phase liquide haute performance pour l'analyse des chlorures	29
Spectrophotométrie d'absorption atomique pour l'analyse de Na.....	29
<i>Caractérisation géotechnique</i>	<i>30</i>
Granulométrie	30
Minéralogie des matériaux.....	31
<i>Caractérisation géochimique.....</i>	<i>31</i>
Capacité d'échange cationique (CEC) et surface spécifique.....	31
3.3. STATISTIQUES	32
4. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	33
4.1 ADSORPTION.....	33
<i>Calcite.....</i>	<i>34</i>
<i>Calcite Broyée.....</i>	<i>35</i>
<i>Argile</i>	<i>35</i>
4.2 CARACTÉRISTIQUES ET PROPRIÉTÉS DES MATÉRIAUX	39
<i>Granulométrie des matériaux</i>	<i>39</i>
<i>Minéralogie.....</i>	<i>41</i>
<i>CEC et Surface Spécifique</i>	<i>42</i>
5. DISCUSSION.....	43

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	46
BIBLIOGRAPHIE	48
ANNEXE A	50
<i>Courbes de régression pour la détermination du $\ln K_f$ tracé sur SAS 9.0</i>	<i>50</i>
ANNEXE B	55

1. Introduction et mise en contexte

Le lac Saint-Augustin, est aujourd'hui un endroit où la baignade est interdite lors de la saison estivale à cause de la prolifération des algues et en particulier de la présence de cyanobactéries (algues bleu-vert). La direction de la santé publique du Québec (DSPQ) recommande d'éviter tout contact avec l'eau du lac lors de la présence d'écume de cyanobactéries à la surface du plan d'eau. Les cyanobactéries sont une nuisance sur le plan de la santé publique, notamment par leurs cyanotoxines causant des malaises gastriques ou dermiques, pouvant même causer la mort. Cet accroissement de la production algale est relié notamment à l'apport excédentaire de nutriments (phosphore et azote) et autres oligoéléments, provenant des secteurs agricole, urbain et du réseau routier. Le lac Saint-Augustin est un plan d'eau jugé hypereutrophe (Galvez-Cloutier et al. 2006a) correspondant à un niveau de productivité biologique très élevée. Donc, l'état d'eutrophisation du lac n'est pas seulement un dommage à l'écosystème, mais ses effets négatifs touchent également l'eau potable, les activités récréo-touristiques et la pêche sportive, ce qui a des répercussions très significatives sur la santé humaine et socio-économique d'une municipalité ou d'une région.

Afin de supporter le développement urbain de la région de Québec, le réseau de transport a dû s'agrandir et faire place à la construction de l'autoroute Félix-Leclerc (A40). Ainsi, au fil des années, le trafic intense est venu augmenter la teneur en contaminants (des éléments présents dans les produits de sels de déglacage et les abrasifs ainsi que dans les carburants et autres débris provenant des voitures) dans le ruissellement superficiel et aussi dans l'écoulement souterrain vers le lac (Galvez-Cloutier et al. 2006b). Effectivement, dans le

secteur nord et à l'intérieur de son bassin versant, le lac est affecté par un intense réseau routier associé à un tronçon de l'autoroute Félix-Leclerc et du boulevard Wilfrid-Hamel.

En 2003, une étude de faisabilité, réalisée dans le bassin versant du lac Saint-Augustin, par BPH Environnement (BPH, 2003), visait le traitement des eaux de ruissellement du tronçon de l'autoroute Félix-Leclerc. Les taux d'enlèvement des contaminants indiqués dans l'étude de BPH (2003) par un marais traditionnel sont faibles et ce traitement ne s'attarde pas aux contaminants ciblés par le Ministère de Transport du Québec (MTQ). Les taux d'enlèvement de contaminants ciblés sont à revoir en fonction des conditions particulières du secteur de l'autoroute Félix-Leclerc dans le contexte du Bassin versant du lac Saint-Augustin.

Dans le cadre d'une gestion par bassin versant il est important de tenir compte de toutes les sources de contamination, de toutes les voies de transport, des récepteurs humains et écologiques ainsi que des impacts directs mais aussi indirects dus à la présence et à l'interaction des contaminants. Les mesures d'atténuation et contrôle proposées dans un diagnostic et approche par bassin versant sont plus efficaces et visent des solutions plus performantes et à long terme.

Le groupe de recherche de génie civil de l'Université Laval dirigé par le Prof. R. Galvez-Cloutier étudie la contamination dans le bassin versant du Lac Saint-Augustin depuis plusieurs années; le groupe de recherche appuie les efforts de la communauté pour la réduction à la source, informe et vulgarise la recherche scientifique afin d'augmenter la compréhension des enjeux et il travaille à la recherche de solutions de décontamination et donc d'amélioration

de la qualité de l'environnement du bassin versant. Les recherches du Prof. Galvez-Cloutier compte sur l'appui de la plupart des intervenants du milieu.

C'est dans ce cadre de travail et de recherche que le MTQ a mandaté le groupe de recherche de l'Université Laval pour l'étude de solutions à la problématique de contamination due aux effluents routiers.

2. Les marais filtrants traditionnels versus un système de traitement en chaîne adapté aux contaminants provenant du réseau routier

Les marais filtrants traditionnels ne sont pas suffisamment adaptés pour traiter le problème de sels de déglacage en provenance des réseaux routiers (les chlorures de sodium et de calcium). Ils sont conçus principalement pour le traitement des eaux usées municipales et agricoles. Parmi les marais traditionnels reconnus par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) on retrouve les marais à écoulement en surface, les marais à écoulement horizontal sous la surface, les lits de roseaux à écoulement vertical et les systèmes hybrides (plantes aquatiques flottantes). Pour ce type de marais traditionnel, la performance est basée sur l'enlèvement de la demande biologique en oxygène (DBO₅), les matières en suspension (MES), l'azote (N), le phosphore total (Pt) et les coliformes fécaux (CF). Les paramètres de conception de ces marais filtrants sont basés, entre autres, sur la réduction des polluants en fonction du taux de charge hydraulique superficielle et du temps de rétention hydraulique.

Les plantes couramment utilisées dans les marais traditionnels sont la quenouille, le phragmite commun d'Amérique du Nord (*Phragmites communis*) et le Scirpe. Dans certains cas, la densité initiale de plantation est d'environ 10 000 plants par hectare pouvant atteindre environ 100 000 plants à l'hectare lorsque le marais atteint sa maturité. Le rendement attendu pour l'enlèvement des contaminants précités varie de moyen à très bon selon les paramètres d'opération.

Dans le cadre de ce projet, les unités de traitement à l'étude visent la neutralisation des polluants en provenance des réseaux routiers du MTQ. Le système de traitement proposé étudie le potentiel de 2 unités différentes soit **un lit filtrant** et un **marais épurateur construit adapté** (MECA). Ces unités font appel à des procédés d'atténuation différents. Un matériel granulaire adsorbant qui peut être appliqué comme composant du lit filtrant ou comme composante du sol du marais épurateur adapté. Ce matériau peut jouer des rôles chimique et physique de rétention de contaminants.

Donc, ce projet de recherche comporte essentiellement deux phases:

Phase I - Lit Filtrant (recherche sur les matériaux)

- Revue bibliographique (charges, matériaux)
- Visites de terrain (échantillonnage d'eau: 3 types de sources)
- Analyses chimiques (eaux)
- Caractérisation physique de matériaux
- Essais d'adsorption (bêcher)
- Simulation unité Lit filtrant (colonne d'évaluation de la durabilité du matériel)
- Traitement et interprétation de données

Phase II - Marais épurateur construit adapté (recherche sur les plantes halophytes)

- Revue bibliographique
- Prélèvement de plantes halophiles (10 types de plantes Bas Saint-Laurent)
- Analyse chimique (eaux après LF, sol de marais)
- Essais de phyto-adsorption en chambre environnementale
- Simulation phyto-adsorption chambre environnementale
- Traitement et interprétation de données

C'est en accord avec les plans et devis dans la proposition de recherche présentée au MTQ que ce rapport d'avancement expose les résultats de la Phase I, une discussion des résultats ainsi que certaines conclusions préliminaires.

3. Étude sur les matériaux applicables au Lit filtrant et/ou bassin de sédimentation

L'objectif de cette première phase du projet de recherche et développement vise à identifier les meilleurs matériaux pour la construction d'un système intégré en vue de retenir la charge polluante en provenance du réseau routier de MTQ. Le lit filtrant ou bassin visent l'enlèvement des métaux et du phosphore, et de façon plus générale, la réduction de la conductivité électrique (CE). Le choix de matériaux considérés dans ce projet répondent aux critères suivants:

- Il s'agit de matériaux naturels non modifiés;
- Il s'agit de matériaux économiques;
- Il s'agit de matériaux écologiques avec un potentiel d'impact mineur ou nul sur l'environnement;
- Il s'agit de matériaux physiquement et chimiquement stables
- Ils présentent une affinité pour la rétention de contaminants du réseau routier: chlorures (Cl), sodium (Na), calcium (Ca), conductivité électrique (CE), Phosphore (P), métaux lourds (Cd, Pb, Hg, Ni), hydrocarbures (C₁₀-C₅₀) et autres contaminants organiques.

Dans cette première étape deux matériaux ont été étudiés : une argile et un granulats calcaire, tous les deux présents naturellement et de façon abondante au

Québec. Les fonctions et rôles recherches pour chaque matériaux sont résumés ci-bas.

Matériaux	Qualités recherchées
<i>Calcaire</i>	Matériel perméable, granulaire, adsorbant des contaminants présents dans les eaux de ruissellement routier – <u>Applicable en tant que composant du lit filtrant.</u>
<i>Argile</i>	Matériel imperméable, adsorbant des contaminants présents dans les eaux de ruissellement – <u>Applicable en tant que couche étanche au fond des fossés ou à la base de marais.</u>

La chaîne de traitement pourrait être envisagée comme étant constituée d'un système de récupération des eaux gravitaire qui collecte les eaux tout au long de l'autoroute et emmène l'eau au lit filtrant¹. Le caractère imperméable de l'argile la désigne naturellement à être utilisée comme matériel étanche qui pourrait recouvrir le fond de fossés et contribuer à la rétention de contaminants. La calcite adsorbe très bien le chlorure, le sodium et le phosphore en laissant passer l'eau ce qui la prédispose au lit filtrant.

Deux autres matériaux; l'alumina et la tourbe ont été écartés, respectivement, à cause des possibles impacts négatifs sur l'environnement et pour son instabilité chimique.

¹ À titre d'exemple, une estimation grossière et partielle des débits sont montrés en Annexe B.

3.1 Les argiles et la roche calcaire en tant que matériaux et ses applications environnementales

Les argiles

Les argiles constituent un groupe complexe de minéraux de provenance, de minéralogie, de caractéristiques et d'usages différents. Ce sont tous des minéraux naturels d'apparence terreuse, de granulométrie fine qui sont composés surtout de silicates hydratés d'aluminium, auxquels s'ajoutent du fer, des alcalis et des éléments alcalino-terreux.

Les minéraux argileux sont classés dans deux grands groupes, soit celui des **argiles spéciales**, qui comprend notamment l'attapulгите, la bentonite, l'argile à foulon, l'hectorite, la montmorillonite et la sépiolite, ainsi que celui des **argiles kaolinitiques**. Ces minéraux sont rarement purs et reposent avec des minéraux, dans une gangue (e.g. le quartz, la calcite, la dolomite, le feldspath, le gypse et les oxydes de fer).

L'argile est une matière première abondante qui possède une large gamme de propriétés et d'applications. La valeur commerciale d'une argile dépend en premier lieu de ses propriétés physiques et physico-chimiques, mais aussi de la proximité des marchés où les produits d'argile sont utilisés.

Au Québec, des sols argileux d'origine marine postglaciaire se trouvent dans la Mer de Champlain, Mer de Laflamme et la Mer de Goldthwait. D'autres dépôts incluent les lacs postglaciaires des Cantons de Est, de l'Abitibi et du Témiscamingue. Les argiles trouvées naturellement au Québec contiennent du chlorite et de l'illite.

Les utilisations des argiles en génie environnemental sont dues principalement à leurs propriétés d'étanchéité (base perméabilité) et à leur capacité de rétention des contaminants sur leur surface chargée électriquement. Ainsi, les argiles sont utilisées comme barrière d'imperméabilisation au fond et en recouvrement de cellules de sites d'enfouissement sanitaire, au fond de bassins de rétention d'eaux de lixiviation ou de rejets liquides industriels et comme composantes dans des lits filtrants.

La roche calcaire

Le calcaire est une pierre d'origine naturelle comportant des niveaux élevés de carbonates de calcium et/ou de magnésium. Le terme « chaux » désigne les produits dérivés du calcaire, notamment la chaux vive, la chaux éteinte et la chaux hydraulique. L'utilisation de produits à base de chaux et de calcaire remonte à la préhistoire. Utilisés depuis plus de 12 000 ans, il s'agit des plus anciens matériaux utilisés par l'humanité dans toutes sortes d'applications : en art et en architecture, dans les matériaux de construction, la préparation des aliments, les soins de toilette personnels, les produits chimiques industriels et bien plus. Ces produits sont beaucoup utilisés et représentent une composante de base importante dans notre société industrielle, mais aussi dans l'assainissement/conditionnement des eaux et des sols. En particulier des produits faits à la base de la roche calcaire ont été utilisés comme adoucisseurs d'eau, pour l'ajustement de pH, pour la précipitation des métaux lourds et des sels (phosphates et chlorures).

Les produits dérivés du calcaire (CaCO_3) possèdent la capacité unique d'être transformés et de reprendre leur forme originale. Le calcaire est la roche sédimentaire la plus importante et la plus abondante; elle se forme par le

tassement des restes de coraux, d'animaux et de plantes au fond des océans à travers le monde. Le calcaire est composé d'un minéral, la calcite (carbonate de calcium) et/ou la dolomite (carbonate de calcium et de magnésium) ainsi que de petites quantités d'autres minéraux. On compte trois types distincts de calcaire, qui sont définis en fonction de leur concentration en carbonate de magnésium (MgCO_3):

1. Le calcaire dolomitique comporte de 35 à 46 % de carbonate de magnésium.
2. Le calcaire magnésien comporte de 5 à 35 % de carbonate de magnésium.
3. Le calcaire à haute teneur en calcium contient moins de 5 % de carbonate de magnésium.

Le calcaire est extrait de carrières ou de mines, puis est concassé et tamisé pour être utilisé dans une grande variété d'applications tel que mentionné précédemment. Le Tableau 1 montre la composition de certaines roches calcaires dans le monde.

Tableau 1. Composition de quelques calcites (% en poids).

Localisation	CaO	MgO	FeO	MnO	SrO	BaO	PbO	CO ₂	Σ
Monterrey, Californie	53.6	1.7	0.4	----	----	----	----	44.2	99.9
Carbonatite de Gatineau, Québec	55.3	---	0.1	0.6	0.3	0.03	----	44.0	100
Minerai Mn, de Langan, Suède	51.4	0.1	----	2.6	----	----	2.5	42.4	99.4
Golden Mile, Australie	53.0	0.5	2.2	0.5	----	1.2	----	43.7	99.9
Minerai Mn, Groupe Sausar, Inde	43.8	0.4	----	10.2	3.6	----	----	43.8	100

3.2 Matériaux et Méthodes

Les argiles de Blainville

L'argile utilisée provient du nord de Montréal de la localité de Blainville. La strate logique supérieure de ce site de dépôt est constituée d'une couche de sable d'une épaisseur variant de 1,5 à 3m. Sous le sable de surface se trouve une couche de 15 à 27m d'argile (appelée ci-après 'argile de Blainville') pure, sous laquelle s'étendent de 3 à 6m de till. Enfin, sous les trois unités sédimentaires, on trouve la fondation rocheuse de type calcaire. Les cellules sécuritaires sont construites après excavation sur le dépôt sédimentaire naturel, les sols excavés sont composés essentiellement des sols de la formation argileuse. Le sol excavé a été analysé et il est composé d'argile (59%) et de silt (41%) de grande compressibilité et de plasticité élevée, classé CH selon la classification unifiée de sols. L'argile a une masse volumique sèche maximale moyenne de 1621 kg/m³ et un teneur optimale d'eau de 23% comme le montrent les résultats de l'essai proctor standard. La limite de liquidité moyenne est de 53% et la limite de plasticité est de 24%. La perméabilité a été estimée à $2,5 \times 10^{-8}$ cm/sec.

Les argiles sont une famille de cristaux altérés, ils sont formés de couches de silicates entre lesquelles se logent des cations (Al, K, Mg). Les substitutions entre les feuillets amènent les argiles à avoir des charges surtout négatives et donc à attirer et à adsorber les cations (e.g. métaux lourds, Na, Ca), mais elles présentent aussi des charges positives capables d'attirer des anions (PO₄²⁻, Cl⁻, SO₄²⁻). Les caractéristiques de l'argile sont une grande capacité d'échange cationique (CEC) et une surface spécifique relativement importante tout dépendamment du type d'argile. Comme on le verra plus tard l'illite et le chlorite sont des argiles contenues dans l'argile de Blainville. Le Tableau 2

montre les caractéristiques théoriques et reportées dans la littérature pour les matériaux à l'étude.

Les réactions d'adsorptions commencent en bordure des cristaux et pénètrent de plus en plus profondément. Certains cations comme le Na⁺ qui ont des énergies d'hydratation grandes éloignent les feuillets et peuvent même amener à la dissociation du minéral, ce qui rend disponible plus de charge positive.

Tableau 2 : Surface spécifique et CEC de l'illite, le chlorite et la calcite.

Minéral	Source	Surface spécifique (m ² /g)	C.E.C. (milliéquivalent/100g)
Illite	Théorique	100-175	10-40
	Beene et al. 1991	24	
	Kahr et al. 1995	78	
Chlorite	Théorique	100-175	10-40
Calcite	Drizo et al. 1999	7.4	22
	Van der Weijden et al. 1997	0,40	

Il existe différents types d'argiles dont l'illite et chlorite contenues dans notre argile. L'adsorption du chlorure et du sodium est relativement peu documentée et la plupart des documents consultés parlent peu de chlorite ou d'illite. L'illite est constituée comme les autres argiles de feuillets de silicate mais le potassium pauvrement hydraté ne permet pas l'expansion de l'argile. Il possède de fortes capacités à fixer les cations entre ces feuillets et à leurs bordures. Sur ces bordures les anions sont repoussés et vont donc se fixer sur des charges de surface positives associés à la bordure (Beene et al., 1991) ou sur les bordures des feuillets.

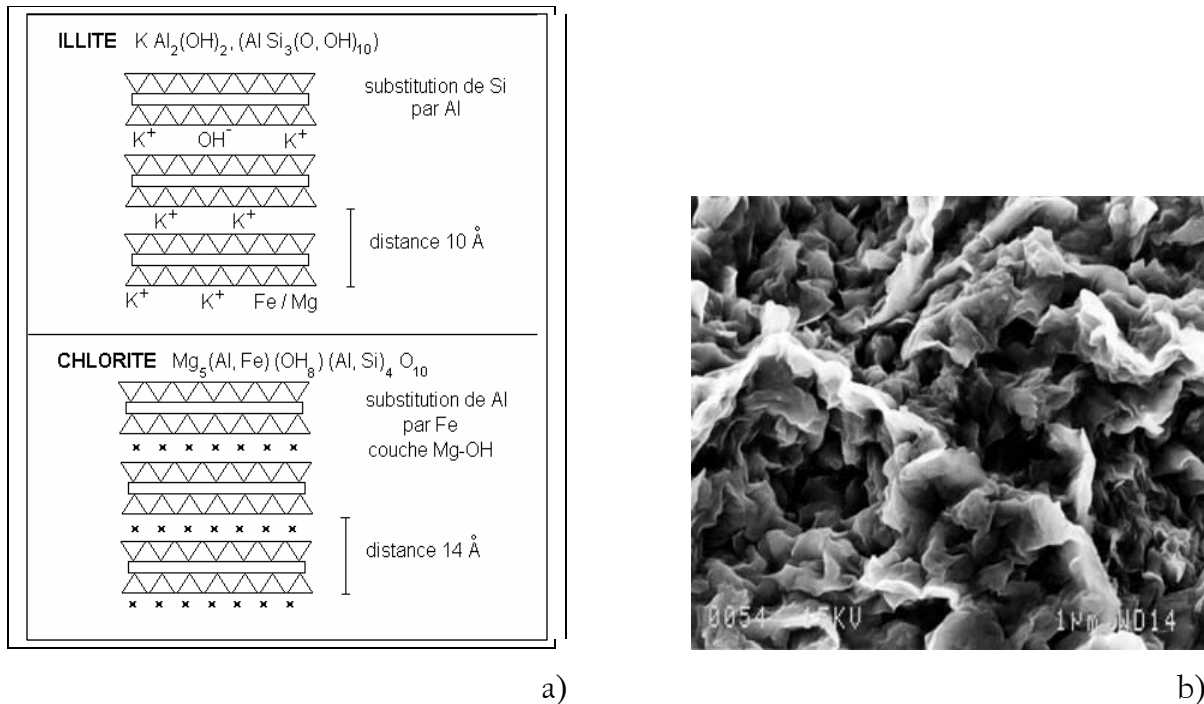


Figure 1 : Structure des argiles (a) et morphologie microscopique par MEB (b)

La calcite.

La roche calcaire provient de la carrière Union Ltée., dans la ville de Québec. Elle est constituée principalement de calcite. Le Figure 2 montre la structure typique de la calcite ainsi qu'une photo de grains de calcite. Ce matériau est important dans l'industrie, il est utilisé pour la fixation de phosphore dans l'industrie (Donnert and Salecker, 1999) mais également dans les sédiments (Hart et al, 2003; Berg et al, 2003). Son coût réduit et sa grande disponibilité en fait un matériau idéal. Son comportement est complexe, elle a tendance à se dissoudre et à co-précipiter avec P formant des complexes qui captent le phosphore et le sédimente (Berg et Al, 2004). Les réactions de surface, des hydrolyses, sont également des mécanismes clés qui régissent l'adsorption avec le phosphore (Karageorgiou et al., 2006). On observe généralement des réactions d'adsorptions dans les premières minutes créant des liaisons à faible

énergie qui sont suivies par des réactions, créant des liaisons plus fortes, comme les co-précipitations.

Le pH est un facteur important car il détermine la forme du contaminant pour le PO_4^{3-} aussi bien que des hydrolysats créés à la surface de la calcite (Karageorgiou et al, 2006). Selon le pH et les espèces présentes dans la solution, les hydrolysats peuvent avoir des charges positives (e.g. Ca^{2+} , CaHCO_3^+ et CaOH^+ pour des pH inférieurs à 8) ou négatifs, orientant ainsi l'adsorption.

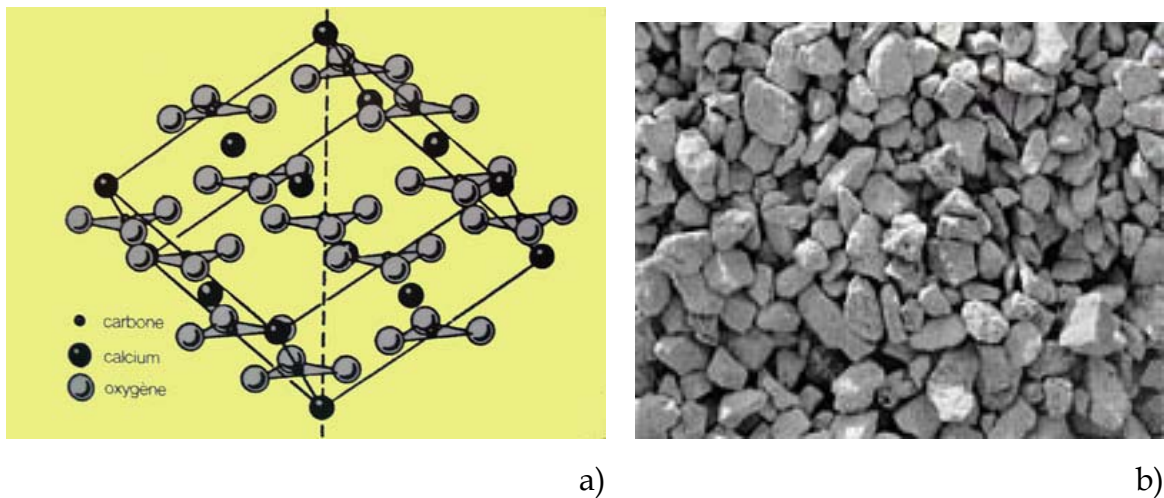


Figure 2. Structure rhomboédrique (a) et grains de Calcite (b).

La qualité des eaux du réseau routier.

Dans le cadre de l'étude 'Le Lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Léclerc', la qualité des divers points d'eau ont été étudiés (Galvez-Cloutier, 2006). Des échantillons d'eau provenant de 14 points d'eau situés du côté nord, en amont et en aval de l'autoroute 40 ont été pris pendant le printemps et l'été 2006 à une fréquence d'une fois par semaine. Cinq (5) piézomètres, trois (3) puits résidentiels et trois (3) sites d'échantillonnage dans les fossés de l'Autoroute 40, se trouvent en aval et en amont de l'autoroute 40, du côté nord du lac Saint-

Augustin, on a inclut aussi les eaux du principal tributaire du lac ainsi que les eaux du lac, en totalisant quatorze sites d'échantillonnage d'eau distribués tel que montré au Tableau 3 et à la Figure 3. Les paramètres mesurés ont inclus la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous (OD), le Cl, le Na et le Ca.

Tableau 3. Localisation géographique et type de point d'échantillonnage.

Nom du Site	Coordonnée Est	Coordonnée Nord	Type de site d'échantillonnage
P3	316720	5179936	Piézomètre (eau souterraine)
P4	316400	5180132	Piézomètre (eau souterraine)
P5	316337	5180038	Piézomètre (eau souterraine)
P6	316309	5180582	Piézomètre (eau souterraine)
P9	316543	5179973	Piézomètre (eau souterraine)
F1	316870	5180683	Fossé (eau superficielle)
F2	317092	5180730	Fossé (eau superficielle)
F3	316317	5180529	Fossé (eau superficielle)
F4	316602	5179963	Fossé (eau superficielle)
M3	316976	5179927	Puits résidentiel (eau souterraine)
M4	317060	5180067	Puits résidentiel (eau souterraine)
M5	317001	5180288	Puits résidentiel (eau souterraine)
TA1	317710	5180936	Tributaire du lac (eau superficielle)
Eau du lac	316984	5179734	Lac (eau superficielle)

La conductivité électrique est une mesure de l'aptitude des eaux à conduire le courant électrique. La conductivité d'une solution augmente à mesure que la concentration de son contenu ionique augmente. L'évaluation de la conductivité intègre l'ensemble du contenu ionique (anions et cations) des eaux. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+) tandis que les anions majeurs sont les bicarbonates (HCO_3^-), les carbonates (CO_3^{2-}) et les chlorures (Cl^-).

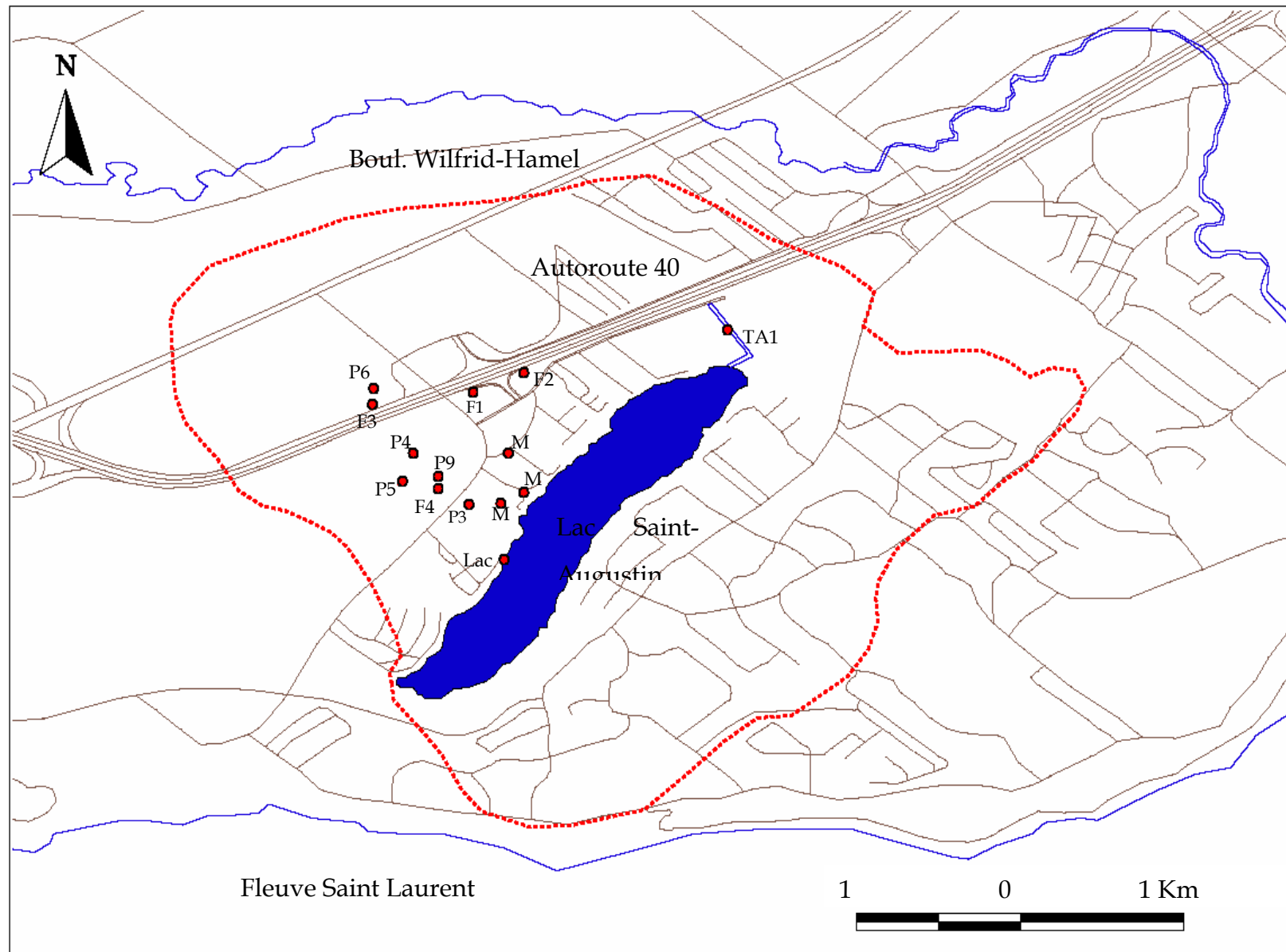


Figure 3 : localisation des sites d'échantillonnage.

La CE, pH et l'OD ont été mesurés in-situ à l'aide d'un multimètre Hach. Les autres paramètres ont été mesurés au laboratoire d'Environnement du département de Génie Civil de l'Université Laval. Les concentrations en ions Sodium et Calcium ont été mesurés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (AAS Perkin & Elmer 310) et celles des anions Cl^- et SO_4^- ont été mesurées par Chromatographie en Phase liquide d'haute Performance (HPLC – Waters, Breeze System). Les détails des méthodes sont donnés plus bas.

À titre d'exemple, la Figure 4 montre la variation de la concentration en chlorures. Le Tableau 4 résume les moyennes de résultats sur toute la période d'observation pour les autres paramètres.

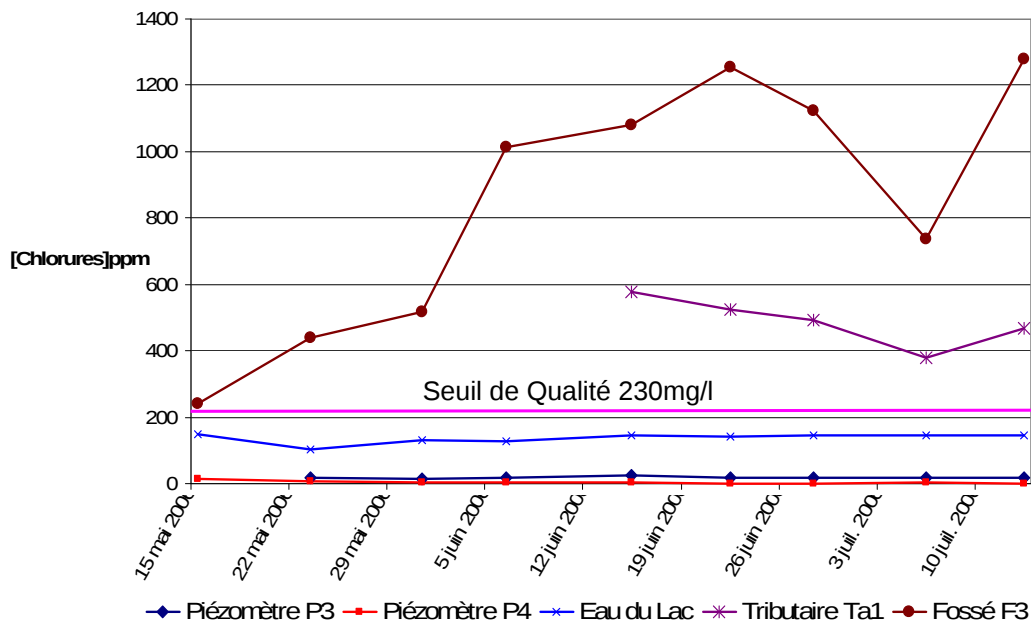


Figure 4. Variation de la concentration en chlorures aux printemps et été 2006.
Tableau 4. Concentration moyennes en Chlorures, Sulfates, Sodium et Calcium.

Échantillon	Chlorures (mg/l)	Sulfates (mg/l)	Sodium (mg/l)	Calcium (mg/l)
Piézom. P3	17.22	16.26	12.40	65.42
Piézom. P4	3.83	45.23	12.60	76.10
Piézom. P5	13.77	14.01	24.67	70.46
Piézom. P6	5.06	197.24	31.50	203.82
Piézom. P9	5.01	41.39	33.85	78.75
Fossé F1	1043.55	76.67	350.27	157.63
Fossé F2	1081.70	88.86	326.20	140.23
Fossé F3	854.75	62.40	203.73	135.15
Fossé F4	4.57	24.77	19.67	67.75
Puits Resid. M3	13.90	11.59	32.50	90.30
Puits Resid. M4	17.70	37.27	52.50	98.40
Puits Resid. M5	273.29	9.92	454.50	21.93
Tributaire Ta1	488.20	64.69	249.00	107.00
Eau Lac	137.41	29.58	81.83	58.40

Tel suspecté, les résultats montrés à la Figure 4 et au Tableau 4 montrent que les eaux des fossés et tributaires montrent une charge élevée en tous les contaminants. Les concentrations en sodium montrent des concentrations de l'ordre de 12 à 50mg/l pour les eaux souterraines, tandis que les valeurs pour l'eau superficielle dépassent la limite des 200mg/l indiquée par le MDDEP; l'eau du lac a une valeur de 81 mg/l. D'après Wetzel (1983), une concentration de 40mg/l de sodium encourage la croissance de plusieurs types de cyanobactéries. Pour le calcium, on trouve des concentrations qui varient entre 65 et 200mg/l. D'après Mayer et al. (1999), la concentration naturelle de Ca est de l'ordre de 1 à 10mg/l dans les lacs de la région du Bouclier Canadien, ce que nous indique que les eaux souterraines et superficielles ont des concentrations élevées en calcium.

Essais d'adsorption des composés chimiques : Phosphore, Chlorures et Sodium

Puisque les blooms algaux du Lac Saint-Augustin sont dus à la présence d'un excès en nutriments et que les sels sont suspectés d'encourager la reproduction des cyanobactéries, nous avons évalué la performance de rétention de ces contaminants par les matériaux adsorbants choisis. Puisque dans le cas de la calcite sa surface spécifique est moins importante nous avons inclut un échantillon de calcite broyée dans l'expérience.

Des solutions de différentes concentrations ont été préparées aussi bien pour le phosphore que pour le sel. La solution de Phosphore a été préparée à partir de K_2HPO_4 et la solution de Sel à partir de NaCl pure à 99%.

Les concentrations montrées aux Tableaux 5 et 6 ont été mélangées avec différentes quantités d'argile, de calcite et de calcite broyée dans des bouteilles en verre de 500ml, exception faite de la première expérience avec le phosphore effectuée dans des réacteurs fermés de 1L en volume.

Tableau 5 : Concentration des solutions de NaCl pour les différentes expériences.

N° expérience	Volume de liquide ajouté (mL)	Concentration de la solution ajoutée (mg Cl/L)	Concentration de la solution ajoutée (mg Na/L)	Masse sèche d'adsorbat ajouté (g)
1	100	1213.2	786.7	2, 4, 6, 10
2	100	30.3 et 6.06	19.66 et 3.93	2, 4, 6, 10

Tableau 6 : Concentration des solutions de P pour les différentes expériences.

N° expérience	Volume de liquide ajouté (mL)	Concentration de la solution ajoutée (mg P/L)	Masse sèche d'adsorbat ajouté (g)
1	500	1,3	5, 15, 20, 30, 40
2	100	325	5, 10, 15
3	100	325	5, 10, 15
4	100	50	2, 4, 6, 8, 12

Le contenu des réacteurs a ensuite été mélangé à l'aide d'un agitateur horizontal pendant 24 heures. Les suspensions ont été filtrées avec des filtres Whatman N°40 puis 540 et des filtres spéciaux pour les analyses au HPLC et au AAS. Les surnageants ont ensuite été analysés. Les tests réalisés avec l'argile ont nécessité une centrifugation avant filtrage pour séparer le surnageant de la matière en suspension.

Spectrophotométrie pour l'analyse du phosphore

La méthode colorimétrique par acide ascorbique mise en place par le centre d'expertise du Ministère de l'environnement de Québec (CEAEQ) a été utilisée.

Le surnageant décrit dans la section précédente a été mélangé avec un réactif qui complexe le phosphore présent dans la solution. Ce complexe est coloré en bleu ce qui permet de déterminer la concentration en fonction de l'intensité de la couleur. Plus la solution est foncée plus la concentration est importante. À partir de concentrations

connues avec lesquelles l'absorbance est mesurée, on trace une courbe de calibration qui donne l'équation nécessaire à la transformation des données d'absorbance en concentration.

Les échantillons sont introduits dans le spectrophotomètre à l'aide de cuvette en verre dont les parois sont transparentes. Le faisceau traverse le liquide sans avoir le biais apporté par l'épaisseur du verre. De l'eau pure a été utilisée comme blanc de concentration et on mesure les témoins afin de connaître l'erreur due à la couleur du surnageant filtré. On soustrait ensuite la valeur du témoin aux valeurs obtenues des échantillons.

Les réactifs utilisés sont les suivants : acide sulfurique 5N, solution de tartrate d'antimoine et de potassium, une solution de molybdate d'ammonium, et de l'acide ascorbique. Ils ont respectivement été préparés de la manière suivante :

- Dilution de 70 mL d'acide sulfurique concentré dans 500 mL d'eau pure.
- Dissolution de 1.37g tartrate d'antimoine et de potassium dans 400ml d'eau pure.
- Dissolution de 20 g de molybdate d'ammonium dans 500 mL d'eau pure.
- Dissolution de 1.76g d'acide ascorbique dans 100ml d'eau pure.

Pour la préparation de 100 mL du réactif combiné, les réactifs déjà préparés ont été mélangés dans l'ordre suivant : 50 mL d'acide sulfurique, 5 mL d'antimonyle tartrate de potassium, 15 mL de molybdate d'ammonium, et 30 mL d'acide ascorbique. Après chaque ajout le mélange a été remué. Le pH du réactif combiné final est de 1.0.

Dans des fioles, 12.5 mL du surnageant filtré et 2 mL du réactif colorimétrique combiné ont été mélangés. Le tout a été agité pendant 10 minutes; il s'est formé une coloration bleue dont l'intensité dépend de la concentration d'orthophosphate libre en

solution, puis l'absorbance a été mesurée à 880 nm. La mesure doit se faire entre 10 et 30 minutes après le mélange du surnageant avec le réactif.

Chromatographie ionique en phase liquide haute performance pour l'analyse des chlorures

Les Analyses ont été faites par Juan C. Perez-Arzola, étudiant à la maîtrise. L'HPLC (high performance liquid chromatography) est un appareil complexe composé de plusieurs parties. Nous avons d'abord les solvants, différentes pompes servant à introduire les éluants et les échantillons en masse connue, la colonne où se passe le processus de séparation des ions, puis le détecteur qui analyse la concentration des ions. Le principe de base de la séparation est le passage d'un liquide au travers d'une colonne, l'éluant (acetonitrile dans notre cas) avec l'échantillon. La polarité de la colonne à anions ainsi que le type de solvant ont un impact sur la séparation des molécules due à l'environnement chimique de l'ensemble. Les anions sont donc séparés les uns des autres selon leur électronégativité et les concentrations sont ensuite analysées par chromatographie.

Spectrophotométrie d'absorption atomique pour l'analyse de Na

Le procédé consiste à introduire l'échantillon liquide sous forme de gouttelettes dans une flamme. A partir de là, nous avons deux manières d'utiliser l'appareil, en adsorption et en émission. L'analyse du sodium requiert l'analyse en émission.

Les éléments chauffés par la flamme entrent dans un état d'excitation; quand les atomes reviennent à leur état de base, ils émettent un rayonnement lumineux qui est quantifiable par l'appareil. La longueur d'onde de l'élément est isolée par un

monochromateur et détectée avec un tube photomultiplicateur. L'intensité de l'émission est proportionnelle à la concentration de l'élément dans l'échantillon.

Nous avons utilisé l'air comme oxydant. On calibre d'abord l'appareil avec des solutions étalons de 1, 3 et 6 ppm de Na⁺. Les échantillons sont préalablement dilués adéquatement, pour avoir des concentrations entre 0 et 6 ppm, puis acidifiés. Puis les échantillons sont analysés en les aspirant et en les nébulisant dans la flamme.

Caractérisation géotechnique

Granulométrie

La granulométrie de la calcite et de l'argile a été déterminée avec le Mastersizer qui est un instrument qui permet l'analyse granulométrique par compteur laser. Le 'Master sizer microplus' est un compteur laser qui permet d'obtenir la granulométrie de particules ayant un diamètre compris entre 0,05µm et 556µm (fraction fine du sol). Il est composé d'une unité optique reliée à un système informatique qui reçoit, gère et analyse les données. Le principe physique de base est la diffraction de la lumière. La méthode d'analyse respecte la théorie de "Mie". La distribution fondamentale, à partir de laquelle tous les résultats sont obtenus, est définie par le pourcentage du volume total des particules. Les particules, mises en suspension dans un support liquide, appelé le dispersant, sont pompées en continu à travers la cellule. Celle-ci se compose de deux surfaces transparentes distantes de 2mm qui forment un plan perpendiculaire au faisceau lumineux. La cellule est située entre la source du laser et les détecteurs qui captent la lumière diffractée. Lorsqu'une particule se présente dans la cellule, elle diffracte la lumière et produit un modèle de diffraction sur les détecteurs. Lorsque plusieurs particules sont présentes dans la cellule, la lumière mesurée sur les détecteurs est la somme de tous les modèles particuliers superposés. Plusieurs lectures sont prises sur une période de temps définie, permettant ainsi une analyse de plusieurs centaines de

particules. Une analyse des données est ensuite faite afin d'établir la distribution des particules de l'échantillon analysé.

Les résultats peuvent être, par le biais du logiciel, présentés sous la forme d'un tableau regroupant certaines caractéristiques comme les diamètres moyens, la surface spécifique, l'étalement et l'uniformité de la distribution, etc., et/ou sous la forme d'un graphique représentant, par exemple, le pourcentage passant (ou inférieur) en fonction du diamètre des particules.

Minéralogie des matériaux

La nature de l'argile et de la roche calcaire a été déterminée par Diffraction à Rayons-X. L'analyse minéralogique a été réalisée par spectrométrie de diffraction X (XRD) sur la fraction inférieure à 100 µm, au laboratoire microanalyse de l'Université Laval, en utilisant un Diffractomètre de marque Siemens. Le spectre obtenu permet de mettre en évidence la présence des minéraux cristallins suivants (par ordre d'importance) : le quartz, la calcite, l'illite, la chlorite et les amphiboles typiques du Québec.

Caractérisation géochimique

Capacité d'échange cationique (CEC) et surface spécifique

La CEC et la surface spécifique ont été déterminées par la valeur au bleu de méthylène avec la méthode 2501-025 « Sols-Granulométrie des sols inorganiques » du bureau de normalisation du Québec (BNQ). La valeur au bleu de méthylène se détermine en titrant un mélange sol-eau pure. Quinze g de sol sont mélangés à 100ml d'eau pure et laissés reposer pendant 24h. Le tout est ensuite titré par une solution de bleu de méthylène à 10g/l. On verse différentes quantités de bleu de méthylène et à chaque concentration on pose avec une tige en verre une goutte de la solution sur un papier filtre

(95g/m²). La goutte est composée d'une partie centrale comme une tache et d'une auréole qui l'entoure. Le point de saturation est obtenu quand l'auréole disparaît au bout de cinq minutes de contact entre le bleu et la solution sol-eau.

A partir de la valeur de saturation on peut déterminer la surface spécifique avec la formule suivante :

$$SS = \frac{Wt_{bleu\ sec} * 2100}{Wt_{sol}}$$

où

SS : est la surface spécifique en m²/g

Wt bleu sec : le poids de bleu sec utilisé

Wt sol : le poids de sol sec utilisé

2100 est le facteur de conversion provenant de la taille de la molécule du bleu de méthylène.

3.3. Statistiques

Les calculs statistiques ont été réalisés avec le logiciel SAS 9.0. Les données de régression pour la détermination de LnKf ont été analysées avec le logiciel de statistique ANOVA puis les régressions ont été tracées sur SAS ce qui nous a permis de connaître la précision et la cohérence des résultats.

4. Résultats et discussion

4.1 Adsorption

Les courbes d'adsorption appelées dans la littérature 'isothermes d'adsorption' sont une représentation de la capacité de rétention des matériaux. On voit l'augmentation de la capacité d'adsorption en fonction de la concentration mise en contact avec l'argile ou la calcite. A partir de ce schéma on peut connaître le comportement du système liquide-solide. Deux approches expérimentales sont communément utilisées pour décrire les réactions de rétention d'un contaminant par les matériaux réactifs : le modèle de Freundlich et celui de Langmuir. Les deux utilisent les courbes d'adsorption, qui sont les représentations graphiques de la masse de contaminant adsorbée en fonction de la masse de contaminant restant en solution à l'équilibre à température constante. On observe l'augmentation de la masse adsorbée en fonction de la concentration mise en contact avec l'argile ou la calcite. A partir de sa modélisation mathématique on peut connaître le comportement du système liquide-solide. Le modèle de Langmuir est certainement le plus simple au niveau de la théorie car il considère que chaque site ne peut adsorber qu'un ion, qu'il n'y a aucune interaction entre les ions qui s'adsorbent, et que la constante d'adsorption K est dépendante du site d'adsorption. Le modèle de Freundlich est plus réaliste car il suppose que l'énergie d'adsorption diminue exponentiellement avec la saturation de la surface. Nous avons des matériaux avec des surfaces spécifiques assez différentes, nous avons donc appliqué l'isotherme d'adsorption de Freundlich. L'équation générale de base du modèle de Freundlich :

$$C_s = \frac{x}{m} = K_F C_e^{\frac{1}{n}}$$

Où C_s : Concentration du contaminant adsorbé dans le sol g/g

C_e : Concentration du contaminant resté en solution et en équilibre (g/m³)

x : masse du contaminant adsorbé dans la phase solide (g)

m : masse du sol

K_F : Coefficient d'adsorption de Freundlich

n : coefficient empirique

Les résultats des essais d'adsorption pour les 3 matériaux testés sont présentés dans les Figures 4.1, 4.2 et 4,3 pour la calcite, calcite broyée et argile, respectivement.

Calcite

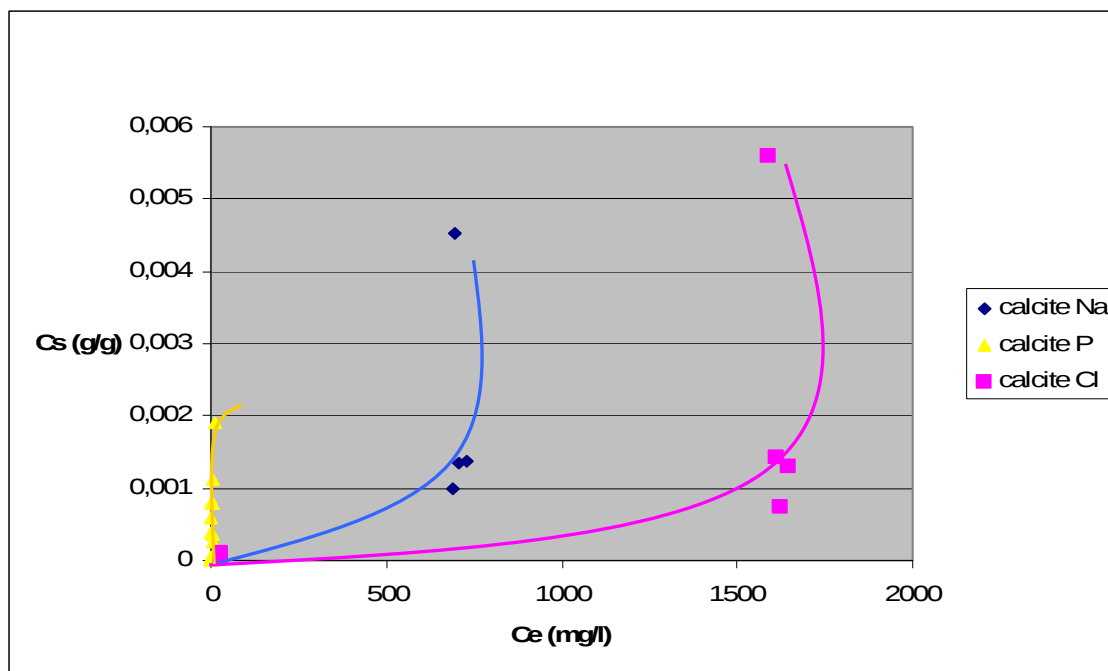


Figure 4.1 : Courbes d'adsorption pour la calcite.

Calcite Broyée

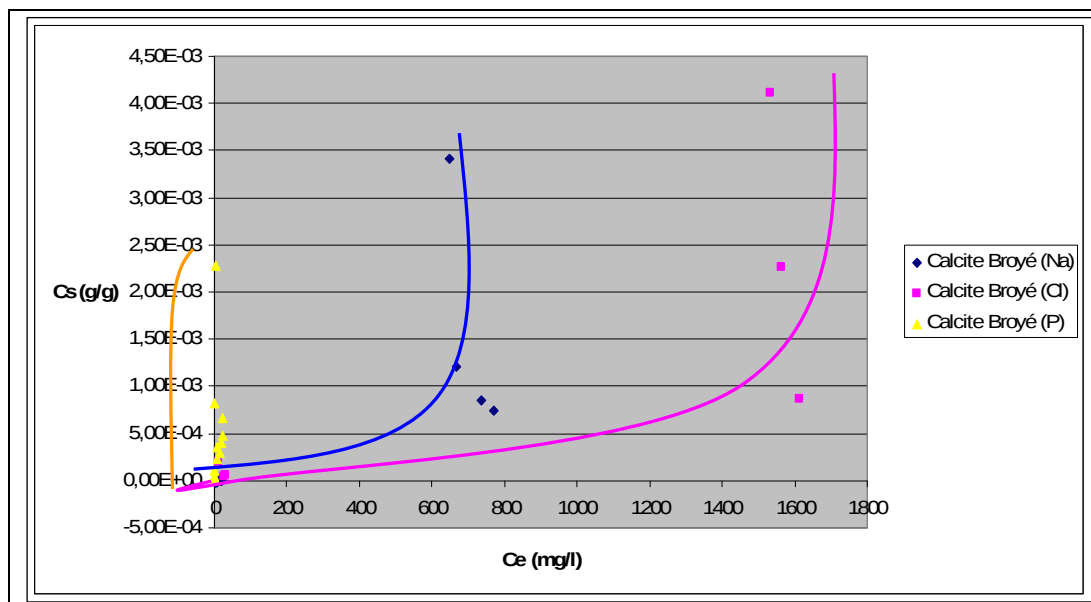


Figure 4.2 : Courbes d'adsorption pour la calcite broyée.

Argile

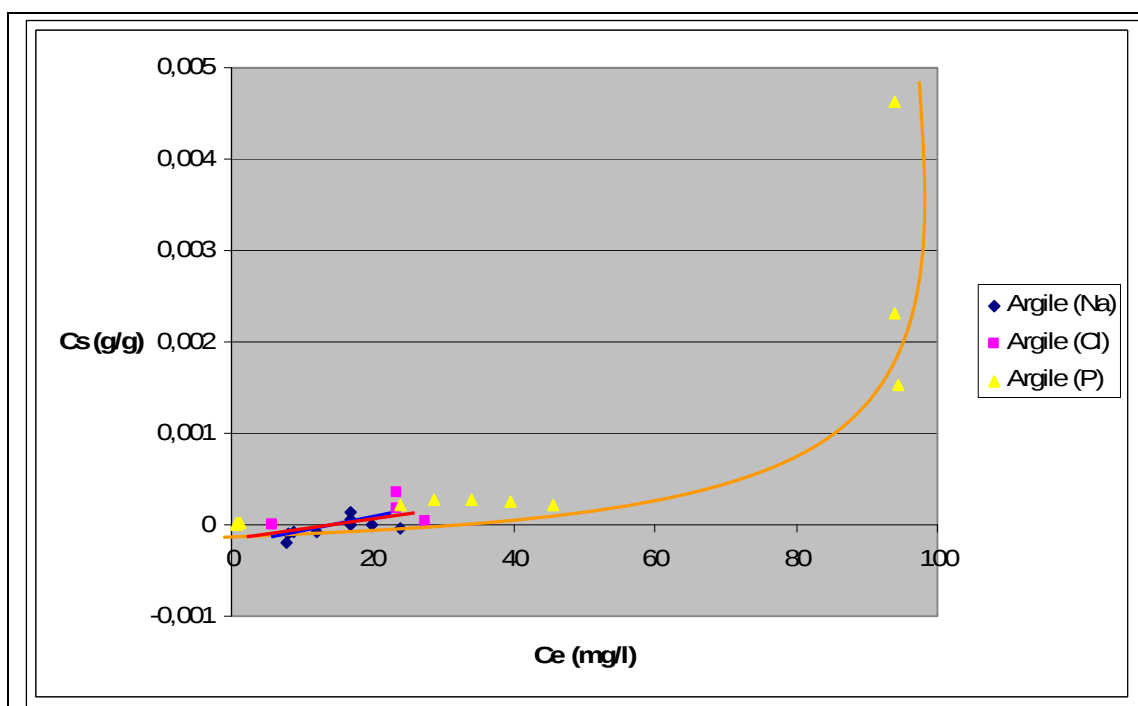


Figure 4.3 : Courbes d'adsorption pour l'argile.

Tel que montré dans les figures précédentes, dans tous les cas nous avons une adsorption des contaminants par les matériaux choisis, dans une mesure variable. Pour les concentrations appliquées, le contaminant le plus adsorbé est le chlorure, suivi par le phosphore, et ensuite par le sodium. Mais, il faut remarquer que des charges plus élevées en Phosphore auraient pu être appliquées car les matériaux ont adsorbé presque la totalité du P, notamment, les deux calcites. Le phosphore est adsorbé par la calcite, la calcite broyée et l'argile. Le caractère peu réactif du Na est indiqué par son coefficient de Freundlich qui est beaucoup plus faible que les autres. On peut donc penser qu'il a des affinités bien moindres avec les matériaux. Au niveau des capacités d'adsorption elles sont similaires à certaines trouvées dans la littérature. Par exemple, selon Ishikawa et Ichikuni (1984) la calcite peut adsorber entre 3 et 4mg de Na⁺/g et cela en présence du Potassium. Dominguez (2005) a rapporté des capacités d'adsorption de P de l'ordre de 200 mg/Kg de calcite, dans cette étude presque la totalité du P mis en solution a été adsorbé par la calcite.

Le paramètre décrivant le phénomène d'adsorption selon le modèle de Freundlich est le coefficient Kf qui fut obtenu en linéarisant l'équation de base. A partir de différentes courbes et des analyses statistiques SAS montrées dans l'annexe A nous avons pu déterminer les différents coefficients de Freundlich (Kf) pour les différentes combinaisons d'adsorption (3 matériaux et 3 contaminants) et ils sont montrés dans les Tableaux 5 à 7.

Tableau 5 : Ln Kf du phosphore sur les différents matériaux utilisés.

	Phosphore			
	Ln Kf	Erreur type	Valeur P	R ²
Calcite	-8,72	0.16293	<.0001 très significatif	0.9114
Calcite broyée	-8.89306	0.26217	<.0001 très significatif	0.6808
Argile	-11.39039	0.26397	<.0001 très significatif	0.9298

Tableau 6 : Ln Kf du sodium sur les différents matériaux utilisés.

	Sodium			
	Ln Kf	Erreur type	Valeur P	R ²
Calcite	-15.58240	0.67602	<.0001 très significatif	0.9606
Calcite broyée	-13.86876	0.95887	0.0001 très significatif	0.9115
Argile	-9.27174	0.34657	0.0238 significatif	0.9606

Tableau 7 : Ln Kf du chlorure sur les différents matériaux utilisés.

	Chlorure			
	Ln Kf	Erreur type	Valeur P	R ²
Calcite	-4.85597	2.82140	0.1289 peu significatif	0.80
Calcite broyée	-2.93203	2.75420	0.3358 peu significatif	0.4297
Argile	-10.68263	2.16981	0.0079 significatif	0.9388

Les résultats du Phosphore et du Sodium sont de significatifs à très significatifs, par contre les résultats du chlorure sont soit significatifs (pour l'argile) et peu significatifs (pour la calcite). Les adsorptions les plus fortes sont celles de la calcite avec du phosphore. Il n'y a pas de différence significative entre la calcite broyée et la calcite intacte, indiquant que le mécanisme est surtout par précipitation et moins par réaction de surface. Une différence significative entre la calcite (broyée ou non) avec l'argile est observée avec le phosphore et le sodium. Dans un cas l'argile adsorbe plus et dans l'autre moins.

Les maximums de rétention pour les concentrations appliquées (Tableau 8) donnent un aperçu des quantités de contaminants cumulables dans les matrices solides étudiées. L'argile a un plus fort taux d'adsorption pour le phosphore. Pour le chlorure et le sodium la calcite adsorbe plus mais ces données représentent un seul point qui est le point final de la courbe d'adsorption. Donc, c'est le LnKf qui représente mieux l'ensemble du processus d'adsorption.

Tableau 8 : Maximum de rétention en mg de contaminants adsorbé par g de matériau.

	P (mg/g)	Cl (mg/g)	Na (mg/g)
Calcite	1,91	5.5952	4.535
Calcite broyée	2,28	4.1064	3,420
Argile	4,62	0.3455	0.133

On peut voir qu'en termes de maximum d'adsorption, les deux matériaux sont intéressants, l'argile pour le phosphore et la calcite pour le Chlorure et le Sodium. Dans le cas de la calcite le mécanisme de précipitation prend de l'importance ce qui met en évidence des liaisons ioniques de précipitation. Dans le cas de l'argile, des mécanismes d'adsorption et d'échange ionique sont en jeux; ces mécanismes indiquent des liaisons plus fortes que celles de précipitation. Les énergies de plusieurs types de liaison sont indiquées au tableau suivant.

Tableau 9 : Énergie des liens de rétention de certains contaminants.

Type	Énergie (kJ/mol)	Adsorbant	Adsorbé
Van der Waals	4 - 8	Tous	Atomes, petites molécules
Liaison hydrophobe	4	Matière organique	HAP, Pesticides chlorés
Liaison Hydrogène (Covalent)	2-40	Substances humiques	Triazines, 2-4D
Transfert de charge	10 -40	Acides humiques humines	Triazines
Liaison ionique	40	Minéraux argileux	Cations, anions organophosphatés, triazines
Liaison dipôle	2-30	Minéraux et substances organiques	Composés polaires ioniques
Chemisorption	60-90	Réaction inter composantes	Sels, acides

En référence: la liaison O-O dans O₂ = 130 kJ/ mol.

4.2 Caractéristiques et propriétés des matériaux

Granulométrie des matériaux

La granulométrie des matériaux est très variable. La calcite broyée et l’argile ont des granulométries similaires avec des diamètres de particules aux alentours de 0,1 µm (Figures 6 et 7). Les granulométries ont donc été faites avec l’appareil Mastersizer qui peut mesurer la partie fine des particules. La calcite non broyée a par contre une granulométrie allant du sable fin à sable gros (Figure 5), le tamisage gravitationnel a donc suffi pour déterminer la granulométrie.

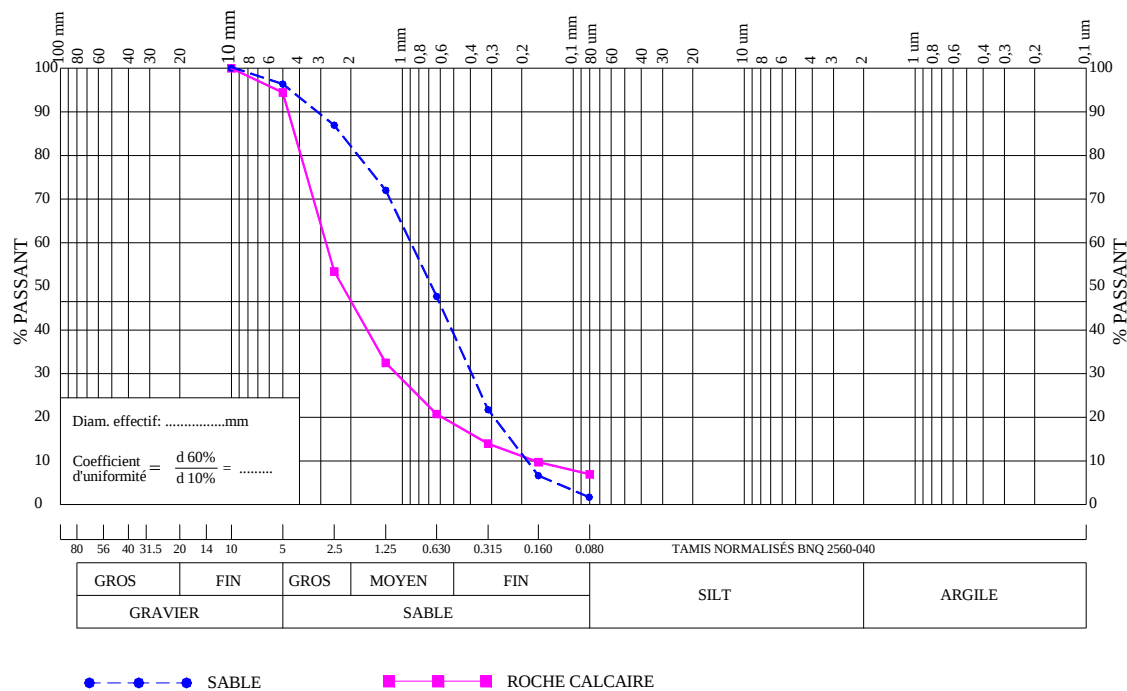


Figure 5 : Granulométrie du Calcaire

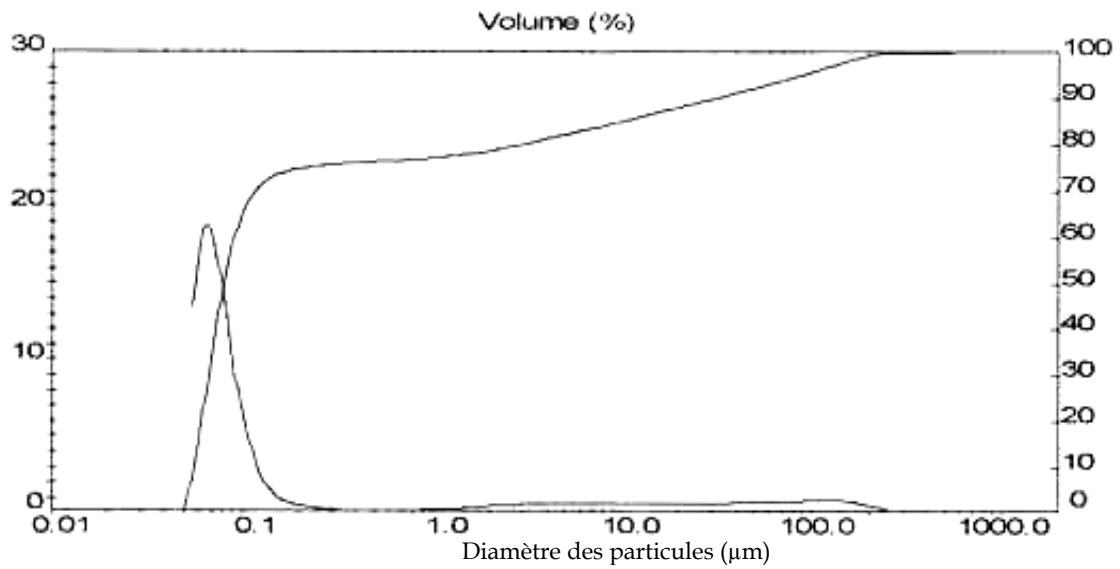


Figure 6 : granulométrie du calcaire broyé

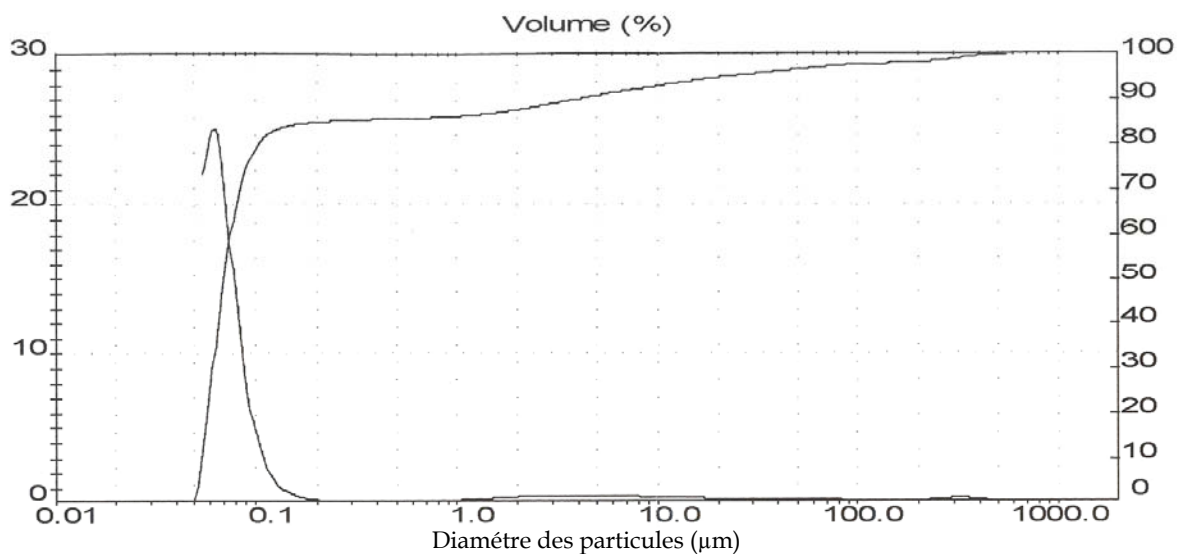


Figure 7 : Granulométrie de l'argile

Minéralogie

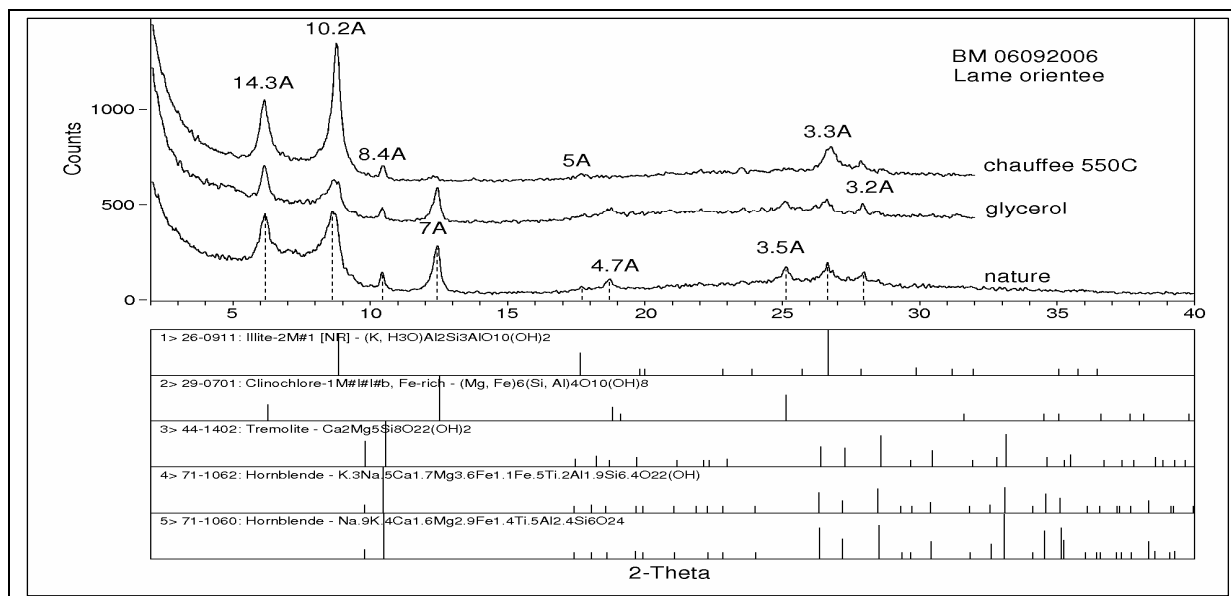


Figure 8 : Minéralogie par Diffraction aux Rayons-X de l'argile

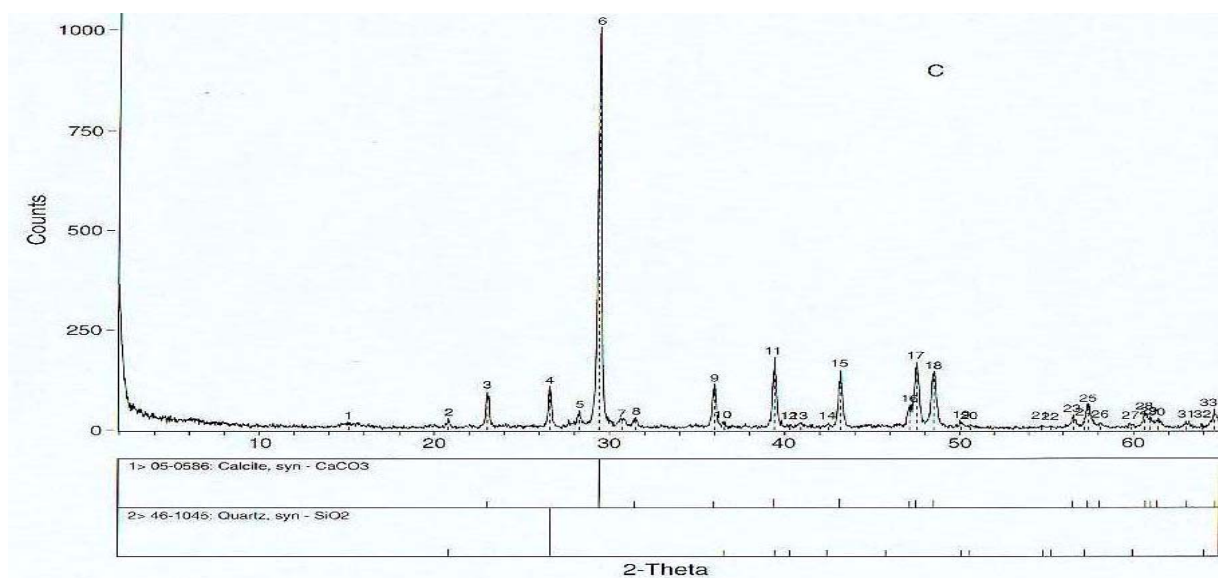


Figure 9 : Minéralogie par Diffraction aux Rayons-X du calcaire

L'argile est principalement constituée d'illite et de chlorite. La roche calcaire est principalement constituée de calcite avec du quartz.

CEC et Surface Spécifique

La surface a été calculée selon la méthode au bleu de méthylène montrée dans le chapitre antérieur. Les résultats sont montrés au tableau 10. En comparant les valeurs à celles présentées dans le tableau 1, il peut être observé que nos résultats sont dans le même ordre de grandeur que les valeurs données dans la littérature. L'argile présente une grande surface et la CEC est très élevée.

Tableau 10 : Surface spécifique et CEC de l'argile et de la calcite.

	Argile	Calcite
Volume de bleu de méthylène à saturation (g)	14	3.5
Surface spécifique (m ² /g)	196	4.9
CEC (meq/100g)	24	6.2

5. Discussion

Les trois contaminants à l'étude (P, Na et Cl) ont été adsorbés par les trois matériaux à l'étude : la calcite, la calcite broyée et l'argile à des proportions variées, assez élevées et intéressantes de l'ordre du mg/g de matériau. En termes de coefficients d'adsorption (ou partition) Freundlich (Kf ou appelé aussi Kd dans la littérature), le Tableau 11 résume les affinités de rétention. À un coefficient Kf plus élevé correspond une affinité plus élevée. Les comparaisons sont à titre indicatif et relatif car les mécanismes de rétention varient pour le type de matériau (e.g. calcite : précipitation; argile : échange ionique) et les concentrations appliquées de chaque contaminant sont différentes.

Tableau 11 : Ln Kf des contaminants sur les différents matériaux utilisés.

Phosphore		
	Ln Kf	Kf
Calcite	-8,72	1.6293×10^{-4}
Calcite broyée	-8.89306	1.3733×10^{-4}
Argile	-11.39039	0.1130×10^{-4}

Chlorure		
	Ln Kf	Kf
Calcite	-4.85597	27.7818×10^{-3}
Calcite broyée	-2.93203	53.2887×10^{-3}
Argile	-10.68263	0.0229×10^{-3}

Sodium		
	Ln Kf	Kf
Calcite	-15.58240	1.7093×10^{-7}
Calcite broyée	-13.86876	9.4814×10^{-7}
Argile	-9.27174	940.44×10^{-7}

Dans le cas du phosphore et du chlorure, la calcite offre une meilleure affinité. Dans le cas du sodium c'est l'argile. Le sodium et l'un des contaminants d'importance dans les effluents routiers chargés en sels de déglacage. Donc, l'argile est un matériau à priori intéressant pour une éventuelle étanchéité de fossés et pour la rétention de cations présents dans les sels.

Au niveau des données d'adsorption maximales, les valeurs de rétention sont plus élevées pour la calcite. Ces résultats ne sont pas surprenants puisque les cinétiques de réactions de précipitation sont plus rapides que celles des réactions de surface. Puisque la cinétique des réactions n'a pas été étudiée, il est difficile de conclure à ce stade-ci que la calcite a une capacité d'adsorption plus élevée que celle de l'argile. En fait au contraire, étant donnée la grande surface spécifique de l'argile, *à long terme* l'argile devrait présenter une plus grande capacité. Aussi la solidité des liens qu'elle offre est supérieure. De façon intéressante, l'argile offre une capacité élevée d'adsorption maximale de P pour le temps de réaction accordé dans nos expériences (4,62 mg P/g d'argile). Le phosphore est le contaminant ciblé pour le traitement dans les cas d'eutrophisation des lacs. Il serait recommandable de combiner les matériaux et réaliser des essais dans le cadre du développement de la méthode 'active capping' comme méthode d'isolement des sédiments contaminés.

En ce qui concerne la cinétique de précipitation du phosphore en présence de calcite, Berg et al. (2003) reportent des taux d'adsorption pour des temps de réaction entre quelques minutes et jusqu'à 24 heures. Ainsi, nos valeurs d'adsorption maximale estimés pour le phosphore (1,91 mg/g; 2,28 mg/g et 4,62 mg/g) sont similaires à celles trouvés dans l'étude de Berg (2003) (entre 25µg/g – quelques minutes et 5.6mg/g – 24h).

On a observé une différence significative entre l'adsorption du phosphore et celle du sodium ce qui peut s'expliquer par le fait de l'électronégativité assez différente des composés chimiques et donc des liaisons engagées. Le phosphore se trouve en solution,

comme dans la plupart des cas dans la nature sous forme de PO_4^{3-} et ses différents composés. Ainsi, selon l'acidité de la solution on peut trouver PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^- dans des conditions proches de la neutralité ($\text{pH}=7$) ce qui est notre cas. On a donc des électronégativités supérieures à celles de Na^+ et Cl^- , et donc des liaisons plus fortes. Dans le cas du sodium la rétention de l'argile est plus grande. C'est un cation mais il a également une forte énergie d'hydratation, ce qui défait les feuillets d'argile et rend des charges plus accessibles. On pourrait s'attendre à ce que l'argile adsorbe des autres cations tels que le Ca contenu dans les sels de déglacage.

6. Conclusions et recommandations

Les trois contaminants à l'étude (P, Na et Cl) ont été adsorbés par les trois matériaux à l'étude : la calcite, la calcite broyée et l'argile à des proportions variées mais assez élevées et intéressantes de l'ordre du mg/g de matériau. Cependant, on a constaté des différences dans les affinités et les capacités globales de rétention.

Les mécanismes de rétention sont différents pour l'argile (surface et échange ionique) et la calcite (précipitation et adsorption en surface) donc les cinétiques et la durabilité des liens de rétention sont à évaluer et à étudier.

L'argile offre l'avantage d'adsorber anions et cations en quantités importantes et aussi elle sert en tant que matériau étanche à faible perméabilité. C'est un matériau ambivalent qui permet de stopper une fraction du phosphore et une partie du sel. En cas de grande concentration au sel ce matériau peut offrir une adsorption permettant de réguler l'apport de sel dans une chaîne de traitement telle que celle étudiée présentement, soit un lit filtrant suivi d'un marais épuratoire.

Donc, à ce point de notre étude les deux matériaux (calcite et argile) offrent un grand potentiel pour les applications recherchées. Il est évident qu'il existe d'autres matériaux plus adsorbants que ceux à l'étude (e.g. résines, polymères), mais le choix des options nécessite la prise en compte d'autres critères tels que le coût d'achat du matériau; la disponibilité, la facilité d'application, la durabilité et autres. Sur ces plans, les matériaux à l'étude (argile et calcaire) sont aussi très avantageux et il est donc recommandé d'en poursuivre leur évaluation.

Dans le cas concret de nos projets de recherche appliquée, les options montrées dans le Tableau 12 sont proposées:

Tableau 12 : Options d'utilisation de matériaux

Problématique/Solution	Option 1	Option 2
Phosphore et métaux lourds dans les sédiments au fond du lac Saint-Augustin – <i>Recouvrement actif</i>	Calcaire	Couche mixte de calcaire et argile
Eaux salées de ruissellement routier – <i>Collecte dans des fossés étanches</i>	Couche d'argile sur l'un des flancs et au fond des fossés	
Eaux collectés du réseau routier - <i>Lit filtrant</i>	Calcaire	
Eaux collectées à traiter - <i>Marais épuratoire adapté (Sols et substrat au fond du marais)</i>	Mélange d'argile et sol agricole	Mélange d'argile et calcaire

À la lumière de conclusions et avancements des autres projets en cours. La poursuite des essais portant sur les matériaux incluent les aspects suivants :

- Étude de la cinétique de réactions de rétention
- Évaluation des caractéristiques de charge électrique à la surface de particules et le lien avec l'haute conductivité des eaux salées du ruissellement routier (évaluation du potentiel de surface – potentiel zeta)
- Essais rapides de rétention en couche mélangés (options Tableau 12)
- Évaluation préliminaire des volumes de matériaux nécessaires pour chaque application retenue

Bibliographie

Beene G. M., Bryant R., Williams D. J. A. (1991) Electrochemical Properties of Illites. *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 1. 147. No 2.

Berg, U., Donnert, D., Markert, U., Neumann, T., Wurm, K. (2003) Influences of in-lake processes on a calcite cover for increased phosphorus retention. *Wasser Boden* 4, 19–24.

Berg, U., Neumann T., Donnerta D., Nuescha R., Stubenb D. (2004) Sediment capping in eutrophic lakes – efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus. *J of Applied Geochemistry* 19 1759–1771

BPH Environnement (2003) Utilisation de marais épurateurs construits pour le traitement des eaux de drainage de l'autoroute 40 dans le bassin versant du lac Saint-Augustin. Étude de Faisabilité présenté au Ministère des Transports du Québec.

Dominguez G. J. (2005) Utilisation d'une couche de recouvrement pour l'isolement des sédiments contaminés du lac St Augustin, Québec. Thèse de Maîtrise. Université Laval.

Donnert, D., Salecker, M., (1999) Elimination of phosphorus from waste water by crystallization. *Environ. Technol. J.* 20, 735–742.

Drizo A., Frost C. A., Grace J. et Smith K. A. (1999) Physico-Chemical screening of phosphate removing substrate for use in constructed wetland systems. *Water Res.* Vol. 33, No. 17, pp. 3595-3602.

Galvez-Cloutier, R. S. Leroueil, D. Allier, J. Locat and S. Arsenault (2006a) 'A Combined Method: Precipitation and Capping, to Attenuate Eutrophication in Canadian Lakes', ASTM STP 1482:232-239.

Perez-Arzola, J.C. Galvez-Cloutier et Leroueil, S. (2006) Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Léclerc. Rapport sur l'hydrogéologie présente au MTQ.

Galvez-Cloutier, R. M. Muris, J. Locat et C. Bourg (2003a) Retention of Heavy metals in the post '96 Flood Sediment Layer deposited in the Saguenay River, Quebec, Canada. ASTM STP1442: 310 - 322. ASTM International Pub.

Galvez-Cloutier, R. S. Leroueil, G. Dominguez, M-E. Brin et S. Arsenault (2003b) Quality Evaluation of Eutrophic Sediments at Saint-Augustin Lake, Quebec, Canada. ASTM STP 1442: 35-52. ASTM International Pub.

Hart, B., Roberts, R., Taylor, J., Donnert, D., Furrer, R. (2003) Use of active barriers to reduce eutrophication problems in urban lakes. *Water Sci. Technol.* 47, 157-163.

Ishikawa, M. et Ichikuni, M. (1984) Uptake of Sodium and Potassium by Calcite. *Chemical Geology* 42:137-146.

Kahr G., Madsen F.T. (1995) Determination of the Cation Exchange Capacity and the Surface Area of Bentonite, Illite and Kaolinite by Methylene Blue adsorption *Applied Clay Science* 9: 327-336

Karageorgiou, K., Paschalis, M., Anastassakis, G. N. (2006) Removal of phosphate species from solution by adsorption onto calcite used as natural adsorbent. *Journal of Hazardous Materials* in press.

Van der Weijden R.D., Meima J., Comans R.N.J. (1997) Sorption and sorption reversibility of cadmium on calcite in the presence of phosphate and sulphate *Marine Chemistry* 57: 119-132.

Wetzel R. (1983) *Limnology* 2e édition, Saunders College Publishing, 762 pages.

Annexe A

Courbes de régression pour la détermination du $\ln K_f$ tracé sur SAS 9.0

Les courbes suivantes sont les courbes de régressions statistiquement correctes (en rouge, au centre des trois courbes) avec la limite supérieure de fiabilité à 95% (en bleu, courbe supérieure) et la limite inférieure de fiabilité à 95% (en vert, courbe inférieure).

Cas du phosphore

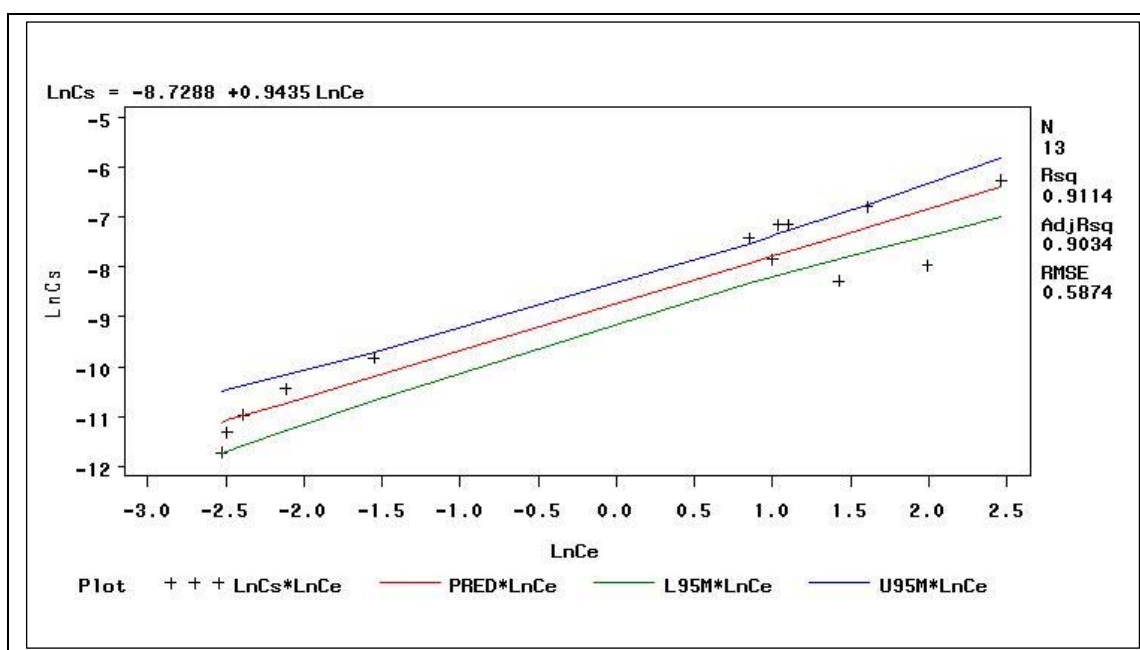


Figure A1 : Courbe de régression pour la calcite.

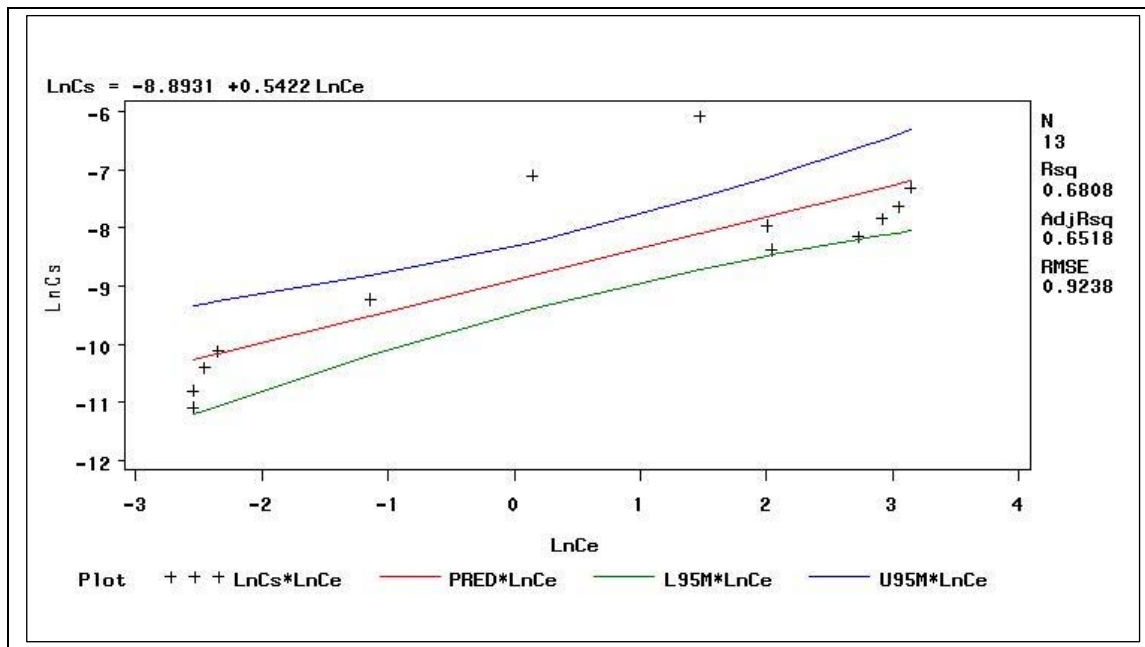


Figure A2 : Courbe de régression pour la calcite broyée.

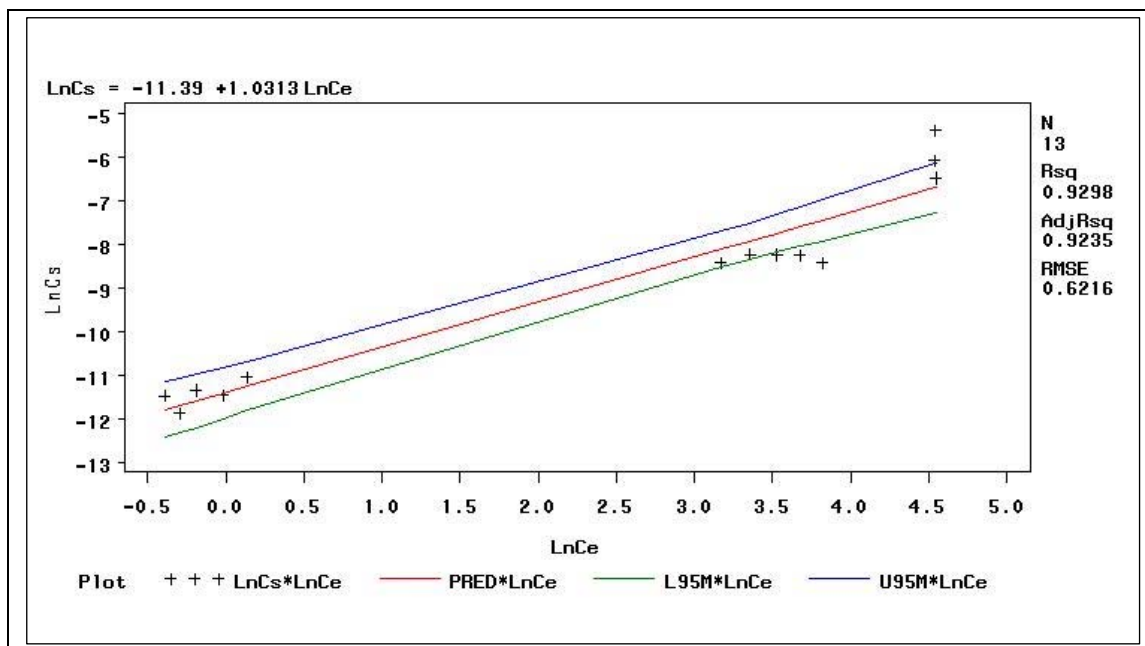


Figure A3 : Courbe de régression pour l'argile.

Cas du sodium

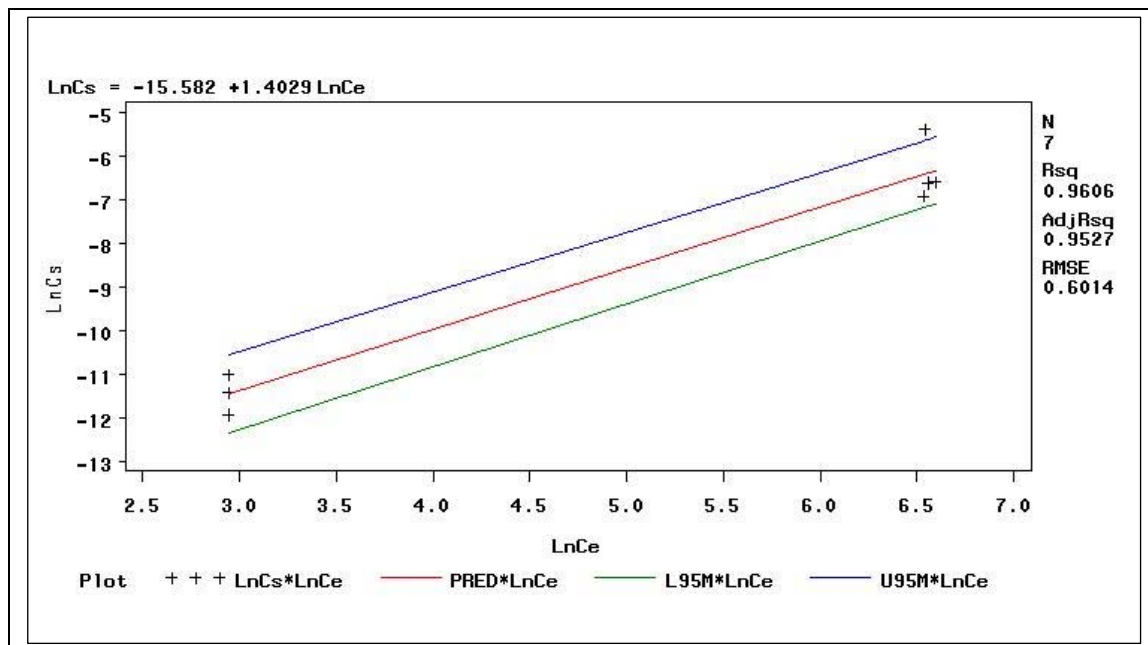


Figure A4 : Courbe de régression pour la calcite.

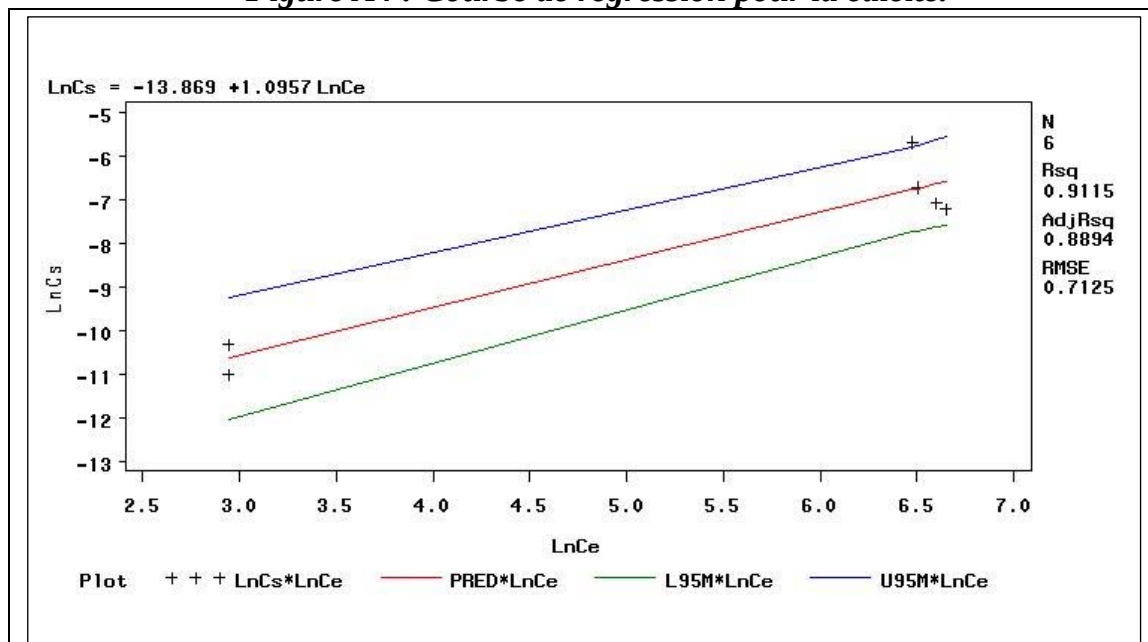


Figure A5 : Courbe de régression pour la calcite broyée.

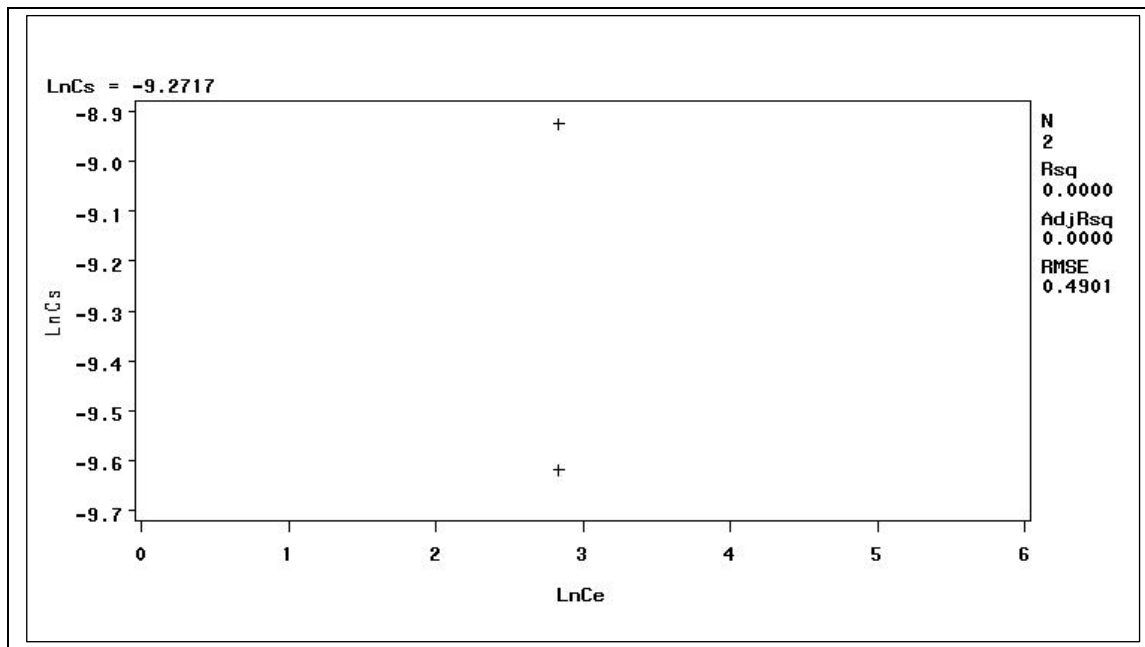


Figure A6 : Courbe de régression pour l'argile.

Cas du Chlorure

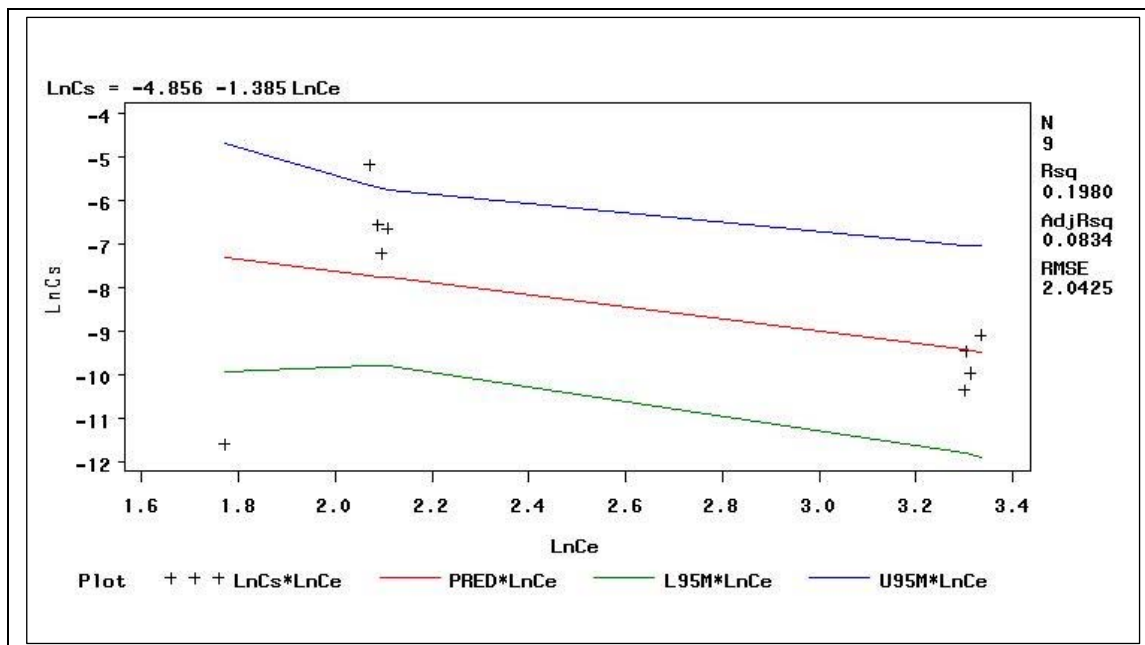


Figure A7 : Courbe de régression pour la calcite.

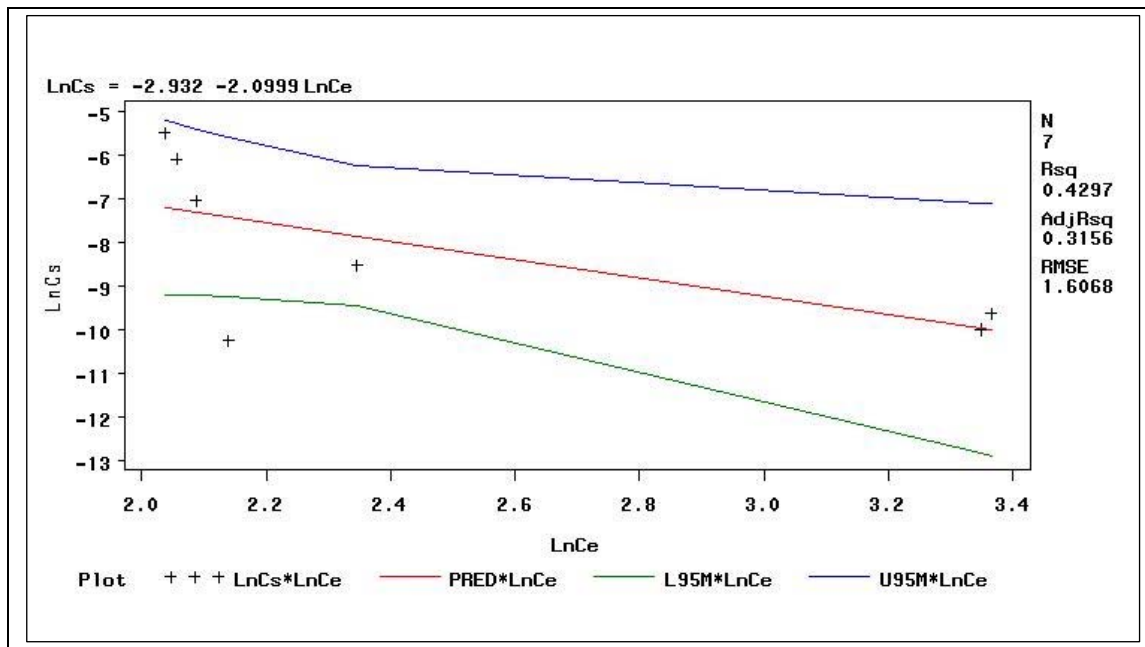


Figure A8 : Courbe de régression pour la calcite broyée.

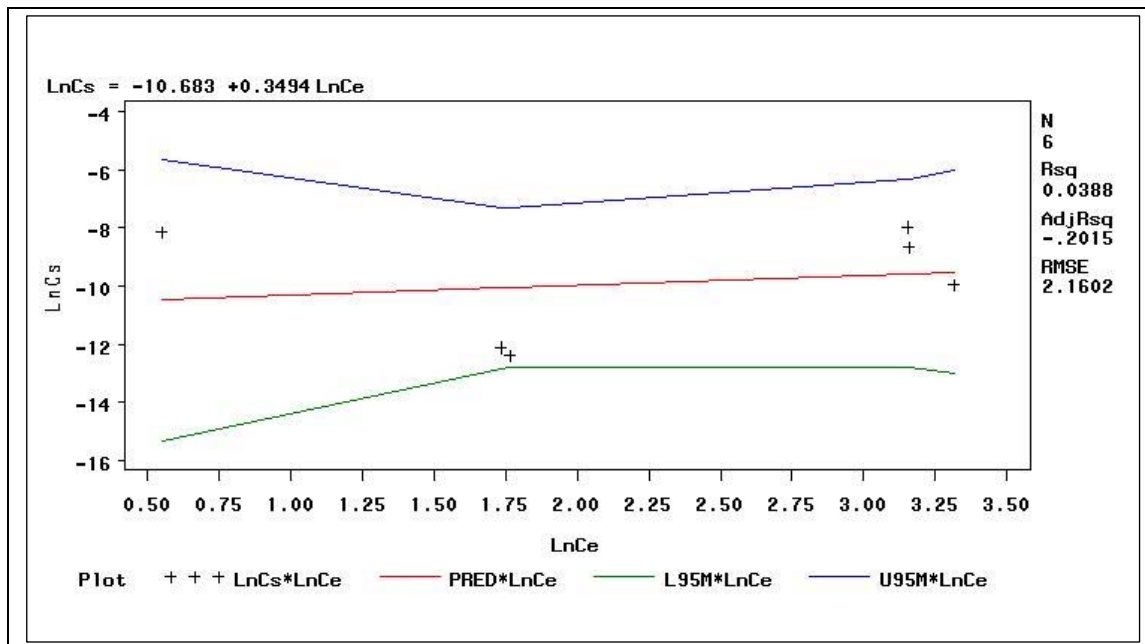


Figure A9 : Courbe de régression pour l'argile.

Annexe B

Les eaux de ruissellement qui doivent être traitées par le lit filtrant sont constituées des eaux des fossés qui se trouvent de deux côtés de l'Autoroute 40, et des différents tributaires qui se dirigent vers le lac (Figure B1).

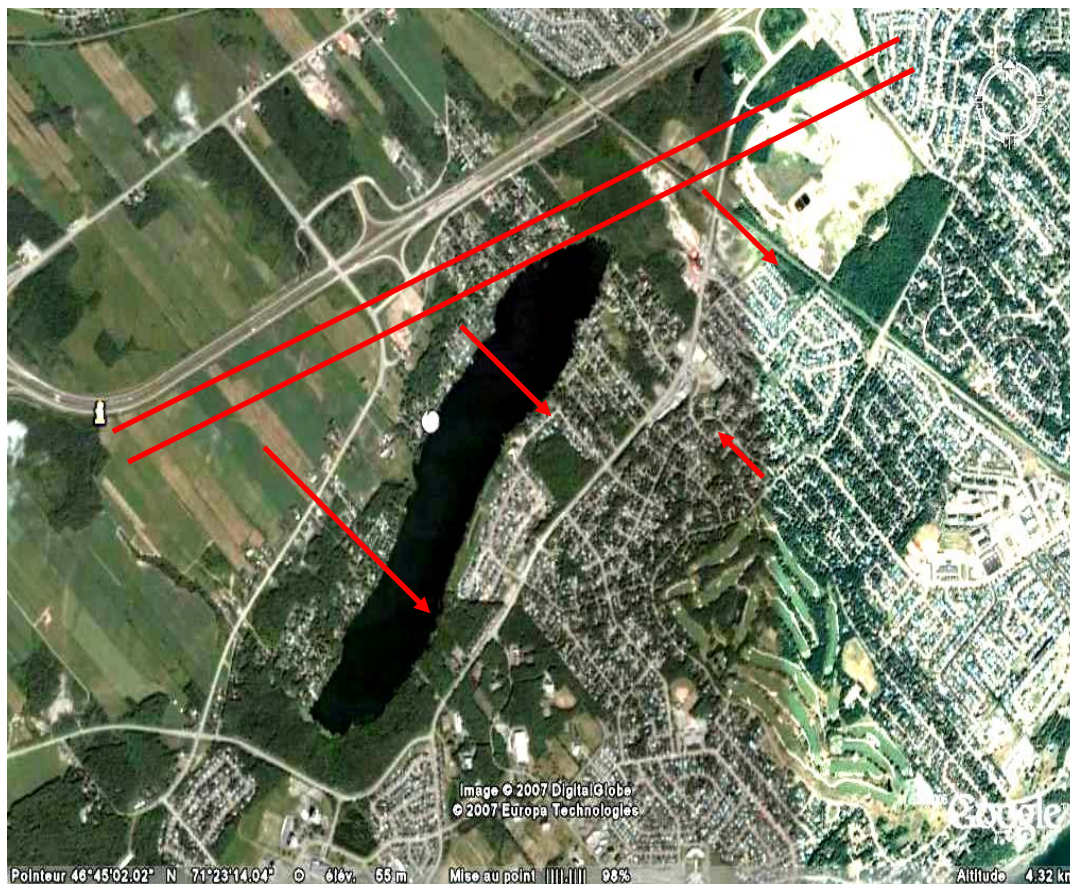


Figure B1 : tributaires et fossés

Selon une étude en survol (EXXEP, 2001), les débits des fossés et des tributaires en été seraient de l'ordre suivant:

- Fossés : débit approximatif de 65 litres/min
- Ruissellements et tributaires : débit approximatif de 62 litres/min
- Total estimé de 180 m³/j



UNIVERSITÉ
LAVAL



Faculté
DES SCIENCES
ET DE GÉNIE



LES GRANDES FÊTES
DE L'UNIVERSITÉ LAVAL
150^e et 340^e

Le savoir qui fait l'histoire

ÉVALUATION DU POTENTIEL DE BIOACCUMULATION DE SEL PAR DES PLANTES HALOPHYTES

2^{ème} Rapport

Phase II: Marais épurateur construit adapté

Présenté à

M. Yves Bédard

Ministère des transports du Québec

Par

B. Morteau

Sous la direction de

R. Galvez-Cloutier et G. Triffault-Boucher

en collaboration avec

S. Leroeuil

Québec, Mars 2007

SOMMAIRE

1. CONTEXTE.....	1
2. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES PLANTES HALOPHYTES	5
2.1. LES PLANTES DE MILIEU SALIN	5
2.2. CRITÈRES POUR LA SÉLECTION DES PLANTES DU MECA	8
3. MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	20
3.1. QUALITÉ DES EAUX À L'INTÉRIEUR DU BASSIN VERSANT.....	20
3.2. CONCENTRATIONS D'EXPOSITION	23
3.3. EXPÉRIENCES EN LABORATOIRE ET ANALYSES	23
4. RÉSULTATS	28
4.1. OBSERVATIONS PHYSIQUES DES PLANTES	28
4.2. ACCUMULATION DE CHLORURE ET DE SODIUM PAR LES PLANTES	30
5. DISCUSSION.....	33
6. CONCLUSIONS.....	35
7. RECOMMANDATIONS	37
8. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	39
ANNEXE	43

Liste des figures

Figure 1 : Détail d'une cellule végétale	6
Figure 2 : Différentes parties de la plante et détail des échanges sol racine.....	7
Figure 3 : Détails d'une section de tige et de racine	7
Figure 4 : Dessins et photographies d' <i>Atriplex Patula</i>	10
Figure 5 : Dessins et photographies de <i>Salicornia Europaea</i>	15
Figure 6 : Dessin et photographie de <i>Spergularia canadensis</i>	18
Figure 8 : Photographies du Marais situe dans l'estuaire de la Rivière Ouelle.	24
Figure 9 : Photographies de la chambre environnementale.	25
Figure 10: Concentrations en chlorure dans les plantes à différent niveaux d'exposition	31
Figure 11: Concentrations en sodium dans les plantes à différent niveaux d'exposition.	31
Figure 12 : Accumulation moyenne de chlorure présent dans la tige.....	32
Figure 13 : Accumulation moyenne de sodium présent dans la tige	32

Liste des tableaux

Tableau 1: Concentrations de sodium mesurées dans les <i>Atriplex patula</i>	12
Tableau 2: Concentrations de chlorure mesurées dans <i>Atriplex patula</i>	13
Tableau 3 : Accumulation de sels dans la plante <i>Salicornia europaea</i> en fonction de la salinité environnante.	17
Tableau 4: Concentrations en sodium et en chlorure mesurées dans divers endroits, entre l'autoroute 40 et la rive nord du Lac Saint-Augustin, en 2006.	22
Tableau 5 : Caractéristiques des plantes exposées au NaCl lors des essais préliminaires.	28
Tableau 6 : Caractéristiques physiques des <i>Atriplex</i> , <i>Salicornia</i> , et <i>Spergularia</i> exposées au NaCl lors de l'essai de bioaccumulation.	29
Tableau 7 : ANOVA des résultats d'accumulation en chlorure des plantes.	43
Tableau 8 : ANOVA des résultats d'accumulation en sodium des plantes.	43
Tableau 9 : Significativité des variables de l'expérience exprimée par le pourcentage de significativité.	44

1. Contexte

Sur les routes du Québec, qui connaissent des conditions climatiques froides durant l'hiver, des sels de déglacage et d'autres produits d'entretien sont épandus pour favoriser la sécurité des automobilistes. Les sels sont rependus en quantités importantes. Celles-ci représentent une charge annuelle entre 100 et 300 kg de sel/2-voie km pour le réseau routier Québécois (Environnement Canada, 2001). Les sels se déversent sur le bas côté des routes vers les fossés. Ce phénomène peut potentiellement perturber les écosystèmes en augmentant la salinité des eaux de surface et celle des eaux souterraines (Environnement Canada, 2001).

Les impacts dûs aux sels constituent un problème qui se retrouve à la grandeur du Canada et particulièrement dans le sud de l'Ontario et du Québec où les taux d'épandage en sel sont les plus forts (. Les sels utilisés pour le déglacage des routes comprennent le chlorure de sodium, le chlorure de calcium, le chlorure de magnésium et le chlorure de potassium (Environnement Canada, 2001). Dans la majorité des cas, c'est le chlorure de sodium qui est utilisé. Des effets toxiques aigus sont observés à des concentrations relativement élevées : à des CL₅₀ (concentration létale pour 50% de la population) supérieures à 6 063 mg de Cl-/l pour les espèces *Chironomus Attenatus* et *Salvelinus Fontinalis* (Omble de fontaine). Des effets létaux à longue durée sont observés pour des CL₅₀ de 252 mg de Cl-/l chez le Tête de Boule pour une exposition de 33 jours (Environnement Canada, 2001). À des concentrations inférieures, les chlorures peuvent également modifier les communautés algales.

Le bassin versant du lac Saint-Augustin est situé dans la région urbaine de Québec, dans la Ville de Saint-Augustin-de-Desmaures. Il est soumis à un processus d'eutrophisation en lien avec les apports en phosphore du bassin versant, qui se sont accumulés dans les sédiments et qui sont actuellement relargués (Bergeron et al., 2002), et à un processus de salinisation en lien avec les apports de sel provenant des réseaux routiers régionaux et municipaux (Galvez-Cloutier et al., 2006). Ceci entraîne inévitablement un bouleversement dans l'écosystème du lac se répercutant sur sa faune et sa flore. Des

situations semblables sont retrouvées dans d'autres lacs et rivières au Québec et au Canada.

Dans le lac Saint-Augustin le phosphore provient des activités agricoles mais il est largement relargué par les sédiments lors de l'alimentation en eau souterraine du lac. Le phosphore est présent dans les eaux du lac à des concentrations de l'ordre de 70 µg P/l (Bergeron *et al.*, 2002) et dans les eaux souterraines à des concentrations de l'ordre de 37 et 70 µg P/l (Parant, 2007). Le bruit de fond des cours d'eau du Bouclier Canadien est entre 7 et 10 µg P/l. Le lac est ainsi caractérisé de lac eutrophe (Galvez-Cloutier *et al.*, 2006). Des risques pour la santé humaine ont par ailleurs été identifiés, en lien avec la présence de cyanobactérie, en particulier les genres *Anabaena* et *Aphanizomenon* (Bouchard-Valentine *et al.*, 2002) qui sont toutes les deux toxiques, leur présence étant principalement liée au processus d'eutrophisation du lac. La Direction de la santé publique (DSP) a par conséquent recommandé d'éviter tout contact avec l'eau du lac, ce qui entraîne des conséquences néfastes pour l'économie.

À l'intérieur du bassin versant, deux réseaux routiers l'un dans la partie nord comprenant le boulevard Wilfrid Hamel et l'autoroute 40, et l'autre dans la partie sud comprenant les routes et les rues de la municipalité utilisent des sels. Au lac Saint-Augustin, de fortes teneurs en chlorures (Cl⁻), potentiellement toxiques pour la flore et la faune, ont ainsi été observées avec une évolution préoccupante au fil des années. La conductivité électrique (CE) qui est directement relié à la teneur en sel est passé de 350 µS/cm en 1976 à 780 µS/cm en 2000 (Galvez-Cloutier; *et al.*, 2006). Les concentrations de Cl⁻ mesurées sont de l'ordre de 100 à 150 ppm en moyenne dans les eaux interstitielles des sédiments, ce qui est très élevé pour les sédiments d'un lac d'eau douce. En tenant compte du rapport avec la teneur en eau, une valeur maximale de 809 mg Cl⁻/kg de sédiments secs a été observé (Brin and Dominguez, 2002). La concentration de Cl⁻ au lac Saint-Augustin est donc relativement importante. De plus, des valeurs CE élevées montrent une forte présence d'ions sodium Na⁺ allant de 19 mg/l à 454 mg/l dans l'eau souterraine et dans l'eau du lac (Galvez-Cloutier; *et al.*, 2006) ainsi que d'autres composés ioniques.

Dans le cadre d'un mandat de recherche que le MTQ a confié à l'Université Laval, il a été proposé de répondre à la problématique des sels de déglacage par la conception d'un lit filtrant couplé à un marais épurateur construit adapté (MECA) afin de traiter les eaux de ruissellement routier. Un premier rapport présenté au MTQ en Novembre 2006, a présenté les recherches effectuées pour le développement d'un lit filtrant. Pour celui-ci la calcite et l'argile ont été les deux matériaux étudiés pour l'adsorption du chlorure, du sodium et du phosphore. Dans la phase II, le projet explore le développement d'un MECA qui utiliserait des plantes accumulant le sel. Différents systèmes de marais épurateur existent. Parmi eux, il y a les marais à surface libre et les marais à écoulement sous surface (Hammer, 1989). Diverses plantes sont utilisées dans les marais traditionnels. Notons par exemple l'utilisation de quenouilles, de joncs, d'hyacinthes, de lentilles d'eau. Dans le cas des eaux de ruissellement routier du bassin versant du lac Saint-Augustin et au vu des teneurs en sels apportés par le réseau routier vers ce système, le projet propose d'utiliser des plantes accumulant le sel soit des plantes halophytes. Le marais capte ainsi le sel par ces plantes. L'eau s'écoulant le long des fossés serait récupérée par un système de canalisation puis traitée par le système combiné du lit filtrant et du marais épurateur. Le lit filtrant éliminerait une partie du chlorure et du sodium et enlèverait complètement le phosphore, et le MECA continuerait l'épuration restante de chlorure, et de sodium renvoyant une eau avec une charge réduite en sel.

L'argile a une forte adsorption du phosphore avec 4 620 g P/tonne contre 1 910 g P/tonne pour la calcite. Au niveau du sel, la calcite a une adsorption plus importante que l'argile avec, respectivement, des concentrations de l'ordre de 5 600g Cl-/tonne et 4 500 g Na+/tonne contre 345 g Cl/tonne et 143 g Na+/tonne. La calcite a un bon potentiel comme matériel pour le lit filtrant, et l'argile peut servir de couche imperméabilisante dans le marais et le long des fossés. Il adsorberait ainsi une partie des polluants.

Donc ce deuxième rapport résume les résultats de la phase II de l'étude ayant pour objectif d'évaluer le potentiel des plantes halophytes pour la conception d'un MECA qui traiterait les flux des ions chlorure et sodium, issus du réseau routier, arrivant au lac Saint-Augustin.

Cette partie du projet de recherche vise les objectifs suivants :

- Faire une revue de littérature sur les plantes halophytes du Québec.
- Sélectionner à partir de la revue de littérature, des plantes halophytes susceptibles de répondre aux besoins du MECA.
- Identifier des endroits proches de la ville de Québec riche en plantes halophytes.
- Définir et mettre en place un protocole expérimental permettant de déterminer les capacités d'accumulation de sels dans les plantes sélectionnées.
- Observer la croissance et l'évolution physiologique des plantes en fonction de la salinité de l'eau d'arrosage.
- Évaluer la capacité d'adsorption de chaque plante sélectionnée en fonction des différentes concentrations d'exposition en sels.
- Déterminer la ou les plantes les plus efficaces pour les conditions du site à l'étude.

2. Revue de littérature sur les plantes halophytes

2.1. Les plantes de milieu salin

Les plantes dites halophytes sont adaptées aux milieux salés ou par extension aux milieux où la pression osmotique est importante. Elles sont donc des plantes pouvant tolérer une certaine concentration en sel. Par leurs caractéristiques physiologiques de régulation de la pression osmotique, de résistance et d'adaptation à la sécheresse et à la présence des sels, elles arrivent à croître dans les milieux salins (Jefferies et al., 1979; Tester and Davenport, 2003; Wang et al., 2005). Il existe entre les halophytes et les glycophytes (plantes ne poussant pas en milieu salin) toute une série d'espèces intermédiaires. Certaines halophytes, bien que pouvant résister à d'importantes accumulations de sels dans le milieu extérieur, se comportent normalement sur des sols non salés. Ce sont donc des halophytes facultatives (Tester and Davenport, 2003). En revanche, certaines plantes halophytes ne peuvent se développer complètement sans la présence de fortes concentrations salines. Ce sont des halophytes obligatoires qui peuvent être considérées comme étant « halophiles ». Ces plantes possèdent différents mécanismes pour s'adapter aux concentrations salines élevées de leur milieu de vie. Quelques mécanismes sont présentés ci-après.

La plante est composée de nombreuses cellules qui sont les unités élémentaires constituant les organismes végétaux. Elles comprennent généralement un noyau cellulaire entouré d'un cytoplasme, divers organites ou plastes, le tout étant protégé par une membrane cellulaire. Selon Tester and Davenport (2003) le mécanisme le plus direct, pour diminuer la concentration en sels dans le cytoplasme des cellules des plantes et pour maintenir une pression osmotique adéquate, est d'isoler le Na^+ et le Cl^- dans les vacuoles montrés à la figure 1. Dans les plantes, ces composés sont acheminés vers les vacuoles par un antiporteur Na^+/H^+ qui fait entrer chaque ion en chassant un proton H^+ . Une fois les ions Na^+ et Cl^- dans la vacuole, un équilibre osmotique s'établit entre les flux

d'ions entrant et sortant. Ce flux sortant se fait via des canaux vacuolaires à activation rapide ou lente.

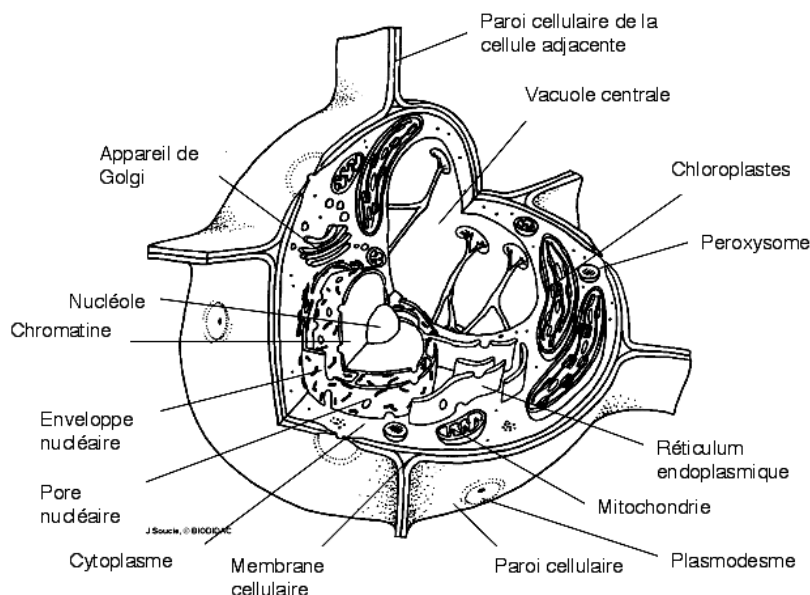


Figure 1 : Détail d'une cellule végétale

Au fur et à mesure que le sodium s'accumule dans les vacuoles, la pression osmotique de la cellule doit être maintenue constante pour éviter les rejets. C'est à ce stade qu'interviennent les osmoprotecteurs, qui sont des composés permettant de rééquilibrer les pressions osmotiques et donc de limiter les effets délétères. Ils protègent également les protéines et le ribosome des effets nuisibles du sodium (Tester and Davenport, 2003). Il existe toute une palette de mécanismes protecteurs diminuant l'impact des sels lors des flux dans la plante. Le chlorure et le sodium pénètrent dans la plante par les racines, de manière passive du fait de la différence de pression osmotique. Cette diffusion passive est lente et contrôlée chez les plantes halophytes ce qui permet de limiter et de régulariser les apports en chlorure et en sodium.

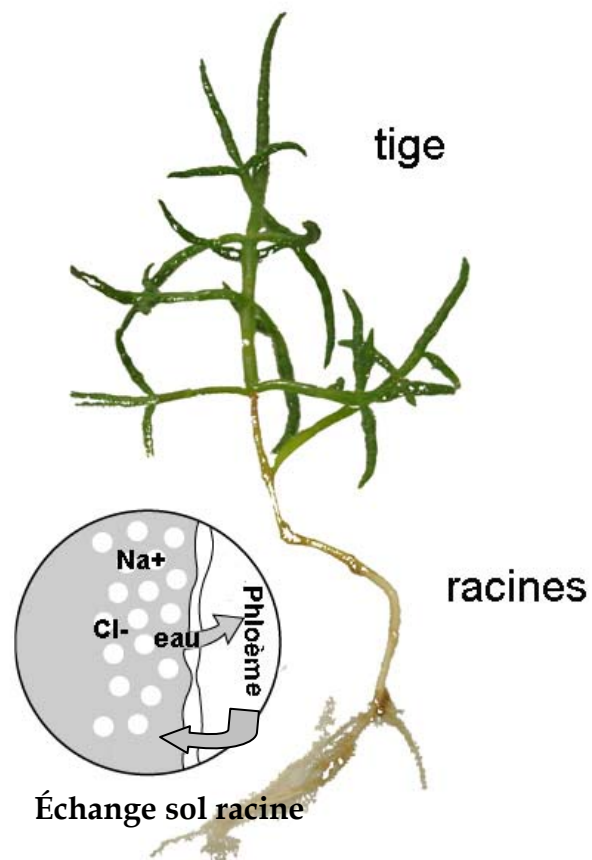


Figure 2 : Différentes parties de la plante et détail des échanges sol racine.

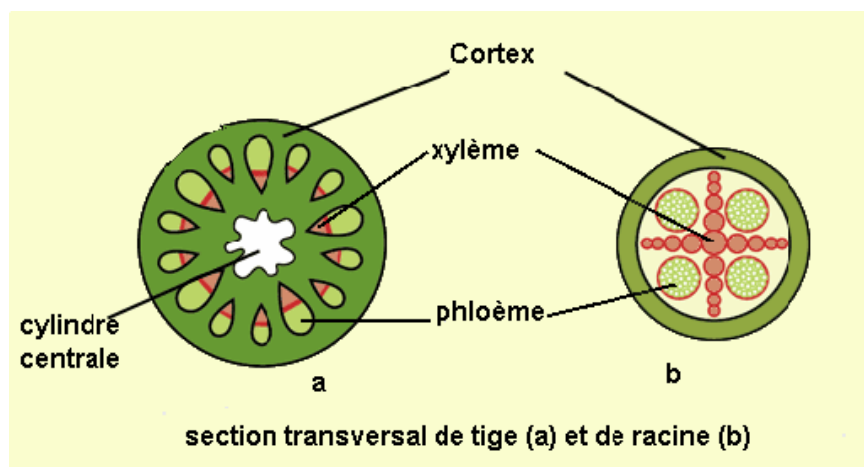


Figure 3 : Détails d'une section de tige et de racine

Les plantes halophytes gèrent les flux de sodium et de chlorure tout au long des flux ascendants et des flux descendants, qui ont lieu dans le xylème et dans le phloème. Durant les premiers temps, les concentrations entrantes dans le xylème (figure 3) sont limitées et des dépôts de Na⁺ et Cl⁻ sont observés avant l'arrivée dans les feuilles. De même une partie du Na⁺ est évacuée par le phloème vers les racines puis rejetée (Tester and Davenport, 2003). Ceci diminue de façon significative la concentration en sodium dans la plante.

2.1.3. Compartimentation des sels dans la plante

Un autre mécanisme de limitation de la concentration de sels dans la plante consiste à compartimenter les concentrations dans certaines parties de la plante, notamment dans les feuilles. La plante peut aussi posséder des glandes à sel ou compartimenter le sel dans de vieilles cellules (Tester and Davenport, 2003). Les jeunes feuilles ont souvent une concentration en sodium plus faible que les anciennes dû à leur faible transpiration et à leur courte existence. De plus, le phloème transporterait le sodium dans les vieilles feuilles en priorité. On constate également des accumulations en sels dans les parties épidermales des feuilles.

2.2. Critères pour la sélection des plantes du MECA

La sélection des plantes a été faite en vue de répondre aux critères suivants :

- des plantes adaptées au climat du Québec
- plantes adsorbant et accumulant les sels de manière satisfaisante
- plantes à croissance rapide, et facile. Flexibilité dans la charge d'exposition aux sels

À partir de la revue de littérature nous avons étudié les plantes suivantes: *Salicornia virginica*, *rubra* et *europaea*; *Atriplex prostrata* et *patula*, *Suaeda maritima* et *calceiformi*; *Hordeum jubatum*; *Spergularia Marina* et *Salina*.

Des plantes étudiées, nous avons sélectionné l'*Atriplex Patula*, la *Salicornia Europaea* et la *Spergularia Canadensis* car elles accumulent des concentrations importantes de chlorure et de sodium.

Ces plantes poussent toutes dans l'estuaire du Saint-Laurent où les concentrations en sel augmentent en allant vers l'Océan Atlantique. Cet environnement est le lieu idéal pour trouver les plantes sélectionnées. Parmi celles-ci, nous rencontrons l'*Atriplex Patula*, la *Salicornia Europaea* et la *Spergularia Canadensis*.

2.2.1. *Atriplex patula*

Atriplex patula est une plante halophyte facultative (pouvant vivre dans des milieux salins et non salins naturels), annuelle, mesurant entre 10 et 80cm de hauteur, et dont la floraison est estivale. Elle présente des tiges striées, à feuilles inférieures triangulaires, plus ou moins hastées (de forme pointue et oblongue), organisées en grappes spiciformes terminales et axillaires, nues au moins supérieurement ce qui est montré à la figure 4. Les rameaux inférieurs sont très étalés, les feuilles supérieures lancéolées et les fleurs sont verdâtres, groupées à l'aisselle de 2 feuilles ovales losangiques à leur base. Les valves des fruits sont en forme de cœur (Frère Marie Victorin et al., 1995). Les graines sont enveloppées de bractéoles qui sont des poches (longueur de 1 à 5mm). Les bractéoles sont la clef de classification de l'espèce. Elles sont vertes, triangulaires avec deux petites pointes sortant de chaque côté de l'axe de symétrie. L'espèce présente un dimorphisme au niveau des graines. Certaines sont petites et noires et d'autres sont grosses et grises. Ces dernières ont une dormance plus prononcée et sont plus sensibles au sel lors de la germination (Katembe et al., 1998).

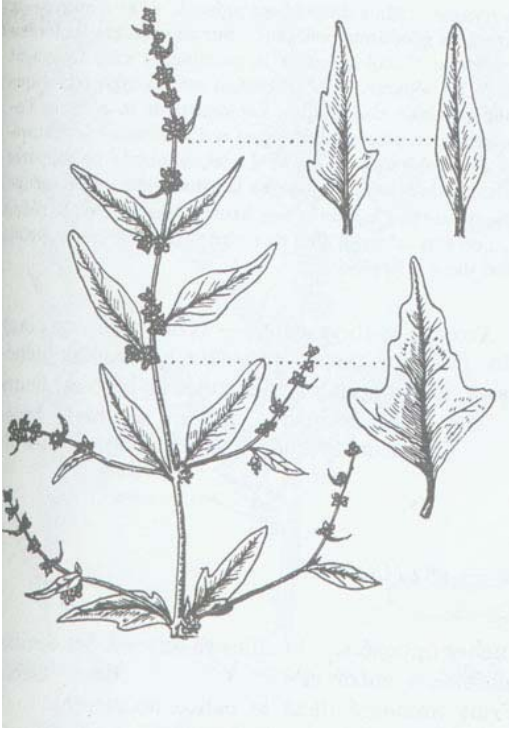
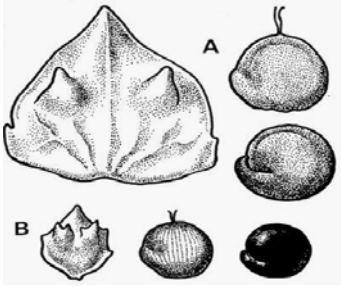
Planche de la Flore Laurentienne (Frère Marie Victorin <i>et al.</i>, 1995)	Photographies prises lors de l'étude
	
	
Exemple du dimorphisme des graines de <i>A. patula</i> ; A : bractéoles portant des graines grandes et marrons, B : bractéoles portant les graines petites et noires.	

Figure 4 : Dessins et photographies d'*Atriplex Patula*.

L'*Atriplex* se trouve sur les rivages maritimes d'Amérique du Nord et quelquefois à l'intérieur des terres dans les lieux cultivés, dans des sols salins allant de 200 à 1 300ppm en sel (Frère Marie Victorin *et al.*, 1995). Elle occupe souvent les limites des marées hautes. De plus, dans ces zones, les concentrations en sel sont moins importantes. Il convient par ailleurs de noter que le potassium (K^+) maintient une pression osmotique dans la plante quand le milieu est peu salé. Cette espèce peut également supporter des sols saturés durant quatre semaines sans mourir mais en diminuant sa biomasse (feuilles et tiges) (Maganti, 2005). Quand l'environnement de la plante est salé, le sodium entre dans la plante et augmente la pression osmotique. Dans ces cas là, la concentration de K^+ dans la plante diminue laissant la place au sodium pour maintenir et empêcher une augmentation néfaste de la pression osmotique.

La germination des graines est influencée par la température ambiante. Lors d'une étude dans un laboratoire les conditions de 25°C le jour et 5°C la nuit sont apparues optimales (Galinato and Van Der Valk, 1986). La profondeur à laquelle la graine est plantée est également importante. A la surface du sol (5 à 10 premiers centimètres), la germination est meilleure (Galinato and Van Der Valk, 1986).

Une grande densité de plantes (16 plantes par pot de 100 cm²) peut réduire la taille de 30%, la masse sèche des tiges de 80 % et la masse sèche des racines de 95 % (Wang *et al.*, 2005).

La plante est sensible à la compaction du sol qui diminue la taille de ses feuilles et de ses racines (Maganti, 2005). Plus le sol est compact, plus les racines sont épaisses. La sécheresse, un autre facteur ambiant, diminue la taille de *Atriplex patula* (Katembe *et al.*, 1998).

Cette espèce est un bon exemple de plagiotropisme (étalement des rameaux sur le sable). Le plagiotropisme peut être héréditaire ou dépendre de l'environnement de la plante. Sur les rivages du fleuve Saint-Laurent, les formes dressées et couchées sont voisines, et les deux formes couchées (l'écologique et la germinale) sont également confondues. La culture dans un habitat différent permettrait de les séparer.

Selon Ungar (1996) si la salinité augmente la taille des tiges et des racines peut diminuer. Il en va de même pour la germination; seulement 20 % de graines germent à partir de 2 000ppm de NaCl . Ceci est dû autant à l'effet toxique du NaCl qu'au potentiel osmotique empêchant l'eau de rentrer dans les graines. Celles-ci ont une certaine tolérance aux sels puisque, entre 0 et 0,5 ppm de sel, le taux de germination n'est pas différent. L'inhibition de la germination à de fortes salinités est réversible, comme pour d'autres espèces du genre *Atriplex* (Bajji *et al.*, 2002). Les graines s'adaptent aux taux de salinité ambiants. Le nombre d'entre elles pouvant germer diminue tout au long de la saison mais pas aussi brutalement que pour *Salicornia*. Ainsi, Egan et Ungar (1999) ont observé, dans un marais côtier, une diminution importante du nombre de graines germées au cours d'une année : 164 490 graines/m² en avril, 48 702 en juin et 47 420 en octobre. Une fois les graines germées, l'accumulation de sodium et de chlorures augmente avec des salinités importantes telles que l'indiquent les tableaux 1 et 2. Ceux-ci présentent les résultats de deux études sur les capacités d'accumulation du chlorure et du sodium par *Atriplex patula*.

Tableau 1: Concentrations de sodium mesurées dans les *Atriplex patula*.

Référence	Concentration d'exposition	Concentration de sodium dans les feuilles	Concentrations de sodium dans les racines
Ungar, 1996	0ppm NaCl	18,38 mg/g MS	11,49 mg/g MS
	500ppm NaCl	45,96 mg/g MS	16,08 mg/g MS
	1 000ppm NaCl	110,30 mg/g MS	68,94 mg/g MS
	2 000ppm NaCl	137,88 mg/g MS	80,43 mg/g MS
Keiffer et Ungar, 1997 (15 plantes/100 cm ²)	500ppm NaCl	40,21 mg/g MS	ND
	1 500ppm NaCl	57,45 mg/g MS	ND
	2500ppm NaCl	80,43 mg/g MS	ND

ND: Non Disponible; MS : Matière sèche

Tableau 2: Concentrations de chlorure mesurées dans *Atriplex patula*.

Référence	Concentration d'exposition	Concentration de chlorure dans les feuilles	Concentration de chlorure dans les racines
Ungar, 1996	0 ppm NaCl	10,63 mg/g MS	21,27 mg/g MS
	500ppm NaCl	106,35 mg/g MS	28,36 mg/g MS
	1 000ppm NaCl	212,70 mg/g MS	70,90 mg/g MS
	2 000ppm NaCl	248,15 mg/g MS	106,35 mg/g MS
Keiffer et Ungar, 1997a (15 plantes/100 cm ²)	500ppm NaCl	55,30 mg/g MS	ND
	1 500ppm NaCl	77,281 mg/g MS	ND
	2 500ppm NaCl	114,14 mg/g MS	ND

ND: Non Disponible

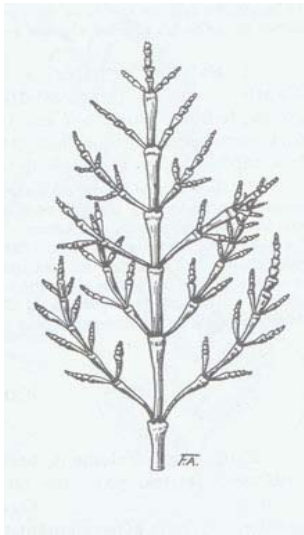
D'autres éléments peuvent être accumulés par ces plantes. Ainsi, le sélénium, qui est un antioxydant revitalisant la plante, présente des accumulations de 37,0 mg Se/l pour des concentrations d'exposition de 1,0 mg Se/l (Vickerman *et al.*, 2002). Pour des concentrations dans le sol, respectivement, de 48,0 et 78,0 mg Se/kg, Wu *et al.* (1993) ont observé des taux dans les tissus végétaux de 20,8 et 80,0 mg Se/l. Ces accumulations étaient corrélées à une diminution de la biomasse de la plante et limitées par la présence de sulfates SO₄ (Vickerman *et al.*, 2002). Une irrigation appropriée du sol permet de lessiver les sulfates et d'encourager une accumulation accrue du sélénium (Wu *et al.*, 1993). Ces études ont par ailleurs montré que les pH faibles favorisent l'adsorption du sélénium par les plantes. De même, les facteurs augmentant la biodisponibilité des métaux lourds, comme par exemple le faible taux d'argile et de matière organique, augmentent l'accumulation de ces contaminants dans les tissus de la plante. Les données sur l'accumulation d'autres métaux sont actuellement non disponibles dans la littérature.

2.2.2. *Salicornia europaea*

Les espèces de *Salicornia* ou salicorne présentes, au Québec, sont les suivantes: *Salicornia depressa* ou *virginica* (salicorne de Virginie), *Salicornia rubra* (salicorne rouge), *Salicornia europaea*, et *Salicornia maritima* (salicorne maritime). Nous avons sélectionné *Salicornia europaea* qui est à la fois la plus répandue et la plus étudiée.

Salicornia europaea est une espèce succulente, ceci impliquant l'accumulation d'eau pour résister à la sécheresse et à la salinité. Elle fait partie de la famille des chénopodiacées. C'est une plante annuelle atteignant 10 à 50cm de hauteur. Halophyte obligatoire, elle est très commune en Europe et en Amérique du Nord, où elle est présente du Québec à la Floride. Au Québec, elle est présente sur les rivages maritimes du bas Saint-Laurent.

De couleur verte, la Salicorne devient rouge vers la fin de l'été. La taille des branches diminue avec la hauteur. Les feuilles sont peu apparentes et prennent la forme de plaques fixées contre la tige. La photosynthèse a lieu uniquement grâce à cette partie de la plante. Ces plaques sont un indice important pour déterminer l'espèce de salicorne. Chaque espèce possède une disposition spécifique de ces plaques. Les fleurs, qui poussent vers le mois d'octobre, sont minuscules; elles sont situées sur les extrémités de la plante.

Planche de la Flore Laurentienne (Frère Marie Victorin <i>et al.</i> , 1995)	Photographies prises lors de l'étude
	

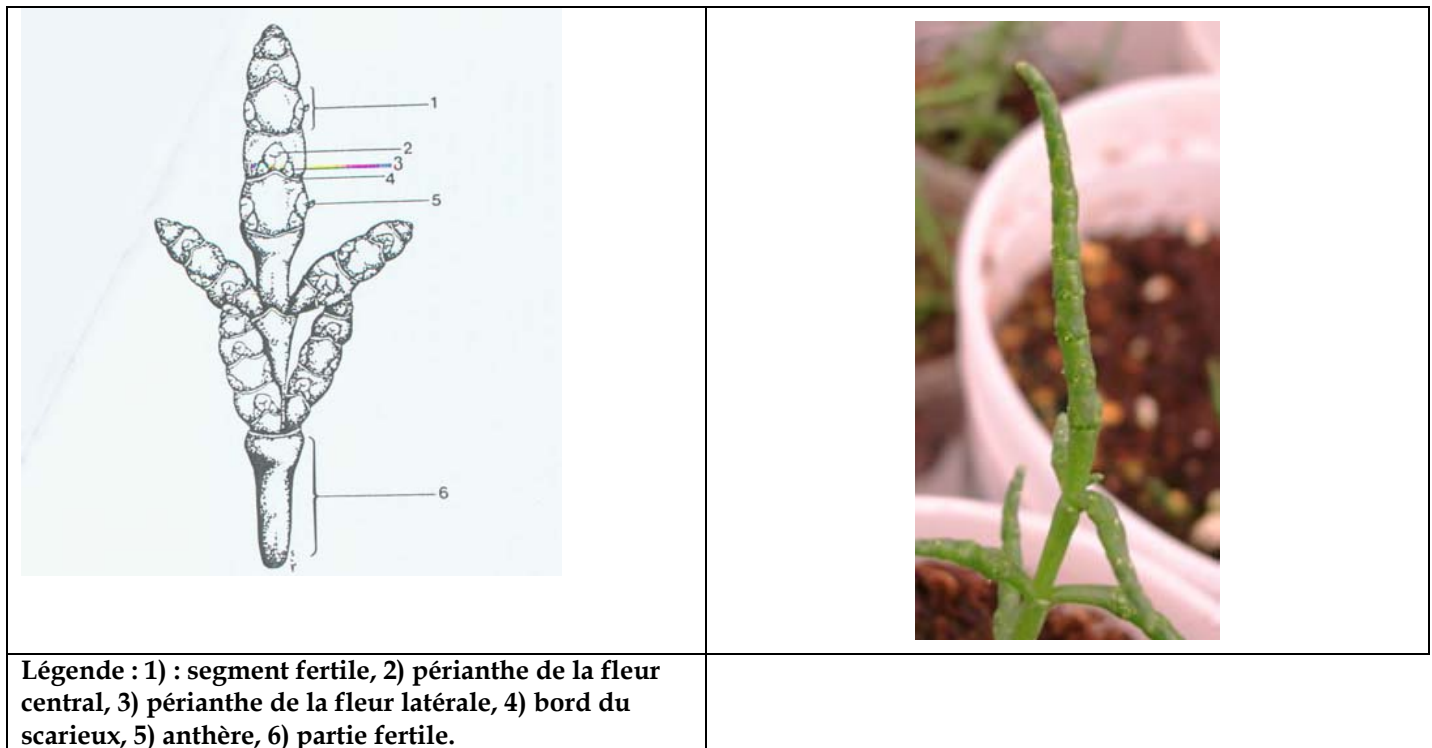


Figure 5 : Dessins et photographies de *Salicornia Europaea*.

La température est un paramètre important pour la germination de cette espèce. 25°C le jour et 5°C la nuit sont une combinaison idéale pour la germination selon une étude réalisée en laboratoire (Egan and Ungar, 1999). Celle-ci est stimulée par l'exposition au sel si elle est suivie d'une période d'exposition à l'eau douce. Le nombre de graines pouvant germer diminue tout au long de la saison. Egan et Ungar (1999) ont ainsi observé la présence de 54 573 graines par m² en avril, puis 13 253 en juin et 0 en octobre. Pour cette raison, le prélèvement de plantes est plus approprié au cours des mois d'avril et de juin pour disposer de plantes aux premiers stades de développement.

La salicorne a des particularités partagées par les plantes halophytes: (i) l'accumulation de Na⁺ augmente avec la concentration à laquelle est exposée la plante; (ii) l'ion Na⁺ devient prédominant par rapport au K⁺ et au Ca²⁺ quand la concentration de sel dans l'eau d'arrosage est forte; (iii) la germination des graines est influencée par la salinité. Selon Keiffer et Ungar, (1997a) le taux de germination baisse à 10% quand la concentration atteint 50 258 mg/l de NaCl.

La salicorne résiste au sel en maintenant un potentiel osmotique important, et cela malgré l'accumulation de sel. Cette particularité est liée à la présence de composants chimiques particuliers: les osmoprotecteurs comme la betaine ou la glycinebétaine. Moghaieb et coll. (2004) ont observé une corrélation significative entre la sécrétion de betaine et l'accumulation de sel. Ces molécules protectrices sont confinées dans le cytoplasme mais absentes des vacuoles (Moghaieb *et al.*, 2004). Ils permettent à la plante d'avoir un ajustement osmotique (diminuer la pression osmotique malgré le sel) et ainsi de croître malgré les fortes teneurs en sel. De même, des ajustements se font au niveau des osmolytes qui augmentent la pression osmotique comme le K^+ dont la concentration est inversement corrélée avec celle du Na^+ . Ainsi, avec l'accumulation de sel, les facteurs augmentant la pression osmotique sont diminués (baisse de concentration en K^+), et ceux la diminuant ou protégeant de ses effets sont augmentés (plus fortes concentrations d'osmoprotecteurs).

Tous ces ajustements ont des conséquences sur la physiologie de la plante. Durant la période de croissance, les conditions à l'intérieur de la plante changent : le pH augmente de 7,6 à 8,8 tout comme la pression osmotique qui passe de 650 mOsm.kg⁻¹ à 2 000 et 2 600 mOsm.kg⁻¹ (Momonoki *et al.*, 1994b). Ainsi, la pression osmotique tend tout de même à augmenter malgré les mécanismes d'ajustement mis en place par la plante.

Les concentrations de Na^+ et Cl^- varient selon les parties de la plante. Elles ont des impacts sur la morphologie de la plante et sont généralement plus importantes dans les racines. Keiffer et Ungar (1997b) ont mesuré un effet très limité de la salinité du milieu sur la productivité primaire de la plante alors qu'il était important sur la densité de la plante. Ceci est lié à la variation de la succulence en fonction de la salinité. L'augmentation de la succulence entraîne celle du volume des vacuoles et donc le volume de stockage de Na^+ et Cl^- . Moghaieb et coll. (2004) ont observé une succulence identique de 0 à 9 934,8 mg/l de NaCl mais qui diminuait à partir de 19 669 mg/l de NaCl. Pour référence, l'eau de mer a une concentration en Cl^- 19 355 mg/l et en Na^+ de 10 644 mg/l et 3 500 ppm de NaCl.

L'accumulation de chlorure et de sodium dans la plante est importante comme le montre les résultats de 2 études dans le tableau 3.

Tableau 3 : Accumulation de sels dans la plante *Salicornia europaea* en fonction de la salinité environnante.

Référence	Concentration d'exposition	Concentrations en Na ⁺ dans la plante	Concentrations en Cl ⁻ dans la plante
Keiffer et Ungar, 1997b	500 ppm NaCl	55,15 mg/g MS	92,17 mg/g MS
	1 500 ppm NaCl	75,83 mg/g MS	116,98 mg/g MS
	2 500 ppm NaCl	101,11 mg/g MS	145,69 mg/g MS
Moghaieb <i>et al.</i> , 2004	0 ppm NaCl	50,20 mg/g MS	ND
	496 ppm NaCl	87,30 mg/g MS	ND
	993 ppm NaCl	96,50 mg/g MS	ND
	1 986 ppm NaCl	75,40 mg/g MS	ND
	2 979 ppm NaCl	108 mg/g MS	ND

MS : Matière sèche, ND : Non Disponible

2.2.3. *Spergularia canadensis* var *canadensis*

Spergularia est une plante maritime charnue, annuelle, diffuse et étalée, entièrement glabre, faisant partie de la famille des caryophyllacées. Elle est présente dans l'est du Québec de part sa préférence pour les marais saumâtres de bords de mer. Les habitats salins présentant des teneurs en sels de plus de 3 000 ppm de NaCl sont ses milieux de prédilections. Cette espèce peut être temporaire, annuelle, bisannuelle ou bien pérenne selon les conditions édaphiques. Une floraison continue durant la saison permet la dispersion de nombreuses graines (Frère Marie Victorin *et al.*, 1995).

Comme décrit sur la figure 6 les tiges présentent une longueur de 5 à 15cm. Les feuilles sont linéaires presque cylindriques, entre 1 et 2cm de longueur. Les stipules sont situées normalement sous la feuille; mais pour certaine espèces elles sont amenées à avoir la fonction de feuilles comme dans le cas de *Spergularia* ou bien d'épines. Les fleurs sont roses et sont un bon moyen pour différencier *S. canadensis* de *S. rubra*. En effet, la figure 6 nous montre que les fleurs ont des capsules 2 fois plus longues que les sépales pour la première, et sont identiques pour la seconde (Frère Marie Victorin *et al.*, 1995). Les fleurs

sont lisses et apparaissent pendant l'été. La plante présente des tiges rampantes, à feuilles épaisses et à stipules triangulaires. Les capsules des fleurs peuvent contenir jusqu'à 50 graines.

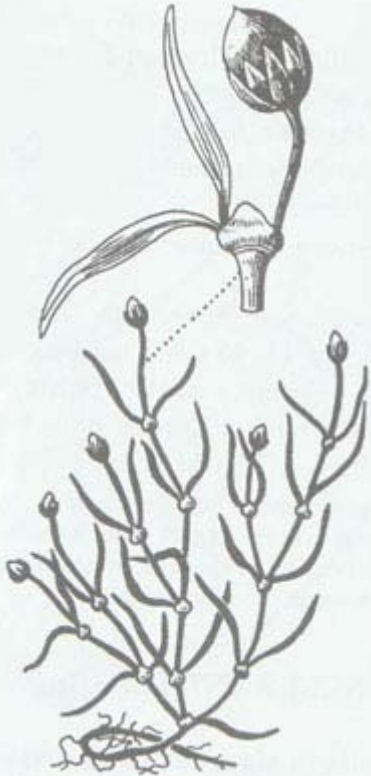
Planche de la Flore Laurentienne (Frère Marie Victorin <i>et al.</i>, 1995)	Photographie prises lors de l'étude
	

Figure 6 : Dessin et photographie de *Spergularia canadensis*.

La majorité des publications scientifiques portent sur *Spergularia marina* qui est une espèce proche de *Spergularia canadensis* et qui présente la même répartition géographique. La recherche bibliographique a porté sur les propriétés de cette espèce. Nous tâcherons par la suite de corrélérer ces propriétés à celles de *Spergularia canadensis* mises en évidence lors de nos expérimentations.

La salinité influence la germination de *S. marina*. Ainsi, les graines ne germent pas si elles sont exposées à des concentrations de 2 000 ppm et plus de NaCl (Keiffer and Ungar, 1997a). Selon les mêmes auteurs, un prétraitement en chambre froide favoriserait la

germination, laquelle serait optimale pour une période de 30 jours. Ce phénomène de dormance, typique des plantes halophytes, permet aux graines de germer durant les périodes à faible salinité en restant viables durant les périodes plus salées. La germination n'est pas diminuée par une exposition à la salinité, cependant, si cette exposition dure trop longtemps, les graines ne sont plus viables (Keiffer and Ungar, 1997a).

A titre indicatif, Keiffer et Ungar (1997b) ont montré une accumulation de sels de 8 043 mg Na⁺/100g de matière sèche et 10 564,1 mg Cl⁻/100g pour des expositions à des salinités de 2 500 mg/l de NaCl.

2.2.4 Les marais salants

Les marais salants, dans lesquels ont été prélevées les plantes sont situés dans l'estuaire du Saint-Laurent. Les conditions dans cet espace géographique varient progressivement en avançant vers l'embouchure. La salinité notamment augmente jusqu'à atteindre les concentrations marines. Les marées viennent inonder les bordures du Saint-Laurent amenant avec elles des masses de sel très importantes formant ainsi les marais salants. Ceux-ci se situent à partir de Kamouraska et vers l'Océan Atlantique. Les conditions particulières de ces milieux attirent une faune et une flore particulières qui sont résistantes et flexibles à des changements brusques de salinité, température et humidité du sol. Pour ces raisons, les plantes halophytes de l'estuaire du Saint-Laurent nous intéressent et ont été considérées pour cette étude.

Les différentes espèces se répartissent en fonction de la concentration en sel du sol et donc de l'éloignement des rives. Les espèces vont pousser plus ou moins près du bord de l'eau selon leur adaptation au sel, au niveau d'inondation et selon la compétition entre elles.

3. Matériels et méthodes

Dans le cadre du présent projet plusieurs activités ont eu lieu: (i) l'identification et la cueillette de plantes d'un marais salant et (ii) les tests de bioaccumulation du chlorure et du sodium par les plantes halophytes tels, *Atriplex Patula*, *Salicornia Europaea*, et *Spergularia Canadensis*. En effet, ces plantes ont été exposées à des concentrations similaires à celles que l'on rencontre aux alentours du lac Saint-Augustin. Donc, avant le début des expériences, des informations existantes dans le cadre d'un autre mandat pour le MTQ ont guidé le choix de concentrations d'exposition en sel. Ces données sont discutées ci-dessous.

3.1. Qualité des eaux à l'intérieur du bassin versant

Le lac Saint-Augustin est situé au centre de son bassin versant (zone indiquée en pointillé sur la figure 7). Les données qualitatives et quantitatives récoltées à divers endroits du bassin ont été essentielles puisque le projet final (lit filtrant et marais) compte traiter les eaux de ruissellement routier. En effet, dans le cadre du projet 'Le Lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'Autoroute Félix-Leclerc', plusieurs échantillons d'eau de fossés et du tributaire ont été collectés et caractérisés.

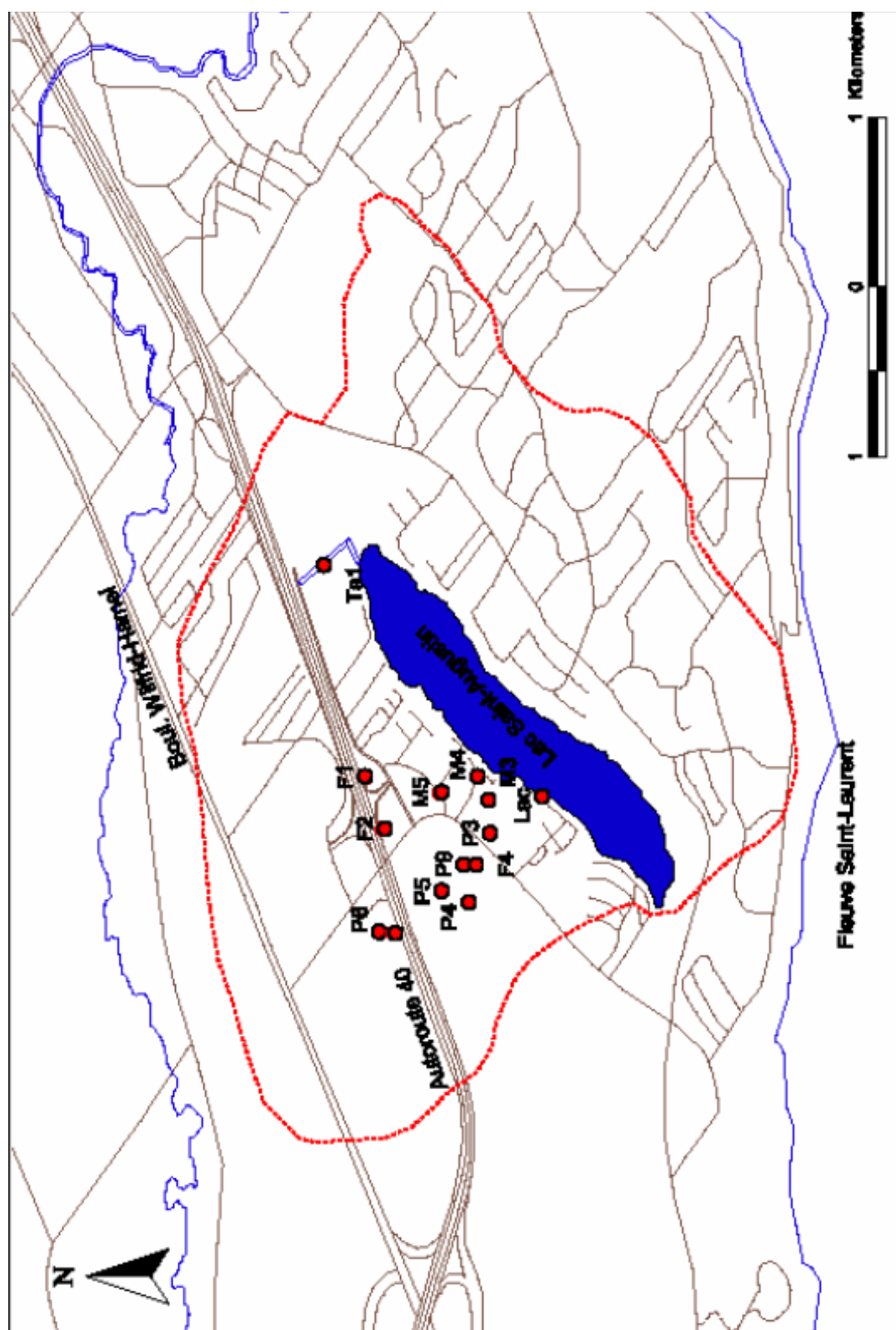


Figure 7: Sites d'échantillonnage du côté nord du bassin versant.

Ainsi, durant l'été 2006, les concentrations en chlorures et en sodium dans 15 sites d'échantillonnage (voir Figure 7) des eaux issues de la zone où le traitement est envisagé ont été mesurées. Pour l'intérêt de ce projet, seulement les eaux de fossés et du tributaire ont été considérées. Les concentrations moyennes en chlorures et en sodium sont présentées dans le tableau 4 et sont issues du rapport de Galvez-Cloutier et al. (2006). Les débits des fossés et du tributaire proviennent du rapport EXXEP (2002). Ces données sont ponctuelles et ont été prises pendant la saison d'été.

Afin d'avoir une estimation grossière de la masse en sel rentrant dans le bassin, un calcul a été fait à partir des données de débit et des concentrations disponibles à ce jour. Il est important de remarquer que ce calcul ne remplace pas des vraies mesures sur le terrain qui soient représentatives du comportement annuel hydrique du bassin. La construction d'un bilan hydrique réel fait partie d'un projet postérieur déjà présenté au MTQ. Donc, en considérant sept mois par année (d'avril jusqu'à octobre) et en utilisant les données disponibles le tableau 4 montre des masses en sel estimées.

Tableau 4: Concentrations en sodium et en chlorure mesurées dans divers endroits, entre l'autoroute 40 et la rive nord du Lac Saint-Augustin, en 2006.

Échantillon	Chlorures (mg/l)	Sodium (mg/l)	Débit (l/min)	Masse de chlorure (t/an)	Masse de sodium (t/an)
Fossé F3*	854,75	203,73	22,5	5,815	1,386
Fossé F4*	4,57	19,67	22,5	0,031	0,114
TributaireTa1	488,20	249,00	32,5	4,798	2,447
Total estimé				10,64	3,947

*Fossés collectant les eaux de ruissellement provenant des routes municipales et l'autoroute 40.

Les contributions massiques de sodium pour les fossés sont entre 0,1 et 1,4 tn/an et celle du tributaire de 2,4 ton/an, avec un total approchant le 4tn/an. Pour le chlorure, le total estimé est plus élevé, soit de 10,6 tn/an. Ceci n'est qu'un ordre de grandeur qui doit être considéré avec précaution. Des mesures réelles sur le terrain doivent être réalisées le plus rapidement possible afin de construire un bilan hydrique précis.

3.2. Concentrations d'exposition

Les concentrations mesurées sur le terrain sont représentatives de celles qui arriveront au marais épurateur. Il était donc important de savoir comment les plantes réagiront par rapport à ces concentrations au niveau de l'accumulation de sels, ou des effets sur leur physiologie.

Les concentrations présentées dans le Tableau 4 pour les fossés oscillent entre 5 et 850mg Cl/l. Les concentrations de chlorure ont été fixées à 10mg Cl/l pour connaître l'adsorption avec une concentration proche de la concentration de bruit de fond du terrain; à 100, et 1000 mg Cl/l. Ceci représente l'adsorption dans les conditions proches des effluents-fossés. Les solutions préparées ont donc été de 16,5, 164, et 1 648 ppm de NaCl. Par commodité les doses d'exposition sont exprimées en mg de Chlorure par litre dans le rapport.

L'exposition au chlorure de sodium s'est effectuée à l'aide d'une solution de NaCl dans l'eau de la ville de Sainte-Foy. Les plantes ont été arrosées deux fois par semaine, aucun arrosage n'était effectué pour les pots présentant une saturation d'eau, pour éviter le pourrissement des racines. Au début de l'expérience, il y avait 5 réplicats pour chaque espèce et chaque concentration. Par la suite, des problèmes liés aux insectes et au manque d'adaptation des plantes au laboratoire ont diminué le nombre de réplicas.

3.3. Expériences en laboratoire et analyses

L'ensemble des essais et des analyses ont été réalisées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Deux expériences furent réalisées en utilisant le même dispositif expérimental. Elles sont nommées dans la suite du document de la façon suivante : 1) essai préliminaire et 2) essai de bioaccumulation. L'essai préliminaire avait pour but de connaître le comportement des plantes suite à leurs transplantations du terrain au laboratoire. Seules les tailles des tiges et des racines ont été mesurées, les taux de bioaccumulations n'ont pas été mesurés. Les plantes ont poussé dans les mêmes

conditions de température et de lumière pendant la même durée pour les deux essais. Durant l'essai de bioaccumulation les analyses biologiques et chimiques ont été faites.

3.3.1. Travail de terrain au marais salant

Les plantes récoltées durant l'été 2006 ont été utilisées pour l'essai préliminaire, celles récoltées à l'automne 2006 pour l'essai de bioaccumulation. Les plantes sélectionnées, à savoir *A. patula*, *S. europaea* et *S. canadensis*, ont été récoltées dans les marais salants de la Rivière Ouelle près de Kamouraska, au Québec. Le marais salant, montré sur la figure 8, est situé le long de la rivière dans la partie où elle rencontre le fleuve Saint-Laurent. La rive mesure de 10m à 100m dans laquelle toutes les espèces du projet sont rencontrées.



Figure 8 : Photographies du marais salant situé dans l'estuaire de la rivière Ouelle.

Les plantes de l'essai préliminaire ont été récoltées dans un stade de croissance moins avancées que celles utilisées lors de l'essai de bioaccumulation. Les racines et la terre accroché ont été préservées au maximum pour maintenir l'humidité au niveau des racines. Le transport jusqu'au laboratoire a été réalisé à l'aide de pot en plastique de petite taille. Les jeunes plantes ont été privilégiées, et devaient toutes avoir des parties aériennes de hauteur équivalente à plus ou moins 1cm.

3.3.2. Modalités d'exposition des plantes au chlorure de sodium

Les plantes ont poussé dans une chambre environnementale. La chambre environnementale est un espace fermé, dans lequel les conditions de température, d'humidité, de luminosité peuvent être contrôlées (figure 9). L'exposition a duré 1 mois; à des conditions de 22°C, 70% d'humidité et 4 600 lux.



Figure 9 : Photographies de la chambre environnementale.

Dans les marais naturels, l'alimentation des plantes se fait par succion de l'eau présente en dessous des plantes, dans l'environnement proche des racines. Il est donc préférable de placer les plantes dans des bacs individuels (coupelles d'alimentation) dans lesquels l'eau est apportée. La plupart des travaux publiés rapportent cette technique permettant d'obtenir des concentrations d'exposition plus homogènes (Ungar, 1996; Keiffer and Ungar, 1997a; Egan and Ungar, 1999).

Dans la présente étude, les plantes ont été exposées dans un milieu tourbeux de type terre agricole, milieu envisagé pour le marais filtrant. L'eau ajoutée et retirée est mesurée toutes les semaines pour connaître exactement le volume d'eau filtré par la plante.

3.3.3. Analyses biologiques

Durant les expérimentations les paramètres suivants ont été suivis:

- la croissance des plantes par mesure de la longueur des tiges, deux fois par semaine et en fin d'essai ;
- le volume d'eau filtré pour chaque plante durant l'expérience ;

- la longueur des racines à la fin de l'essai;
- la biomasse humide de chaque plante à la fin de l'essai ;

La mesure de la longueur des tiges des plantes d'*Atriplex* et de *Salicornia* ne pose pas de problème car elles possèdent une tige centrale. Cependant, *Spergularia* a un nombre élevé de branches, qui ne sont pas reliées entre elles. Pour faciliter le suivi de leur croissance durant les expériences, quatre branches ont été sélectionnées et suivies. Ceci nous a permis d'obtenir des données plus représentatives de la croissance de cette espèce.

3.3.4. Analyses chimiques

En fin d'essai, les plantes ont été récoltées, pesées, séchées afin de déterminer leur pourcentage d'humidité, ainsi que les teneurs en chlorures et en sodium dans les parties aériennes et racinaires.

Pour chaque partie, 0,5 g de biomasse ont été bouillies dans 25 ml d'eau pendant 2 h à 100°C en utilisant un bain marie. Le surnageant a été filtré avec un filtre Whatman n°2 de pore 8 µm, puis a été analysé pour le sodium et le chlorure.

Les deux méthodes d'analyse utilisées pour les ions chlorures et sodium sont celles du CEAEQ. Le chlorure a été dosé par chromatographie ionique avec détecteur conductivimétrique (CEAEQ, 2006) (méthode numéro : MA 303-Anions 1.0) sur un appareil Dionex DX500 avec une colonne Dionex (IonPac AS14A, 4*250mm). Quant au sodium, il a été analysé avec une méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon, méthode habituellement utilisée pour doser les métaux dans les eaux (méthode numéro : MA 200 Met 1.1) (CEAEQ, 2005). L'analyse a été réalisée sur un spectromètre d'émission au plasma d'Argon de marque Perkin Elmer, Optima 3 000 DV (ICP-OES). Les limites de détection de ces méthodes sont respectivement de 0,06 mg/l pour le chlorure et de 0,02 mg/l pour le sodium.

3.3.5. Statistique des résultats

Le dispositif expérimental est constitué en plan entièrement aléatoire, c'est-à-dire que les pots ont été répartis de manière aléatoire. Cela réduit ainsi les biais causés par les

conditions d'éclairement et de température potentiellement différentes d'un endroit à l'autre dans la chambre environnementale. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel SAS 9.0. Une analyse ANOVA et des comparaisons entre les différents traitements et espèces choisies à priori ont été effectuées.

4. Résultats

Chacune des espèces de plante halophyte ont montré des caractéristiques particulières, lesquelles ont été étudiées afin de faire un choix cohérent avec les besoins du MECA. Les résultats montrent que la masse de sel accumulée, par les plantes à l'étude, dépend de plusieurs facteurs, notamment : (i) la morphologie de la plante (taille et poids), (ii) l'espèce, et (iii) la concentration de sel dans l'eau d'arrosage. Ces facteurs et les résultats individuels sont discutés ci-dessous.

4.1. Observations physiques des plantes

Les données mesurées durant l'essai préliminaire et l'essai de bioaccumulation sont résumées dans les

Tableau 5 et Tableau 6. Ces tableaux présentent la taille, le poids, et la mortalité de chaque espèce pour chaque niveau de salinité.

Tableau 5 : Caractéristiques des plantes exposées au NaCl lors des essais préliminaires.

Espèce	Survie	Tailles des tiges (cm)	Taille des racines (cm)
<i>Salicornia</i> à 100 mg Cl/L	100%	23,00	3,40
<i>Spergularia</i> à 100 mg Cl/L	100%	17,81	7,06
<i>Atriplex</i> à 100 mg Cl/L	100%	57,50	27,25

Tableau 6 : Caractéristiques physiques des *Atriplex*, *Salicornia*, et *Spergularia* exposées au NaCl lors de l'essai de bioaccumulation.

Espèce	Dose d'exposition	Survie	Tiges		Racines		Volume d'eau consommé (ml)
			Taille (cm)	Poids (g)	Taille (cm)	Poids (g)	
<i>Atriplex</i>	0 mg Cl/l	100%	SO	SO	SO	SO	SO
	10 mg Cl/l	33%	18,75	8,26	26,88	SO	600
	100 mg Cl/l	40%	13,53	1,39	17,43	SO	500
	1 000 mg Cl/l	33%	17,63	3,50	23,63	SO	600
<i>Spergularia</i>	0 mg Cl/l	75%	13,08	1,36	8,08	0,05	366,67
	10 mg Cl/l	40%	14,00	1,02	4,75	0,01	450,00
	100 mg Cl/l	80%	17,13	5,00	10,93	0,15	600,00
	1 000 mg Cl/l	60%	16,00	1,49	7,17	0,05	366,67
<i>Salicornia</i>	0 mg Cl/l	0%	SO	SO	SO	SO	SO
	10 mg Cl/l	20%	15,00	2,57	13,00	0,08	500,00
	100 mg Cl/l	0%	SO	SO	SO	SO	SO
	1 000 mg Cl/l	20%	14,00	3,5	13,00	0,23	600,00

SO : Sans Objet**Survie**

Le taux de survie observé au cours de l'essai préliminaire est très bon. Au niveau de l'essai de bioaccumulation de *Spergularia*, le taux de survie est supérieur à 40%, et cela quelque soit la concentration en NaCl considérée. Les *Atriplex* présentent un taux de survie assez élevé pour les concentrations 10, 100, et 1 000 mg Cl/l. Il n'y a aucune corrélation entre ces mortalités et la salinité. Il est à noter que dans l'essai préliminaire la mortalité, de ces plantes était nulle.

Taille et poids

La taille des tiges, des racines, et la biomasse sont plus élevées pour *Atriplex*, que pour les deux autres espèces évaluées. Les valeurs de ces paramètres sont plus de deux fois supérieures pour *Atriplex*. Il faut noter que, les salicornes de l'essai préliminaire présentaient des racines et des tiges de plus grandes tailles que lors de l'essai de bioaccumulation. La différence de taille entre les deux expériences a été fortement

influencée par l'âge des plantes. Lors de l'essai préliminaire l'échantillonnage a eu lieu fin juillet. Les plantes étaient plus jeunes et donc avaient des capacités d'adaptation plus importantes.

Quantité d'eau filtrée

Atriplex et *Salicornia* consomment plus d'eau que *Spergularia*. Elles ont filtré de 1,5 à 2 fois plus d'eau au cours du mois des essais. Elles sont donc préférables pour la construction d'un marais épurateur car elles permettront de traiter un plus grand volume d'eau que *Spergularia*.

4.2. Accumulation de chlorure et de sodium par les plantes

Toutes les plantes ont accumulé des masses significatives de sel dans leurs tissus. Les moyennes de concentration dans les tiges sont présentées pour différentes doses d'exposition au chlorure de sodium (exprimé en g de Cl/l) dans le milieu de culture dans les figures 10 et 11. Dans le cas de *Salicorne* et *Spergularia*, les concentrations en Cl dans les tiges sont assez homogènes dans toutes les essais testés avec ou sans ajout de sels (l'eau de base est l'eau du robinet de la ville de Sainte-Foy). Ceci peut être expliqué par l'effet que la plante a besoin d'une concentration minimale pour sa survie et donc et elle l'accumule peut être par d'autres mécanismes de survie.

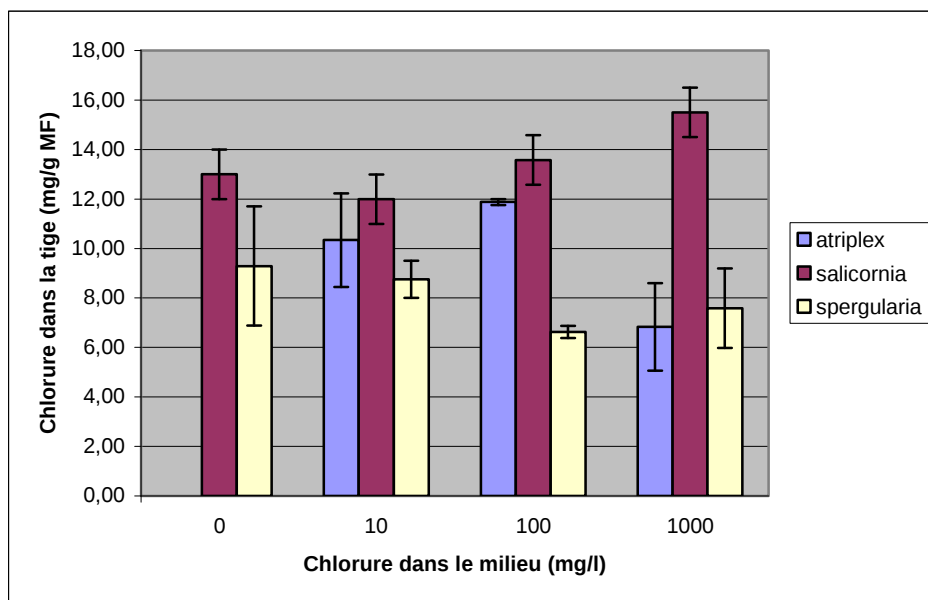


Figure 10: Concentrations en chlorure dans les plantes à différent niveaux d'exposition.

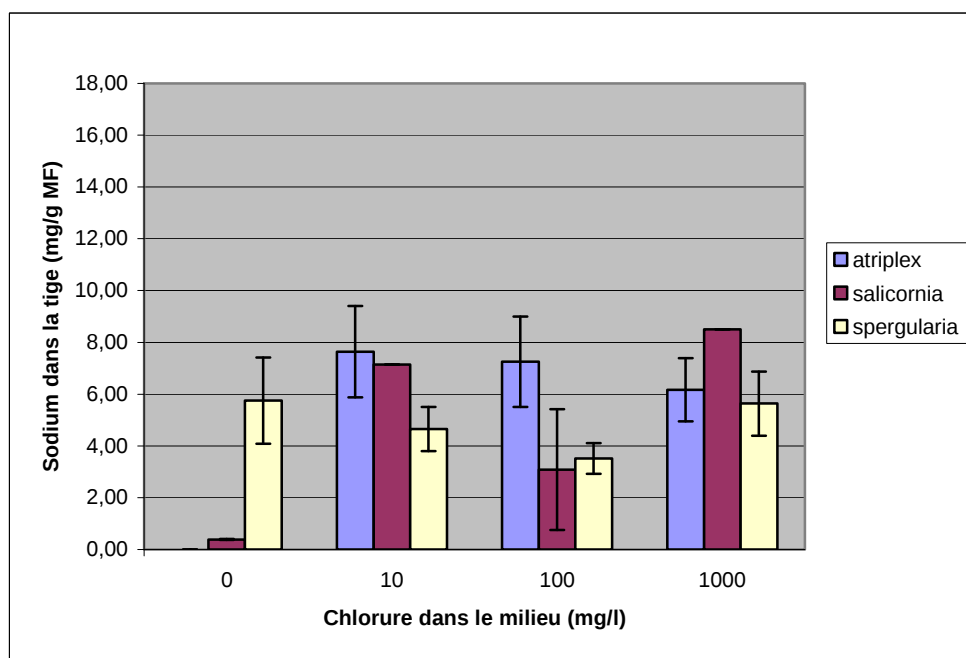


Figure 11: Concentrations en sodium dans les plantes à différent niveaux d'exposition.

Les figures 12 et 13 présentent les quantités en mg de sodium et de chlorure accumulés pour une plante en moyenne. Des différences dans le classement des espèces apparaissent en considérant les concentrations dans les plantes (figures 10 et 11), ou bien

les masses totales accumulées par plante (figures 12 et 13). Cela montre bien que le poids individuel de la plante est également à prendre en considération.

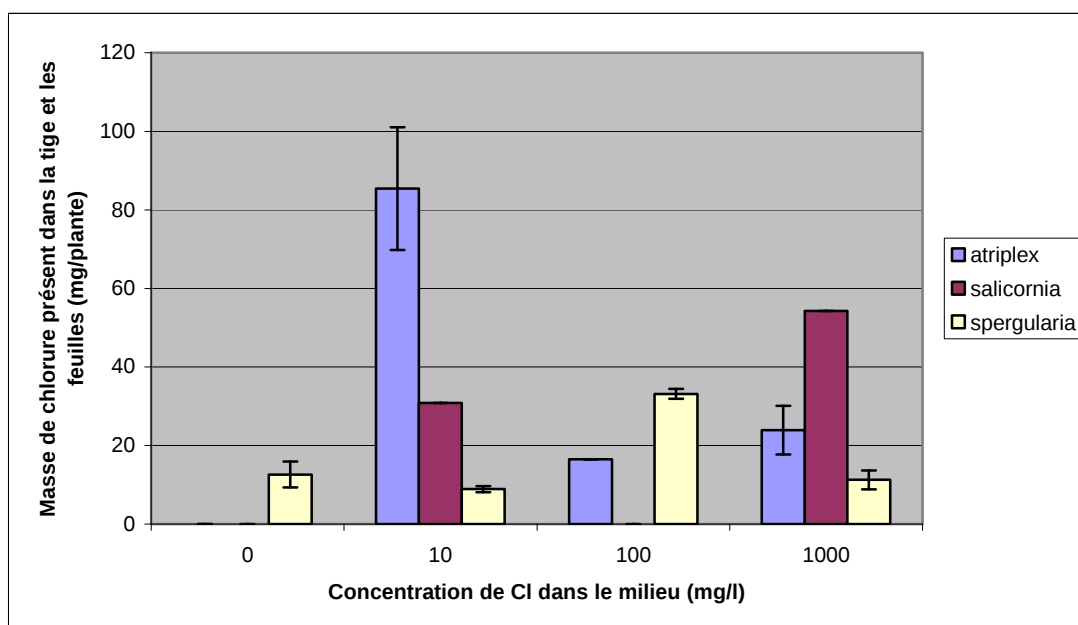


Figure 12 : Accumulation moyenne de chlorure présent dans la tige

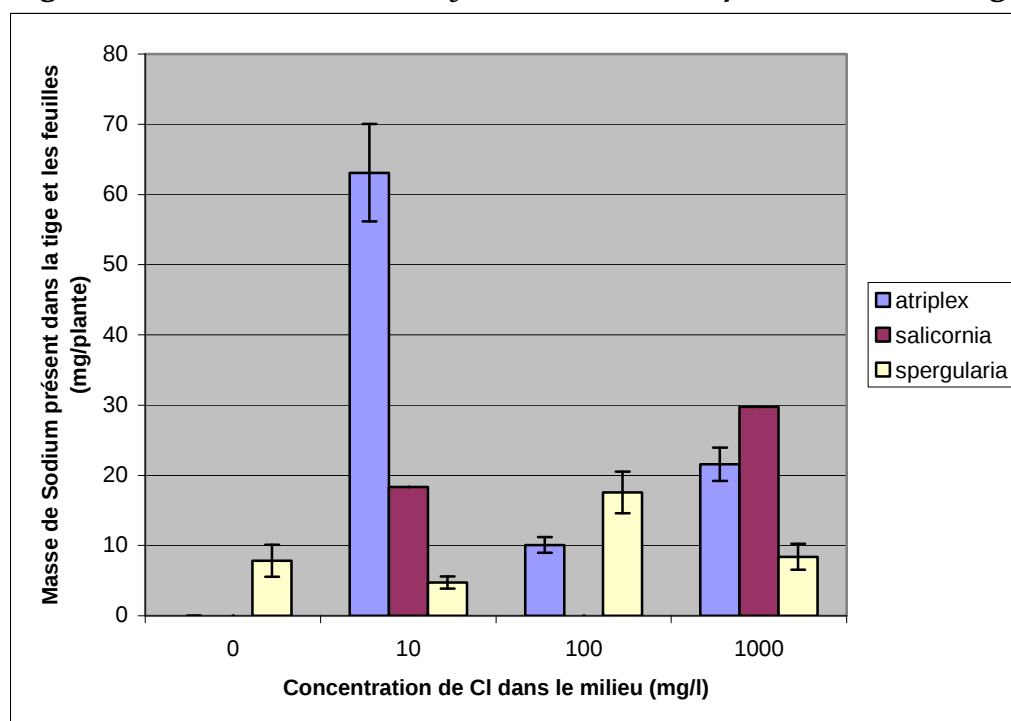


Figure 13 : Accumulation moyenne de sodium présent dans la tige

Les analyses effectuées à l'aide du logiciel de statistique SAS ont permis d'obtenir les résultats d'ANOVA présentés en annexe.

5. Discussion

Il convient de noter que le taux de survie des plantes a été mitigé au cours de l'essai de bioaccumulation. Egan et Ungar (1999) ont montré que les graines des plantes sélectionnées germent essentiellement en début de saison, d'avril à juillet. Lors de l'échantillonnage du mois d'octobre, les plantes ont été prélevées à un stade de croissance et de maturation assez avancé, et donc plus proche de la fin de leur cycle de vie. Ceci a fortement influencé les résultats, en particulier pour *Salicornia*. Les plantes se sont avérées plus fragiles lors de leurs transplantations au laboratoire, comparativement au premier lot échantillonné. Les plantes d'*Atriplex* ont été récoltées alors que la plupart avaient déjà des graines. De plus, des parasites se sont attaqués uniquement à cette espèce, ce qui peut également expliquer les taux de mortalité observés.

La biomasse des plantes a été relativement faible par rapport à celle rencontré dans la littérature. Pour *Salicornia*, des poids entre 5 et 69 g sont rapportés selon les conditions appliquées (Ushakova *et al.*, 2005), ce qui est supérieur à nos résultats. Les tailles des plantes d'*Atriplex* et de *Salicornia* étaient également faibles par rapport aux données de la littérature; respectivement entre 10 et 80 cm, et entre 10 et 50cm (Frère Marie Victorin *et al.*, 1995).

La consommation d'eau est extrêmement variable et dépend de la taille de la plante. Ceci influence la croissance des racines et donc le fonctionnement de la plante (Gregory, 2006). Pour les futures expérimentations, il conviendrait d'exposer toutes les plantes d'une même espèce dans un même bac. Les quantités et le niveau d'eau dans les pots seraient plus uniformes et les résultats seraient comparés plus aisément.

Les concentrations d'exposition en chlorure et en sodium influencent de manière significative l'accumulation du sodium et du chlorure par les plantes. L'augmentation de l'accumulation de chlorure et de sodium constatée pour *Salicornia* correspond à l'augmentation des concentrations d'exposition. Au contraire, l'évolution de la bioaccumulation d'*Atriplex* et de *Spergularia* ne suit pas de patron particulier.

L'espèce est un paramètre majeur au niveau de la bioaccumulation. Il est possible de classer les espèces selon leurs capacités d'accumulation des ions chlorures et sodium. Par

ordre décroissant selon la concentration de chlorure dans la plante, *Salicornia* est l'espèce accumulant le plus de chlorure (15,5mg Cl⁻/g de MF), suivie de l'*Atriplex* (12mg Cl⁻/g de MF) et *Spergularia* (9mg Cl⁻/g de MF) (figure 10 et 11).

Cependant, le poids des plantes selon l'espèce est bien différent, ce qui influence la masse total de chlorure et de sodium accumulée par une plante. Si le poids des plantes est pris en considération (figure 12 et 13), *Atriplex* est l'espèce la plus intéressante au niveau de l'accumulation du chlorure et du sodium. Ces résultats sont identiques à l'étude de Keiffer et Ungar (1997) dans laquelle *Atriplex* est plus performante que *Salicornia* au niveau des masses de chlorure et de sodium accumulées. Cependant dans l'étude citée la différence entre les deux espèces est plus nette. Les plantes ont été récoltées à un stade avancé de croissance, elles ne se sont pas développées au maximum donc nos résultats sous-estiment leur capacité d'adsorption du sel.

Les concentrations de chlorure et de sodium dans les plantes sont plus faibles que celles rencontrées dans la littérature à concentration d'exposition égale. Il est possible qu'une partie du sel est été adsorbée dans le sol agricole des pots, diminuant d'autant la concentration disponible pour les plantes.

Les tiges et feuilles des plantes halophytes présentent généralement des concentrations en chlorures et en sodium plus importantes que les racines (Jefferies et al., 1979), ce qui a put être constaté lors de l'essai de bioaccumulation.

Enfin, il est intéressant de constater que *Salicornia* et *Spergularia* arrosées avec de l'eau non salée avaient toujours du chlorure et du sodium dans leurs tissus. Ces plantes présentent donc un mécanisme de rétention de survie qui permet de maintenir des concentrations dans la plante, malgré la baisse de concentration dans leur milieu environnant. Cette observation devra être confirmée ultérieurement.

6. Conclusions

1. Un estimé préliminaire très sommaire a révélé que les contributions massiques de sodium pour les fossés approchent les 4 tn/an. Pour le chlorure, le total estimé est plus élevé soit de 10,6 tn/an. Ceci n'est qu'un ordre de grandeur qui doit être considéré avec précaution, mais il révèle qu'une charge élevée en sel arrive au Lac Saint-Augustin.
2. Selon la revue de littérature, les plantes de l'estuaire du Saint-Laurent sont des plantes halophytes et halophiles. Certaines sont des plantes tolérantes au sel et d'autres accumulent (ont besoin) le sel.
3. Cet étude a retenu les espèces halophytes bio-accumulatrices de sel suivantes: *A. patula*, *S. europaea* et *S. canadensis*. Ces plantes ont été récoltées dans les marais salants de la Rivière Ouelle près de Kamouraska, au Québec.
4. Toutes les plantes ont accumulé des masses significatives de sel dans leur tissu. Les résultats montrent que la masse de sel accumulée par les plantes à l'étude dépend de: (i) la morphologie (taille et poids), (ii) l'espèce, et (iii) la concentration d'exposition en sel.
5. Selon nos résultats, la biomasse des plantes a été relativement faible par rapport à celle rapportée dans la littérature. Certaines difficultés au niveau de la transplantation et croissance peuvent être les causes. D'autres essais plus poussés techniquement peuvent produire de données encore plus précises sur les capacités et optimisation de croissance de plantes à fin d'augmenter l'accumulation de sel. Des nouvelles collaborations avec des écologistes de systèmes d'eau douce (Prof. Levine, U. de Vermont) et d'eau saline (Prof. C. Carter, U. Tennessee) enrichissent connaissance mais aussi nous aident à améliorer nos outils

méthodologiques.

6. *Salicornia* est l'espèce accumulant le plus de chlorures (15,5mg Cl-/g de MF), suivie de l'*Atriplex* (12mg Cl-/g de MF) et *Spergularia* (9mg Cl-/g de MF). Cependant, le poids à maturité, pour chaque espèce est très différent. Ceci influence la masse totale de chlorure et de sodium accumulée par une plante. Si le poids des plantes est pris en considération, *Atriplex* est l'espèce la plus intéressante au niveau de l'accumulation du chlorure et du sodium.

7. Recommandations

1. Afin de réaliser une conception et un dimensionnement adéquat et précis du marais et du lit filtrant, des données annuelles représentatives du terrain en ce qui concerne les débits et les concentrations en sel de divers affluents routiers arrivant au Lac Saint-Augustin doivent être obtenues. La réalisation, le plus tôt possible, du volet 'Bilan hydrique et apports en sel' proposé au MTQ est recommandée. De son côté, l'Université Laval a démarré une étude et des mesures de débits et de concentrations en sel des sites étudiés dans cet étude continuent d'être évaluées.
2. La culture des plantes en serre est importante non seulement pour améliorer les résultats, mais aussi pour les implanter dans le MECA. Deux façons de procéder pourraient être étudiées: a) collecter de jeunes plantes durant les mois du printemps, les cultiver en serre pour ensuite les transplanter directement dans le MECA ou b) faire germer les plantes à partir de graine dans un environnement où les conditions seraient mieux contrôlées. D'autres aspects importants qui devront être regardés dans des études futures concernant les plantes halophytes incluent : 1) le potentiel de certaines plantes de marais à envahir le MECA; 2) la compétition entre les plantes halophytes elles mêmes dans un milieu artificiel non marin et 3) l'évaluation de la tolérance écologique et physiologique de chaque plante à survivre dans un milieu en teneurs en sels réduits et fluctuants. L'étudiant au doctorat M. B. Morteau a réalisé un stage à l'université de Tennessee qui lui a permis de connaître l'écologie des plantes halophytes et d'apprendre des nouvelles techniques. Riche de cette expérience il pourra conduire des essais appliqués à la problématique qui nous intéresse.
3. L'accumulation de sel par les plantes sélectionnées a bien été observée. De plus, leur physiologie propre à chaque espèce a un rôle important dans les

capacités d'adsorption et d'accumulation du sel. La concentration d'exposition est aussi un paramètre important. Donc, à ce stade il se révèle évident que des nouvelles expériences à une échelle plus large (pilote de terrain) devraient être envisagées.

8. Références bibliographiques

- Bajji, M., J. Kinet et S. Lutts (2002). "Osmotic and ionic effects of NaCl on germination, early seedling growth, and ion content of *Atriplex halimus* (Chenopodiaceae)." *Canadian Journal of Botany* Vol (80): 297-304.
- Bergeron, M., C. Corbeil et S. Arsenault (2002). "Diagnose écologique du lac Saint-Augustin, Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec." 70 p et 6 annexes.
- Bouchard-Valentine, M., W. F. Vincent et S. Arsenault (2002). "Écologie des cyanobactéries, Rapport d'expertise, EXXEP Environnement, Québec." 23 p.
- Brin, M.-E. et G. Dominguez (2002). "Projet d'assainissement du lac St Augustin. Volet sédiments contaminés."
- CEAEQ (2005). "Détermination des métaux dans l'eau : méthode par spectrométrie au plasma d'argon." 17 p.
- CEAEQ (2006). "Détermination des anions fluorure, chlorure et sulfate dans l'eau : dosage par chromatographie ionique avec détecteur conductivimétrique." 11 p.
- Egan, T. P. et I. A. Ungar (1999). "The effects of temperature and seasonal change on the germination of two salt marsh species, *Atriplex prostrata* and *Salicornia europaea*, along a salinity gradient." *International Journal of Plant Sciences* Vol :160(5): 861-867.
- Environnement Canada (2001). "Sels de voirie - Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) - Listes des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation." 188 p.
- Frère Marie Victorin, m. à. j. par, L. Brouillet, I. Goulet and E. Rouleau (1995). Flore laurentienne - 3^{ème} édition: 1083p.

- Galinato, M., Ignacio; et A. G. Van Der Valk (1986). "Seed germination traits of annuals and emergents recruited during drawdowns in the Delta Marsh, Manitoba, Canada." *Aquatic Botany* Vol 26: 89-102.
- Galvez-Cloutier, R., S. Leroueil and J. C. Pérez Arzola (2006). "Le Lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix Leclerc."
- Gregory, P. J. (2006). *Plant roots: growth, activity, and interaction with soils*, Oxford ; Ames, Iowa : Blackwell Pub.
- Hammer, D., A. (1989). *Constructed wetlands for wastewater treatment, Municipal, Industrial, and Agricultural.*, Lewis Publishers, Inc.
- Jefferies, R. L., T. Rudmik and D. E. M. (1979). "Responses of Halophytes to High Salinities and Low Water Potentials." *Plant Physiology* Vol: 64: 989-994.
- Katembe, W. J., I. A. Ungar et J. P. Mitchell (1998). "Effect of Salinity on Germination and Seedling Growth of two *Atriplex* species (Chenopodiaceae)." *Annals of Botany* Vol: 82(2): 167-175.
- Keiffer, C. H. et I. A. Ungar (1997a). "The effect of extended exposure to hypersaline conditions on the germination of five inland halophyte species." *American Journal of Botany* Vol: 84(1): 104-111.
- Maganti, M., Weaver, S., Downs, M. (2005). "Responses of spreading orach (*Atriplex patula*) and common lambsquarters (*Chenopodium album*) to soil compaction, drought, and waterlogging." *Weed Science*(53): 90-96.
- Moghaieb, R., E.A., H. Saneoka et K. Fujita (2004). "Effect of salinity on osmotic adjustment, glycinebetaine accumulation and the betaine aldehyde dehydrogenase gene expression in two halophytic plants, *Salicornia europaea* and *Suaeda maritima*." *Plant science* Vol:166: 1345-1349.

- Momonoki, Y. S., S. Kato et H. Kamimura (1994b). "Studies on the mechanism of salt tolerance in *Salicornia europaea* L. II-High osmosis of epidermal cells in stem." Japanese Journal of Crop Sciences Vol :(63): 650-656.
- Parant, M.-A. (2007). Évaluation de la performance en essais en colonnes d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint Augustin (Québec). Département de génie civil. Québec, Université Laval. Maîtrise: 193p.
- Tester, M. et R. Davenport (2003). "Na⁺ tolerance and Na⁺ transport in higher plants." Annals of botany Vol:91: 503-527.
- Ungar, I. A. (1996). "Effect of salinity on seed germination, growth, and ion accumulation of *Atriplex patula* (Chenopodiaceae)." American Journal of Botany Vol: 83(5): 604-607.
- Ushakova, S. A., N. P. Kovaleva, I. V. Gribovskaya, V. A. Dolgushev et N. A. Tikhomirova (2005). "Effect of NaCl concentration on productivity and mineral composition of *Salicornia europaea* as a potential crop for utilization NaCl in LSS." Advances in Space Research Vol:36(7): 1349-1353.
- Vickerman, D. B., M. C. Shannon, G. S. Banuelos, C. M. Grieve et J. T. Trumble (2002). "Evaluation of *Atriplex* lines for selenium accumulation, salt tolerance and suitability for a key agricultural insect pest." Environmental Pollution Vol:120(2): 463-473.
- Wang, L.-W., A. M. Showalter et I. A. Ungar (2005). "Effects of intraspecific competition on growth and photosynthesis of *Atriplex prostrata*." Aquatic Botany Vol: 83(3): 187-192.
- Wu, L., A. Enberg et K. K. Tanji (1993). "Natural Establishment and Selenium Accumulation of Herbaceous Plant Species in Soils with Elevated Concentrations

of Selenium and Salinity under Irrigation and Tillage Practices." Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol :25(2): 127-140.

Annexe

Les analyses statistiques ANOVA sont significative (p inférieures à 0,0001). Ceci met en évidence au moins une différence significative dans l'accumulation du chlorure et du sodium dans les racines et les tiges, en fonction du niveau d'exposition de la plante au NaCl, aux cours des essais.

Tableau 7 : ANOVA des résultats d'accumulation en chlorure des plantes.

Source	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur F	p (%)
Modèle	18	4151,68	230,64	9,51	<0,0001
Erreur	47	1140,38	24,26		
Total	65	5292,06			

Tableau 8 : ANOVA des résultats d'accumulation en sodium des plantes.

Source	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur F	p (%)
Modèle	16	1177,26	73,57	5,64	<0,0001
Erreur	36	469,66	13,04		
Total	52	1646,92			

Une seconde analyse a permis d'identifier les variables influençant l'accumulation des chlorures et du sodium dans les plantes. La significativité des variables est ainsi présentée dans le **Tableau 9**. Les variables ayant une influence significative sont celles qui ont des pourcentages de significativité (p) inférieurs à 0,05. Ainsi, l'espèce, la concentration d'exposition et la partie des plantes considérée (tige ou racine) sont des variables significatives pour l'accumulation de chlorure dans la plante. Cependant seul la concentration d'exposition et la partie de la plante sont significatives dans l'accumulation de sodium.

Tableau 9 : Significativité des variables de l'expérience exprimée par le pourcentage de significativité.

Type de Variable	Pourcentage de significativité sur l'accumulation en chlorure (p)	Pourcentage de significativité sur l'accumulation en sodium (p)
Espèce	0,0103	0,0617
Concentration d'exposition	<,0001	<,0001
Partie de la plante (tige /racine)	<,0001	0,0009
Interaction entre plante et concentration d'exposition	0,2792	0,1816
Interaction entre partie de la plante et concentration d'exposition	0,0734	0,9843