

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
ILIAS BAPIOH KOULASSO BAZIER

ANALYSE COMPARATIVE DE LA TENEUR EN ÉLÉMENTS TRACES
MÉTALLIQUES (ÉTM) DES SOLS ALLUVIAUX DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI
DU SECTEUR DES MINES D'ALBERT-CAPELTON-EUSTIS
(QUÉBEC, CANADA)

AVRIL 2015

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

Mes premiers mots de remerciement vont à l'endroit de ma directrice de recherche, la professeure Diane Saint-Laurent. Merci de m'avoir accepté et accompagné dans l'élaboration de mon projet de recherche. J'ai énormément bénéficié de son soutien, sa disponibilité et ses conseils tout au long de la réalisation de ce travail.

Je remercie également tous mes professeurs et les membres de mon comité d'évaluation notamment, les professeurs Camille Chapados de l'UQTR (Québec) et Raoul Étongué-Mayer de l'Université Laurentienne (Ontario) pour leurs précieux commentaires.

Je remercie Vernhar Gervais-Beaulac pour sa collaboration dans le laboratoire interdisciplinaire d'application géomatique environnementale (LIAGE) et pour avoir échangé sur diverses questions, ainsi que Jean-Sébastien Berthelot et Dominic Savoie pour leurs aides sur le terrain. À mes camarades étudiants et collaborateurs Roxane Paradis et Maxime Tanguay, je dis merci. À Mme Catarina Leote Franco Pio, je dis merci pour sa collaboration et ses conseils.

Je remercie infiniment mes parents qui m'ont toujours soutenu et surtout durant cette période où leur soutien m'a été d'un grand apport, à mes frères et sœur, je dis merci.

Je voudrais terminer en remerciant ma fiancée Ajoké Rukayatu pour son soutien et ses conseils. Merci pour ton aide et pour tous les efforts que tu as fournis tout au long de cette période. À notre fille Bazier Niimata Adunni, je dis merci, car sa venue au monde a illuminé notre vie.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire est rédigé conformément à l'article 138.1 du *Règlement des études de cycles supérieurs* de l'Université du Québec à Trois-Rivières qui stipule que le travail de recherche effectué dans le cadre d'une maîtrise en sciences de l'environnement peut prendre la forme d'un ou de plusieurs articles scientifiques déjà soumis ou rédigés en vue d'être publiés dans une revue scientifique.

Ce projet de recherche s'inscrit dans le programme de recherche de la Dre Diane Saint-Laurent qui porte sur « Les transformations et adaptations des écosystèmes riverains en lien avec les changements climatiques ». Un projet financé par le Conseil de recherche en Sciences naturelles et Génie du (CRSNG).

Il a donc été convenu avec ma directrice de recherche, la Dre Diane Saint-Laurent, de procéder à la soumission d'un article tiré des travaux effectués lors de mon mémoire de maîtrise. Le présent mémoire contient donc deux chapitres, le premier chapitre présente un aperçu général du projet de recherche avec une revue de la littérature. Le chapitre II présente plus en détail les méthodes utilisées dans le cadre de cette recherche, les résultats obtenus suivis d'une discussion et une conclusion. Ce chapitre constitue l'article scientifique qui sera soumis à la revue *Journal of Soil Science and Environmental Management* (JSSEM).

RÉSUMÉ

Les éléments traces métalliques (ÉTM) présents dans les sols alluviaux résultant de l'exploitation des mines du complexe d'Albert-Capelon-Eustis au Québec sont essentiellement le plomb, le chrome, le cuivre, le zinc, le cadmium et le nickel. Leur distribution et leur variabilité spatiale dans les sols s'expliquent par différents phénomènes complexes dont les différents modes de transport : érosion fluviale due aux inondations fréquentes provoquées par une augmentation des crues liée notamment aux changements climatiques. Ces modes de transport peuvent également remobiliser les éléments traces métalliques dont la toxicité dépend de leur biodisponibilité compte tenu des conditions physico-chimiques des sols alluviaux, mais aussi de leur distribution dans les différents horizons de ces sols. Notre étude s'est donc intéressée aux concentrations des éléments traces métalliques dans les différents horizons des sols alluviaux situés près des mines du Complexe Albert-Capelon-Eustis, en vue de dresser le portrait et l'étendue de la contamination des sols le long du tronçon fluvial de la rivière Massawippi.

Mots clés : éléments traces métalliques, sols alluviaux, changements climatiques, distribution spatiale, inondations.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS	iii
RÉSUMÉ.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	ix
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Problématique	2
1.2 Territoire d'étude	4
1.3 Revue de la littérature	6
1.3.1 Les éléments traces métalliques.....	6
1.3.2 Les sols	7
1.3.3 Éléments traces dans les sols	8
1.3.4 Le transport des contaminants	9
1.3.5 Adsorption des ÉTM dans les sols.....	9
1.3.6 La caractérisation et la réhabilitation des terrains contaminés	11
1.4 Objectifs du projet de recherche	12
1.4.1 Objectif principal	12
1.4.2 Objectifs spécifiques.....	13
1.5 Approches méthodologiques	13
1.5.1 Méthodes.....	14
1.5.2 Statistiques	17
1.6 Conclusion	18

CHAPITRE II	
ANALYSE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE ET COMPARAISON DE LA TENEUR EN ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES (ÉTM) DES SOLS ALLUVIAUX DU TRONÇON FLUVIAL DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI, SECTEUR DES MINES D'ALBERT-CAPELTON-EUSTIS (QUÉBEC, CANADA).....	20
2.1 Résumé	21
2.2 Introduction	22
2.2.1 Territoire d'étude	24
2.3 Matériels et méthodes.....	25
2.3.1 Choix et échantillonnage des sites contaminés.....	25
2.3.2 Traitements et analyse des échantillons.....	27
2.3.2.1 Traitement des échantillons	27
2.3.2.2 Analyses statistiques.....	28
2.4 Résultats.....	30
2.4.1 Les propriétés physiques.....	30
2.4.2 Les propriétés chimiques	31
2.5 Discussion.....	34
2.6 Conclusion	37
2.7 Références	39
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	60

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Critères génériques relatifs aux ÉTM selon le MDDEP (2004)	12
1.2 Localisation des sites d'échantillonnage le long de la rivière Massawippi ...	15
2.1 Résultats des analyses de sol des horizons de surface (0-20 cm de profondeur) des berges de la rivière Massawippi pour les trois zones d'étude.....	43
2.2 Résultats des analyses de sol (0-20 cm de profondeur) suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles 0-20 ans et 20-100 ans) et la zone extérieure des berges de la rivière Massawippi	44
2.3 Résultats des analyses de sol (20-40 cm de profondeur) suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles 0-20 ans et 20-100 ans) et à l'extérieur des plaines inondables	45
2.4 Résumé des données recueillies sur la biomasse au sol (litière) sur les rives de la rivière Massawippi (épaisseur en cm)	46
2.5 Résultats du test de <i>Mann-Whitney</i> sur les différentes propriétés du sol à des profondeurs variables (0-20 cm, 20-40 cm et 800-100 cm)	47
2.6 Résultats du test de <i>Mann-Whitney</i> sur les éléments traces métalliques (ÉTM) du sol à des profondeurs variables (0-20 cm, 20-40 cm et 800-100 cm).....	48
2.7 Résultats du test de <i>Mann-Whitney</i> sur différentes propriétés du sol suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (0-20 ans 20-100 ans) et à l'extérieur des zones inondables	49
2.8 Résultats du test de <i>Mann-Whitney</i> sur les éléments traces métalliques (ÉTM) du sol suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (0-20 ans 20-100 ans) et à l'extérieur des zones inondables	50
2.9 Résultats des analyses statistiques ANOVA et du test de <i>Student</i>	51
2.10 Résultat du test de corrélation (<i>Pearson</i>) pour la comparaison des différents métaux (ÉTM) des sols des berges de la rivière Massawippi.....	52

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Carte du bassin versant de la rivière Massawippi en Estrie (centre-sud du Québec).....	5
1.2	Représentation des zones de récurrence d'inondation (source : Gervais-Beaulac, 2013).....	16
2.1	Carte représentant la rivière Massawippi et le complexe minier d'Albert-Capelon-Eustis	53
2.2	Concentration du cuivre et autres métaux dans la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans des horizons de surface (0-20 cm de profondeur). ..	54
2.3	Concentration du cuivre avec les autres métaux dans la zone de récurrence d'inondation de 20-100 ans des horizons de surface (0-20 cm de profondeur).....	55
2.4	Concentration du cuivre avec les autres métaux dans la zone extérieure des horizons de surface (0-20 cm de profondeur).....	56
2.5a	Concentration du cuivre vs cadmium prélevé.....	57
2.5b	Concentration du cuivre vs chrome prélevé.....	57
2.6a	Concentration du cuivre vs nickel prélevé.....	58
2.6b	Concentration du cuivre vs plomb prélevé	58
2.6c	Concentration du cuivre vs zinc prélevé	59

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CEC	Capacité d'échange cationique
C.O	Carbone organique
COT	Carbone organique total
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
FGN	Fond géochimique naturel
MDDFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
N	Azote
Ni	Nickel
Pb	Plomb
pH	Potentiel hydrogène
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
SCCS	Système canadien de la classification des sols
Zn	Zinc

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La plupart des pays industrialisés connaissent aujourd'hui des problèmes environnementaux associés à la contamination des eaux et des sols, le plus souvent cela est lié aux activités industrielles et minières. Les travaux d'exploitation minière qui génèrent beaucoup de déchets et ceux des industries qui utilisent de nombreux produits chimiques ont contribué considérablement à la pollution de l'environnement au cours de ces derniers siècles. Rappelons que les rivières et les cours d'eau ont été des sources importantes d'approvisionnement en eau et ont servi au fonctionnement de leurs activités.

Le Québec n'est pas resté en marge de ces activités industrielles et le nombre des terrains contaminés sur le territoire en témoigne. Selon le site gouvernemental du répertoire GTC, il y a 8334 terrains contaminés, dont 25 % indiquent une contamination des eaux souterraines, répartis dans les 17 régions administratives du Québec en date du 31 décembre 2010 (MDDEFP, 2013). On retrouve les traces de ce passé industriel dans les eaux, les berges et les sédiments de fond des rivières par la présence de multiples contaminants. Dans certains cas, la présence des polluants, tels que les hydrocarbures et les métaux lourds, sont détectés dans l'environnement et certains de ces contaminants peuvent rester longtemps dans le milieu.

La région de l'Estrie à fort potentiel minier a fait l'objet de nombreuses explorations au milieu du 19^e siècle, et après la découverte de plusieurs gisements de cuivre et de pyrite (sulfure de fer, FeS_2), de nombreux sites d'extraction ont vu le jour. Très rapidement l'extraction des minerais, notamment le cuivre, s'est concentrée dans le comté d'Ascot, où les mines de Capelton et Eustis ont été mises en exploitation et un peu plus tard, celui d'Albert (Berryman *et al.*, 2009). Cependant, cette zone est traversée

par d'importantes cours d'eau, dont la rivière Massawippi. La contamination de cette rivière par divers métaux remonte à cette époque minière (Ross, 1974).

Face à un environnement laissé pollué par des décennies d'activités minières, tant en Estrie qu'ailleurs, le gouvernement du Québec tente de pallier à ces nombreux problèmes de contamination par des contrôles et règlements plus stricts. Par exemple, dans les années 70, le gouvernement du Québec a mis en place des mesures pour freiner les différentes sources de pollution industrielle sur tout son territoire. La région de l'Estrie a été l'objet d'un suivi environnemental (Berryman *et al.*, 2003), en particulier pour la faune benthique du secteur de la rivière Massawippi, où se situe le complexe minier Albert-Capelon-Eustis.

1.1 Problématique

Après l'arrêt des activités du complexe minier Albert-Capelon-Eustis, les sols, les sédiments, les eaux et les zones environnantes sont restés contaminés, notamment ceux à proximité des anciens sites d'extraction des minerais de cuivre (Berryman *et al.*, 2003). Les produits chimiques et les résidus laissés dans la rivière Massawippi et ses tributaires pendant ces activités minières sont encore très visibles le long des berges de ces cours d'eau.

Les études antérieures menées dans cette zone ont permis une première délimitation géographique et une caractérisation préliminaire de la contamination dans les berges des rivières Saint-François et Massawippi (Saint-Laurent *et al.*, 2008). Les méthodes utilisées sont principalement la dendrogéochimie et dendrochronologie, l'estimation des taux de sédimentation des berges par datation au plomb 210 et des analyses d'identification des différents contaminants, ainsi que des analyses physico-chimiques des sols (texture, C.O.%, pH, concentration de Fe et Al). Les conclusions de ces travaux indiquent que les sédiments des berges des rivières Saint-François et Massawippi présentent des traces de métaux lourds qui dépassent souvent les seuils de contamination déterminés par le MDDEP (2004) (Tableau 1.1). Les sédiments

contaminés se trouvent sur plusieurs kilomètres des berges de ces deux rivières, plus précisément entre l'ancien site minier Eustis (Massawippi) et les plages publiques de Drummondville (Saint-François) (St-Laurent, 2006; Saint-Laurent *et al.*, 2008; Hähni, 2009). De plus, au cours des dernières décennies, cette région reçoit de plus en plus de précipitations, ce qui augmente la fréquence des crues. Ceci joue un rôle important dans le transport et la remobilisation des contaminants (Saint-Laurent et Hähni, 2008; Saint-Laurent *et al.*, 2009).

Les rapports gouvernementaux sur la qualité de l'eau de la rivière Massawippi (MDDEFP, 2012) indiquent que les concentrations en arsenic et en mercure sont inférieures aux limites permises pour l'eau potable. Par contre, les teneurs en BPC, en dioxines et en furanes excèdent les critères pour la protection de la faune piscivore (MDDEP, 2004). Cependant cela peut varier de façon notable selon les sites d'échantillonnage. La concentration en métaux lourds de la rivière Massawippi demeure inférieure aux critères de qualité de l'eau sauf pour le cuivre (Berryman *et al.*, 2003). Des analyses récentes du ministère de l'Environnement sur la qualité des eaux des rivières basée sur les normes gouvernementales en matière de protection de l'environnement (MDDEFP, 2012) qualifient les eaux de la rivière Saint-François et Massawippi de médiocres ou discutables, et dans le rapport précédent (MDDEP, 2004), on y indiquait des concentrations importantes de métaux lourds, tels que le cuivre, le fer, le plomb et le zinc.

Suite aux différents travaux réalisés le long de la rivière Massawippi, plusieurs questions sont toujours sans réponse. Notamment, comment se distribuent les éléments traces métalliques dans les sols alluviaux affectés par les inondations périodiques de ce secteur? Trouve-t-on un patron longitudinal de la dispersion des contaminants des sols suivant l'axe fluvial amont-aval? Quelles sont les concentrations de ces différents ÉTM dans les berges? Pour répondre à ces questions mon projet de recherche s'intéresse à comprendre la dynamique fluviale associée au transport des contaminants par les fréquentes crues qui affectent la rivière Massawippi. C'est la raison du titre de mon

mémoire : « Analyse comparative des teneurs en éléments traces métalliques (ÉTM) des sols alluviaux de la rivière Massawippi du secteur des mines d'Albert-Capelon-Eustis ».

1.2 Territoire d'étude

Notre zone d'étude fait partie du bassin hydrographique de la rivière Massawippi (Figure 1.1) et comprend plusieurs cours d'eau, dont les ruisseaux Capel et Eustis. Aussi, la rivière longe une ancienne zone d'activité minière où persistent encore plusieurs résidus miniers acides. La superficie totale des aires de résidus affectant chacun des cours d'eau en présence est d'environ 11 hectares pour la rivière Massawippi et, respectivement, de 4,5 et 11,5 hectares pour le secteur des ruisseaux Eustis et Capel (Berryman *et al.*, 2003). En plus de cette contamination liée aux activités minières, on note des sources potentielles de pollution dans cette zone, notamment celles provenant du lac Massawippi, lequel est affecté par des résidus de sites contaminés enfermant des biphényles polychlorés et des dioxines et furanes (Laliberté et Leclerc, 2000). Enfin, pour l'ensemble du bassin de la rivière Saint-François, dans lequel fait partie la rivière Massawippi, on comptait, en 1991, plus de 130 industries susceptibles d'émettre des rejets de polluants dans les différentes rivières du bassin, dont les industries de pâtes et papiers qui sont considérés comme très polluantes (Berryman, 1996). Ces industries sont surtout localisées dans le secteur de Sherbrooke.

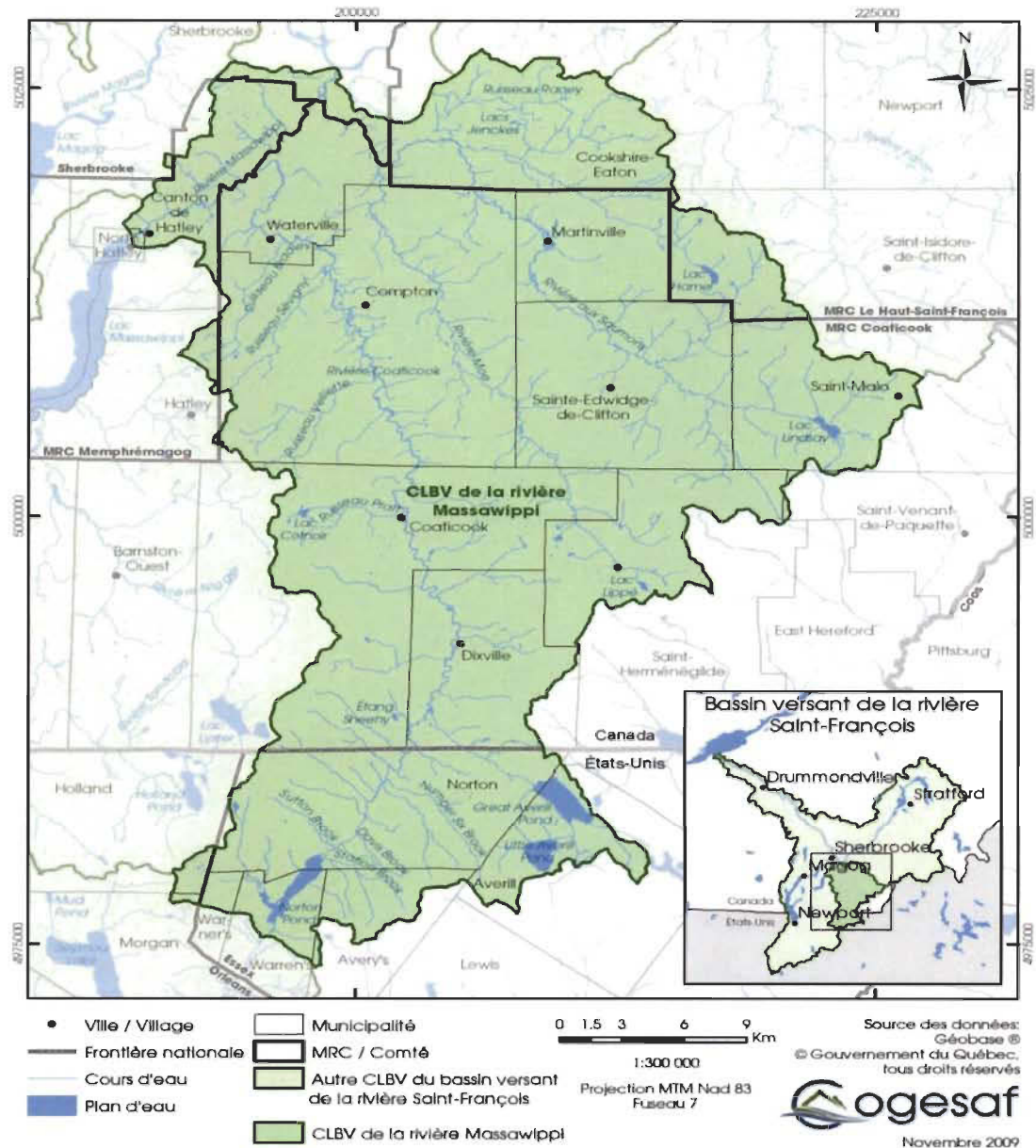


Figure 1.1 Carte du bassin versant de la rivière Massawippi en Estrie (centre-sud du Québec).

Selon cette même source, la rivière reçoit également une quantité importante d'eau des ruisseaux Eustis et Capel qui sont très contaminés par les métaux lourds, ce qui contribue à augmenter son niveau de contamination. Le tronçon soumis à notre étude est compris entre la mine d'Eustis et Lennoxville qui couvre le cours inférieur de la rivière Massawippi avec un débit de $10,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Ses berges sont composées de sédiments fluviaux principalement (Lavoie *et al.*, 2006; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013).

Rappelons que cette région a fait l'objet d'exploration minière dans les années 1840 sur des gisements de cuivre et de pyrite (sulfure de fer FeS_2). Très rapidement, l'exploitation du minerai s'est concentrée dans le comté d'Ascot ou les mines de Capelton et d'Eustis ont vu le jour (Berryman *et al.*, 2003). Environ 34 000 tonnes de minerai ont été extraites par année (Ross, 1974). La pression exercée sur les ressources hydrauliques pour mener à bien ces travaux d'exploitation à laisser des traces de contamination qui sont toujours visibles dans cette zone, notamment les résidus miniers laissés sur place et le long des cours d'eau Capel et Eustis qui restent contaminés par des métaux lourds.

Au cours de ces dernières décennies, plusieurs inondations ont été recensées dans la région de l'Estrie, en raison d'une plus grande pluviométrie qui peut être en partie liée aux effets des changements climatiques. Des travaux récents ont recensé durant le dernier siècle, près de 53 inondations pour les seules villes de Sherbrooke et de Lennoxville (Saint-Laurent *et al.*, 2008; Saint-Laurent et Lavoie, 2007). Les crues périodiques jouent certainement un rôle important dans le transport des polluants puisqu'on trouve de la contamination dans les berges jusqu'à la ville de Drummondville, dont des hydrocarbures (Saint-Laurent *et al.*, 2008; St-Laurent., 2006). Les couches d'hydrocarbures contiennent également des métaux lourds, dont du plomb et du zinc.

1.3 Revue de la littérature

1.3.1 Les éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ÉTM) comprennent les 80 éléments chimiques constituant la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0,1 % (Larrose, 2011). Certains de ces éléments sont des métaux toxiques à forte concentration (Baize, 2000). Les ÉTM désignent des métaux et métalloïdes qui sont toxiques ou dangereux, à teneur élevée pour plusieurs organismes vivants. Les métalloïdes sont considérés, plus spécifiquement, comme des éléments chimiques semi-métalliques, dont les propriétés physiques et chimiques sont intermédiaires entre

celles d'un métal et d'un non-métal, en raison de leur faible conductibilité (INÉRIS, 2006). Les éléments traces métalliques sont aussi qualifiés de métaux lourds et sont naturellement présents dans les horizons du sol, résultant uniquement de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport anthropique. En grande quantité, ces éléments peuvent dégrader la qualité du sol, le transformer voire le dénaturer. Certains de ces éléments sont indispensables au déroulement des processus biologiques, et on les nomme les « oligo-éléments ». Cependant, certains éléments qui ont des teneurs élevées peuvent s'avérer toxiques pour diverses formes de vie.

Dans le cadre de notre étude, nous avons analysé plus spécifiquement les éléments métalliques suivants : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Ces métaux ont été identifiés dans les sols riverains de ce secteur d'étude de la rivière Massawippi (Saint-Laurent *et al.*, 2010, 2013a).

1.3.2 Les sols

Dans la littérature, la définition d'un sol varie selon l'usage qu'on en fait. Cependant, on retiendra que c'est un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée ou peu marquée par la pédogenèse (Étongué-Mayer *et al.*, 2012). Son épaisseur peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue, localement, une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre (Girard *et al.*, 2011). Il est également décrit à partir des interactions entre ses différents constituants, qu'ils soient inertes (eau, air, minéraux, etc.) où qu'il s'agisse d'organismes vivants, végétaux ou animaux (Sirven, 2006).

Selon Girard *et al.* (2005) cité par Sirven (2006), le sol est une superposition et une juxtaposition d'horizons. Un horizon est une « couche » de sol, c'est-à-dire un volume considéré comme homogène dont les dimensions horizontales sont de l'ordre de la dizaine de mètres jusqu'au kilomètre, et dont la dimension verticale va du centimètre

jusqu'au mètre. Les horizons du sol sont généralement visibles à l'œil nu sur des coupes transversales (1 mètre de profondeur), et leurs caractéristiques physiques, chimiques, morphologiques et biologiques peuvent varier entre deux horizons contigus.

1.3.3 Éléments traces dans les sols

Divers polluants dont les éléments traces métalliques affectent les sols, d'où la nécessité de reconnaître les diverses sources de contamination. Les ÉTM d'origine anthropique peuvent provenir de l'extraction des minerais par les industries minières. Ces activités sont la principale source de pollution ou de contamination, notamment dans les sols et les tissus des organismes vivants, dont les plantes. Outre les minerais, d'autres sources méritent d'être signalées (Bliefert et Perraud, 2009; Sirven, 2006) :

- Les plantes absorbent des métaux dans le sol via le cycle biogéochimique¹ ou bien par voie atmosphérique, puis les redéposent à la surface (ex. feuilles mortes, décomposition des végétaux);
- Apports locaux ou lointains d'origine atmosphérique : volcans, poussières et aérosols transportés par les vents, les feux de forêt;
- Processus d'accumulation dans un horizon du sol; des métaux provenant de l'horizon supérieur (illuviation);
- Apport par lessivage du sol et érosion en surface.

L'interaction des ÉTM dans les sols d'alluvions se traduit par différents phénomènes, dont l'absorption. Selon Marcos (2001), la prédominance d'une adsorption donnée sur une surface absorbante en considérant différents cations en solution dépend de la force ionique, c'est-à-dire la concentration de la solution en cation et de la charge de ce dernier.

¹ Cycle biogéochimique : succession de transferts d'un élément ou d'une substance chimique au sein d'un écosystème, impliquant particulièrement les différents horizons des sols et les plantes (racines et parties aériennes).

1.3.4 Le transport des contaminants

Les contaminants peuvent être transportés sur de longues distances. Beaudin (2006) mentionne que les contaminants peuvent être transportés sous forme dissoute dans les cours d'eau ou les eaux de ruissellement ou encore sous forme particulaire avec les sédiments par les divers agents atmosphériques. Dans le cas de la rivière Massawippi, les contaminants trouvés dans les sols remontent jusqu'à l'ancien site minier d'Eustis et ces polluants ont été trouvés en amont de Lennoxville (St-Laurent, 2006; Hähni, 2009). Les contaminants peuvent donc parcourir de longues distances par les courants de la rivière en s'attachant notamment aux particules arrachées au sol par le ruissellement. Comme le débit des eaux des ruisseaux et des rivières est un facteur important, il se peut que des contaminants se retrouvent dans les berges sur plusieurs dizaines ou centaines de kilomètres. Dès lors, le transport des contaminants peut être local, régional ou même transfrontalier dans certains cas.

1.3.5 Adsorption des ÉTM dans les sols

Les composés minéraux et organiques, plus particulièrement les substances humiques contribuent à la rétention de métaux lourds dans les sols (Evans, 1989). Ayant une capacité d'échange cationique (CEC) élevée et une grande surface spécifique, les phyllosilicates du sol contribuent aussi à adsorber de fortes quantités de métaux lourds (Kabata-Pendias, 2001). Les différents types d'interaction entre les ions et les sites de sorption présents sur la surface des particules vont donc gouverner la biodisponibilité des métaux dans les différentes couches du sol puisqu'ils varient selon les mécanismes de rétention des ions sur ces sites. L'importance et la rapidité de l'adsorption sont régies par les charges des sites de sorption (Deschamps *et al.*, 2006).

D'après les études d'Evans (1989), citées par Delmas-Gadras (2000), et celles de Mouvet et Bourg (1983), et de Basta et Tabatabai (1992), citées par Serpaud *et al.* (1994), la réaction d'adsorption des métaux sur les sols peut être décrite selon un mécanisme en deux étapes :

Les oxyhydroxydes métalliques (FeOOH , MnOOH) et les phyllosilicates ont la propension à former plus de complexes internes (chimisorption) avec le Pb ($\text{pK}=7$) qu'avec d'autres métaux, tels le cuivre ($\text{pK}=7$) et le zinc ($\text{pK}=9$) (Marcos, 2001).

Par ailleurs, la proportion d'ions adsorbés dépend du pH du sol en solution (Rengel, 2003; Giroux *et al.*, 2008), de sa composition minéralogique et de sa teneur en matière organique (Lair *et al.*, 2008; Basta et Tabatabai, 1992; Evans, 1989). En effet, un pH acide sera responsable d'une plus grande biodisponibilité des ÉTM (Giroux *et al.*, 2008). L'adsorption des espèces chimiques ÉTM dans le sol est aussi influencée par les conditions redox (réduction-oxydation) du sol. En effet, plusieurs éléments tels que le chrome, le fer et le manganèse changent facilement d'état quand les conditions redox varient dans le sol, mais l'influence est moindre pour les éléments comme le plomb, le zinc et le cadmium. Néanmoins, le changement de composition du sol par les réactions redox occasionnées par d'importants écoulements d'eau (lessivage) par exemple, rend moins disponibles les espèces propices à la rétention de ces métaux à l'intérieur du solum (agents complexant, les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, etc.) (Marcos, 2001; Weber *et al.*, 1998; cités par Maliszewska-Kordybach *et al.*, 2011).

Selon les études de Serpaud *et al.* (1994) et de Maliszewska-Kordybach *et al.* (2011), l'adsorption d'un métal cationique sur les particules du sol en présence de ligands organiques dépend également du pH, de l'élément métallique, de la nature de ces ligands, des concentrations individuelles et respectives du métal, ainsi que des ligands et de la concentration de l'électrolyte. Le rôle du pH dans la capacité d'adsorption des cations métalliques est accru pour les acides humiques sous forme déprotonée, c'est-à-dire dont les fonctions carboxyliques et phénoliques, et amine, sont importantes. Cette dernière ne saurait être grande que si le pH est élevé ou atteint un certain optimum.

Sous l'effet des phénomènes physiques ou chimiques, les ÉTM peuvent être libérés en partie dans l'environnement, dépendamment de la composition du sol en oxydes, argiles et acides humiques, du pH et de la CEC. Ce phénomène dit « désorption » se traduit par les diverses réactions (Bliefert et Perraud, 2009). La

désorption d'ÉTM sera donc déterminante dans la connaissance des concentrations de métaux biodisponibles (Marcos, 2001).

1.3.6 La caractérisation et la réhabilitation des terrains contaminés

Lorsqu'un terrain fait l'objet d'une contamination, une étude de caractérisation doit être menée afin de déterminer la nature et l'ampleur de la contamination. Un terrain est dit contaminé si le risque de contamination pour l'homme et/ou pour l'environnement est important (MDDEP, 2004). De nombreux pays ont établi des critères pour définir et caractériser un terrain contaminé, ainsi que des règles qui régissent ces études de cas. Les pays de l'Union européenne et, notamment la France, ont établi des règles très strictes pour encadrer et contrôler les sites contaminés. Au Québec aussi, le ministère de l'Environnement a établi des normes et des critères pour caractériser les terrains contaminés. Rappelons qu'il existe plusieurs centaines de terrains contaminés au Québec, dont la plupart proviennent des activités d'exploitation minière ou industrielle (*cf.* MDDEFP, 2014).

Diverses sources polluantes dont les hydrocarbures et les éléments traces métalliques affectent les sols. Il y a nécessité de mesurer leur concentration et d'adapter leur gestion en tenant compte des règles et des normes qui respectent l'environnement et la qualité de la vie. Dans ce cadre, divers critères des ÉTM dans les sols ont été établis par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2004; Tableau 1.1). L'étude des sites et des sols vulnérables ou pollués par les ÉTM est l'un des domaines d'intervention prioritaire du ministère (MDDEP, 2007) dans la réhabilitation des terrains contaminés.

Tableau 1.1
Critères génériques relatifs aux ÉTM selon le MDDEP (2004)

Nom du métal ou du métalloïde et classes de contamination			
	A	B	C
Baryum	200	500	2000
Cadmium	1,5	5	20
Cobalt	15	50	300
Chrome total	85	250	800
Cuivre	40	100	500
Manganèse	770	1000	2200
Mercure	0,2	2	10
Molybdène	2	10	40
Nickel	50	100	500
Plomb	50	500	1000
Sélénium	1	3	10
Zinc	110	500	1500

N.B : **A** : Teneurs de fond pour les paramètres inorganiques et limite de quantification pour les paramètres organiques. **B** : Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle. **C** : Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

Il existe cependant plusieurs méthodes et techniques de réhabilitation des sols contaminés par les ÉTM. Parmi ces méthodes, on doit choisir celles qui sont à la fois efficaces, mais qui perturbent le moins l'environnement et qui sont les moins coûteuses. La technique de la phytoextraction apparaît de plus en plus comme une des solutions efficaces pour la réhabilitation des terrains contaminés (Baize et Tercé, 2002).

1.4 Objectifs du projet de recherche

1.4.1 Objectif principal

L'objectif principal de cette recherche a été de mesurer les impacts laissés par les anciennes activités minières du complexe Albert-Capelon-Eustis sur l'environnement

fluvial de la rivière Massawippi. Rappelons que ce complexe minier, situé en Estrie, et qui fait partie du bassin hydrographique de la rivière Massawippi, a été l'un des plus grands sites industriels miniers du 19^e et 20^e siècle. Pour cette étude, les concentrations en ÉTM seront comparées suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles de 0-20 ans et 20-100 ans), tout en considérant les résultats obtenus pour les sols situés à l'extérieur des plaines inondables.

1.4.2 Objectifs spécifiques

On cherche à analyser les impacts de la contamination sur les sols alluviaux à différentes profondeurs (0-100 cm) en fonction des différentes zones inondées, principalement dans la section fluviale affectée par les résidus miniers acides, soit la section aval des sites miniers Eustis et Capelton. Le transport des contaminants (transect amont/aval) dans tout le tronçon fluvial affecté par la pollution générée par les déblais laissés sur place par les activités minières est également analysé. Enfin, on a examiné, de façon sommaire, les différents rapports gouvernementaux sur la qualité de l'eau et les impacts de la contamination sur la faune ichthyenne. Par exemple, celle des rivières Massawippi et Saint-François est affectée par des malformations et des tumeurs (Laliberté et Leclerc, 2000; Berryman *et al.*, 2003).

1.5 Approches méthodologiques

Pour ce projet de recherche, le territoire d'étude couvre tout le tronçon de la rivière Massawippi. Ce choix se justifie en raison du nombre élevé de zones riveraines affectées par les anciennes activités minières. Aussi, ce tronçon fluvial est affecté par des crues fréquentes qui jouent un rôle important dans le transport et la remobilisation des sédiments contaminés le long des berges. Par ailleurs, la rivière Massawippi s'écoule à travers des zones agricoles, urbanisées et d'anciennes zones minières, et donc vulnérables à la pollution. Ce territoire représente un excellent cadre de référence pour analyser et comprendre les processus hydrodynamiques, la variabilité spatiale des sols et leur niveau de contamination en zone alluviale, la remobilisation des sédiments par les

crues et la persistance des ÉTM dans les sols. Rappelons que les dernières activités minières ont pris fin en 1939 avec la fermeture définitive de la mine Eustis.

1.5.1 Méthodes

Dans les milieux perturbés, les plaines alluviales constituent très souvent des environnements de stockage (permanents ou temporaires) des contaminants transportés par les eaux polluées des rivières. La variabilité des sols alluviaux a été caractérisée de façon systématique (morphologie, propriétés physico-chimiques, teneurs en éléments traces métalliques) dans les zones alluvionnaires actives. La sélection des sites et le prélèvement des sols ont été réalisés à l'intérieur des différents milieux riverains préalablement identifiés à partir des cartes et photographies aériennes (formats numériques/année 2007; échelle 1 : 15 000). La collecte des échantillons de sol a été réalisée à l'intérieur de quadrats d'une superficie de 10 m par 20 m selon les zones de récurrence préalablement définies (Figure 1.2). Les coordonnées géographiques de chacun des quadrats ont été prises par un GPS (Global Positioning System) de type Garmin 60CSx (Tableau 1.2).

Tableau 1.2

Localisation des sites d'échantillonnage le long de la rivière Massawippi

Secteur	Quadrats	Prélèvements	Longitude UTM	Latitude UTM
Massawippi	Qua. 58	no. 1	19T 268807	5019064N
Massawippi	Qua. 59	no. 1	19T 268773	5019292N
Massawippi	Qua.60 B	no. 1	19T 268758	5019383N
Massawippi	Qua. 60	no. 1	19T 268714	5019405N
Massawippi	Qua. 61	no. 1	19T 269571	5019315N
Massawippi	Qua. 62	no. 1	19T 269597	5019488N
Massawippi	Qua. 63	no. 1	19T 269509	5019716N
Massawippi	Qua. 64	no. 1	19T 269871	5019322N
Massawippi	Qua. 65	no. 1	19T 269852	5019464N
Massawippi	Qua. 66	no. 1	19T 269721	5019855N
Massawippi	Qua. 67	no. 1	19T 270529	5020208N
Massawippi	Qua. 69	no. 1	19T 270449	5019733N
Massawippi	Qua. 71	no. 1	19T 271403	5021087N
Massawippi	Qua. 72	no. 1	19T 271634	5020790N
Massawippi	Qua. 73	no. 1	19T 271898	5021344N
Massawippi	Qua. 74	no. 1	19T 271927	5021276N
Massawippi	Qua. 75	no. 1	19T 272135	5021264N
Massawippi	Qua. 76	no. 1	19T 273516	5023182N
Massawippi	Qua. 77	no. 1	19T 273697	5023132N
Massawippi	Qua. 78	no. 1	19T 273834	5023046N
Massawippi	Qua. 79	no. 1	19T 273815	5023066N
Massawippi	Qua. 80	no. 1	19T 276419	5026949N
Massawippi	Qua. 81	no. 1	19T 276544	5026892N
Massawippi	Qua. 82	no. 1	19T 276638	5026876N
Massawippi	Qua. 83	no. 1	19T 272010	5021223N
Massawippi	Qua. 84	no. 1	19T 272022	5021146N
Massawippi	Qua. 85	no. 1	19T 271970	5020907N

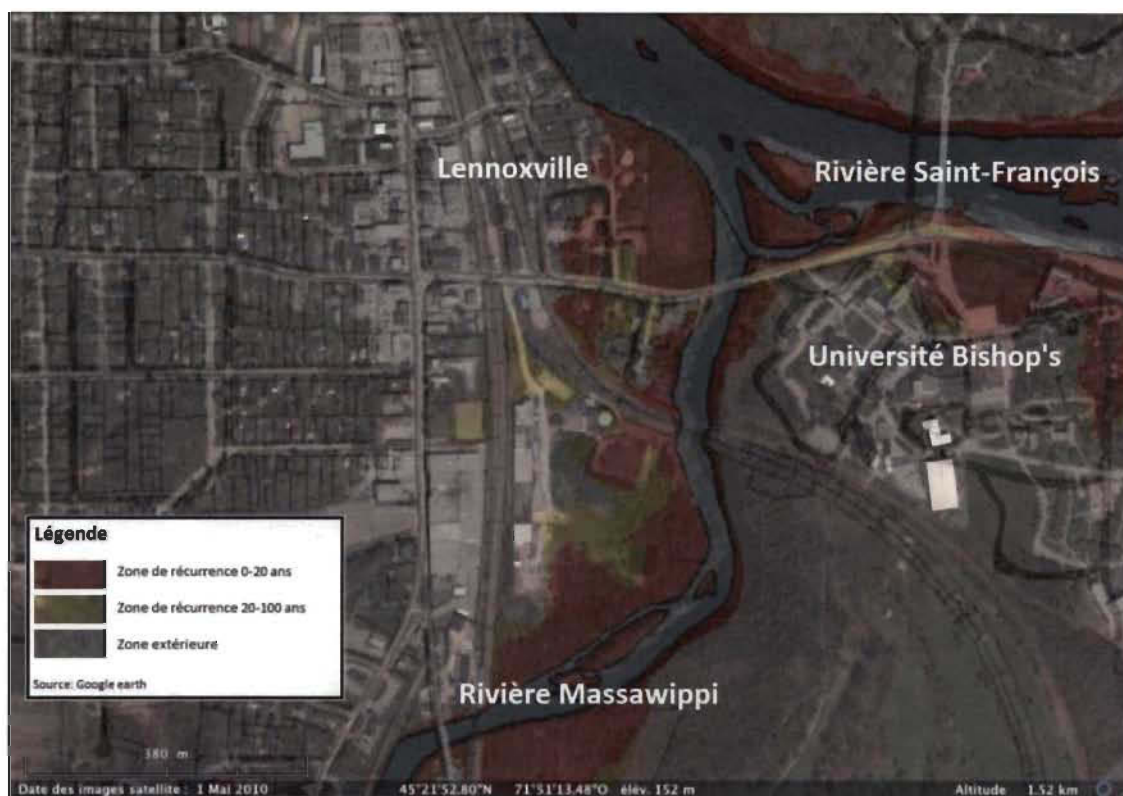


Figure 1.2 Représentation des zones de récurrence d'inondation (source : Gervais-Beaulac, 2013).

Des coupes témoins ont aussi été décrites à l'extérieur des zones inondées à des fins comparatives. Le positionnement précis des coupes pédologiques s'est fait à l'aide d'un GPS et les techniques d'échantillonnage et d'analyse se sont conformées aux procédures décrites dans les manuels du Système canadien de classification des sols et le Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols (SCCS, 2002; CanSIS, 1982; McKeague, 1978), ainsi que les normes gouvernementales des guides et manuels d'échantillonnage et d'analyse des sites contaminés (CCME, 1993; MDDEP, 2007). Les études antérieures et les critères génériques des guides ont servi à différencier les niveaux de contamination en fonction du fond géochimique naturel (FGN) (MDDEP, 2004). Les données physico-chimiques (carbones organiques totaux (COT), pH, % argile, % limon, etc.) des sols échantillonnés ont été couplées aux données des ÉTM (ex. Cd, Cu, Ni, Pb, Zn). Une attention particulière a été portée à la biomasse au sol (litière), aux concentrations de matière organique (C.O.%) *in situ*, à la texture et au pH des sols. Le prélèvement des échantillons de sol a été effectué à des profondeurs

prédéterminées, soit 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm. Les prétraitements et analyses des échantillons de sols ont été effectués dans les laboratoires de l'UQTR et les analyses texturales fines ont été réalisées au laboratoire du Rive (UQTR) à l'aide d'un granulomètre de haute précision (*Laser Diffraction Particle Size Analyser*). Pour les teneurs en ÉTM, les analyses ont été effectuées dans les laboratoires externes (Maxxam Analytics inc.) équipés d'appareillages de haute précision (ex. spectromètre de masse à source ionisante - ICP-MS). Enfin, des méthodes statistiques standards (ex. corrélation, tests de *Student*, ANOVA et de *Mann-Whitney*) ont permis de traiter et de comparer les données issues des analyses physico-chimiques des sols avec les données ÉTM des mêmes profils.

1.5.2 Statistiques

Le test d'ANOVA a été utilisé pour comparer les moyennes des différentes variables pour chacune des zones étudiées. Il s'agit de la concentration de chaque métal considéré dans l'analyse (ex. Cd, Cu, Pb) dans les différentes zones de récurrence d'inondation. Ainsi, nous avons posé les deux hypothèses statistiques suivantes :

$$H_0: \mu_{zone2} = \mu_{zone1}$$

$$H_1: \mu_{zone2} \neq \mu_{zone1}$$

On rejettera l'hypothèse nulle (H_0) si la valeur statistique de F (Loi de Fisher) est supérieure à la valeur critique F (F_{crit}).

Enfin, le test *Student* a été réalisé pour confronter le fait que la concentration moyenne en ÉTM dans une zone donnée d'inondation (ex. intervalle 0-20 ans) est équivalente à celle d'une autre zone d'inondation (intervalle 20-100 ans). Cela a été confronté avec l'hypothèse alternative (H_1), voulant que la différence entre la concentration moyenne de ces deux zones distinctes, soit supérieure à 0. En somme, cela équivaut à dire qu'il y a une concentration plus élevée en ÉTM dans une zone par rapport à une autre zone sur le plan statistique.

$$H_0: \mu_{zone2} - \mu_{zone1} = 0$$

$$H_1: \mu_{zone2} - \mu_{zone1} > 0$$

On rejette l'hypothèse nulle (H_0) si le test statistique (*Student*) est supérieur à la valeur critique t unilatérale (t_{crit}).

Un test de *Mann-Whitney* a également été réalisé et les résultats sont résumés dans les différents tableaux (Chapitre II) afin de déterminer si deux échantillons ont la même moyenne (une concentration identique de métaux). Dans le cas par exemple où nous voulons vérifier si la profondeur du sol à 0-20 cm contient plus de cuivre que la profondeur de 20-40 cm avec un seuil de tolérance de 5 %, nous posons ces hypothèses :

$$H_0: \text{moy Cu}_{0-20\text{cm}} = \text{moy Cu}_{20-40\text{ cm}}$$

$$H_1: \text{moy Cu}_{0-20\text{cm}} > \text{moy Cu}_{20-40\text{ cm}}$$

On rejette l'hypothèse nulle (H_0) si la valeur de p est $<0,05$.

Enfin, un test de corrélation a été effectué pour nous permettre de déterminer la relation entre les différents métaux détectés dans les sols.

1.6 Conclusion

Les métaux lourds ayant à la fois une origine naturelle et anthropique sont des contaminants courants dans les sols et les sédiments. Ils peuvent être transférés et s'accumuler à tous les niveaux de la chaîne alimentaire, ce qui pose de graves problèmes environnementaux. Cette étude réalisée sur la comparaison de la teneur en éléments traces métalliques des sols alluviaux de la rivière Massawippi révèle que dépendamment de la composition et de l'exploitation de la mine, on détecte plusieurs métaux dans les sols, dont du plomb, du zinc et du chrome et du cuivre, dont un maximum 700 mg/kg à la profondeur 0-20 cm, ce qui dépasse les normes environnementales du MDDEFP.

Cette étude montre également que les concentrations des métaux sont plus élevées, dans certains cas, dans la zone de récurrence d'inondation 20-100 ans, par rapport à la zone de récurrence 0-20 ans et la zone extérieure. Dans le cas du chrome, la zone d'inondation de 0-20 ans montre des concentrations élevées. Il en est de même pour le nickel qui est le plus souvent trouvé dans la zone extérieure. Cette observation peut être interprétée comme un cas particulier géogénique à la zone d'étude ou sinon lié au transport par le vent.

Enfin, il faut considérer que les augmentations des inondations de ce secteur, risque de se poursuivre et de s'intensifier, si on tient compte des nouveaux modèles des changements climatiques établis par Environnement Canada (EC, 2014). L'augmentation des inondations aura très certainement un impact sur le transport en aval de tous les contaminants détectés dans les sols alluviaux. Enfin, la gestion des bassins versants contaminés nécessite une approche géomorphologique et pédologique pour mieux comprendre les phénomènes de dispersion et de transport des différents métaux dans les systèmes fluviaux.

CHAPITRE II

ANALYSE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE ET COMPARAISON DE LA TENEUR EN ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES (ÉTM) DES SOLS ALLUVIAUX DU TRONÇON FLUVIAL DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI, SECTEUR DES MINES D'ALBERT-CAPELTON-EUSTIS (QUÉBEC, CANADA)

Ilias **Bazier**¹, Diane **Saint-Laurent**², Vernhar **Gervais-Beaulac**³

¹ Département des sciences de l'environnement, UQTR, 3351, boul. des Forges,
C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

² Géographie et Laboratoire de recherche en géomorphologie fluviale et sols, Université
du Québec à Trois-Rivières, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec,
Canada, G9A 5H7.

³ Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Pavillon Paul-Comtois,
Université Laval, 2425, rue de l'Agriculture, Québec, Québec, Canada, G1V 0A6.

Auteur de correspondance :

Ilias Bapioh Koulasso Bazier

Tél. : 819-376-5011 poste 3838

Courriel : ilias.bazier@uqtr.ca

2.1 Résumé

Cette étude porte sur l'analyse de la distribution spatiale et la comparaison de la teneur en éléments traces métalliques (ÉTM) des sols alluviaux de l'ancien complexe minier Albert-Capelton-Eustis. Elle a été réalisée afin d'évaluer le degré de la contamination des plaines inondables par les métaux lourds lors des crues qui se sont accentuées depuis les dernières décennies. Cette zone a connu d'intenses activités d'exploitation du cuivre dans les années 1840. Après arrêt de ces activités minières, les résidus miniers laissés sur place continuent de polluer les cours d'eau des environs, dont principalement la rivière Massawippi. Le prélèvement des sols a été réalisé à l'intérieur des différents milieux riverains préalablement identifiés à partir des cartes et photographies aériennes (formats numériques/année 2007; échelle 1 : 15 000). Au total, 96 échantillons ont été prélevés sur les rives de la rivière Massawippi. Les principaux objectifs étaient de déterminer la teneur en éléments traces métalliques, tels que le cadmium, le cuivre, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc, et ce, afin de comparer et d'évaluer la distribution spatiale des métaux suite aux différentes phases d'alluvionnement des plaines inondables de la rivière Massawippi. Les cartes de risques d'inondation élaborée par les agences gouvernementales et municipales ont été utilisées pour délimiter les différents secteurs riverains, dont les zones de récurrence d'inondation (intervalle de 0-20 ans et 20-100 ans) et une troisième zone nommée « zone extérieure » située au-delà des limites cartographiques de la zone 20-100 ans, mais à proximité des zones inondables. Les méthodes statistiques telles que l'ANOVA, la corrélation, et l'analyse de *Mann-Whitney* ont été utilisées pour traiter les données recueillies. Les résultats des analyses chimiques indiquent que les plaines inondables de la rivière Massawippi sont contaminées par les métaux lourds, mais à des proportions variables suivant les zones d'étude. Elles sont surtout contaminées par le cuivre et à un degré moindre, par le plomb et le zinc. Le cuivre atteint une concentration élevée dans les premiers centimètres des profils alluviaux.

2.2 Introduction

Les changements climatiques que nous connaissons actuellement sont associés largement aux activités humaines en lien avec le développement industriel et économique actuel. Dans son rapport publié en 2007, le groupe d'experts intergouvernementaux sur l'évolution du climat (GIEC), note que : « La majeure partie du réchauffement de la seconde moitié du XX^e siècle est très vraisemblablement due au surplus des gaz à effet de serre et donc aux activités humaines¹ ». Dans son cinquième rapport paru en 2014, le GIEC renforce le degré de certitude auparavant exprimé « Il est "extrêmement probable" que l'influence humaine a été la cause principale du réchauffement observé depuis le milieu du XX^e siècle² ».

L'une des conséquences de ces émissions massives de gaz à effet de serre est le rehaussement de la température à l'échelle planétaire, ce qui entraînera des changements majeurs pour les différents climats mondiaux et régionaux. Les effets de ces changements climatiques sont nombreux, dont la fonte rapide des glaciers des pôles, une hausse des événements extrêmes et une augmentation marquée de la fréquence des pluies dans certaines régions du monde. Ces changements ont un impact direct sur l'environnement, notamment sur les milieux fluviaux et les écoulements en rivière. Dans ces environnements fluviaux, la fréquence des crues entraîne des débits plus élevés des cours d'eau et, conséquemment, une augmentation de la fréquence des inondations. Celles-ci favorisent le transport et l'alluvionnement des plaines inondables et peuvent contribuer à la dispersion des contaminants le long des berges pour des zones déjà contaminées. On note également que les crues fréquentes ont des impacts sur les processus pédogénétiques et l'appauvrissement des sols alluviaux, notamment par une perte de la biomasse au sol (litière), une diminution du carbone organique et de l'azote (Saint-Laurent *et al.*, 2010, Gervais-Beaulac, 2013).

Plusieurs études ont montré que l'exploitation des mines était une source potentielle d'ÉTM (Baize et Tercé, 2002; Foulds *et al.*, 2014; Motuzova *et al.*, 2014).

¹ Source : Rapport de synthèse du GIEC sur les changements climatiques (2007).

² Source : Rapport de synthèse du GIEC sur les changements climatiques (2014).

Les éléments traces métalliques (ÉTM) résultent en partie de la contamination provenant des résidus miniers laissés sur place lors des activités minières d'une part, et en partie, de l'altération naturelle et de l'effritement (« weathering ») de la roche-mère. Malgré la relation étroite entre le sol et la roche-mère de laquelle il en résulte (Baize, 2000), la distribution des ÉTM dans les horizons du pédon peut être très différente dépendamment de la structure et de la texture du sol. Les contaminants transportés provenant des débris miniers sont transférés sous forme d'alluvions ou de colluvions qui contribuent à former le « nouveau » sol (Maliszewska-Kordybach *et al.*, 2011). La pollution des sols de ces secteurs est aggravée par le transport fluvial qui entraîne les ÉTM plus loin en aval. Par ailleurs, l'environnement naturel autour des mines est radicalement transformé, ce qui entraîne une incidence écologique directe sur le milieu récepteur.

L'objectif principal de notre étude est d'analyser la migration verticale (en profondeur) et horizontale (dispersion et/ou distribution le long des cours d'eau) de la contamination par les ÉTM dans le secteur de la rivière Massawippi (en Estrie), laquelle contamination peut être aggravée par l'augmentation de la fréquence des inondations (Saint-Laurent *et al.*, 2009). Il est question d'étudier la dispersion des éléments traces métalliques, tels le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc, afin d'analyser leur distribution dans les différents horizons du sol. Pour ce qui est des objectifs spécifiques, il s'agit d'analyser le niveau de contamination des sols alluviaux à différentes profondeurs du sol, en fonction des différentes zones inondées, afin de déterminer la profondeur où les contaminants se concentrent dans le profil et faire une comparaison entre les sites dont principalement, la section fluviale affectée par les résidus miniers acides, soit la section aval des sites miniers du Complexe Albert-Capelton-Eustis.

Il faut rappeler que cette région a connu d'importantes activités minières au cours du siècle dernier (1850-1939), notamment dans le secteur du complexe minier Albert-Capelton-Eustis, et ces activités ont laissé un environnement contaminé par les métaux lourds. On trouve toujours les traces de ces contaminants aux abords de la rivière Massawippi.

Les échantillons ont été prélevés dans les profils du sol jusqu'à une profondeur d'un mètre où nous avons fait un prélèvement à chaque 20 cm de profondeur (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm). Nous nous sommes proposé d'étudier le transport des contaminants (transect amont/aval) dans le tronçon fluvial affecté par la pollution générée par les déblais laissés sur place lors des activités minières (1850-1939). Il est question aussi de comparer les concentrations en ÉTM suivant les différentes zones de récurrence d'inondation, soit les intervalles de 0-20 ans et 20-100 ans, ainsi qu'une troisième zone qualifiée de « zone extérieure » située au-delà de la limite de la zone de 20-100 ans. En somme, dans le cadre de cette étude, il s'agit d'analyser et de comparer la teneur en éléments traces métalliques des plaines alluviales de la rivière Massawippi.

Notre hypothèse s'appuie sur le fait que l'augmentation de la fréquence des crues observée depuis les dernières décennies entraîne une remobilisation et une redistribution des contaminants (ÉTM) en aval, ce qui pourrait expliquer que dans les zones moins fréquemment inondées (intervalle de 20-100 ans), les taux de contamination sont parfois plus élevés que dans la zone de récurrence de 0-20 ans. À l'intérieur du profil du sol, on s'attend à une concentration plus élevée de contaminants (ÉTM) dans les couches superficielles du sol pour les zones de 20-100 ans.

2.2.1 Territoire d'étude

La région de l'Estrie en raison de son passé industriel et minier constitue un lieu intéressant pour analyser le comportement des contaminants qui se trouvent encore enfermés dans les rives et les déblais miniers, notamment ceux laissés à l'abandon pendant plusieurs années en bordure de la rivière Massawippi, soit les anciennes mines du Complexe Albert-Capelon-Eustis (Berryman *et al.*, 2003; Melanson, 2006). C'est dans ce cadre que le tronçon de la rivière Massawippi a été retenu pour analyser la dispersion des contaminants le long de l'axe fluvial de cette rivière. Après arrêt des activités minières en 1939, cette zone est restée contaminée par les déblais et les tas de résidus miniers, à potentiel acide, qui sont encore présents sur les sites des anciennes

mines de cuivre (Ross, 1974). Les eaux de la rivière Massawippi et la faune benthique (Berryman *et al.*, 2003) ont aussi été affectées, à divers degrés, par cette pollution qui résulte de ce passé minier. Enfin, on trouve des sédiments contaminés le long des berges de la rivière Massawippi sur plusieurs kilomètres de distance, en particulier le long du tronçon qui longe les anciens sites miniers d'Eustis et Capelton (St-Laurent, 2006; Hähni, 2009; Saint-Laurent *et al.*, 2010).

Le territoire de l'étude fait partie du bassin versant de la rivière Massawippi (Figure 2.1) qui se trouve dans la zone appalachienne, majoritairement occupée par les zones forestières et agroforestières. Ces zones occupent 75 % du territoire. Les 25 % restants sont partagés entre les basses terres agricoles et les zones urbaines (Cogesaf, 2006).

La rivière Massawippi mesure moins de 15 km et prend sa source dans le lac du même nom et se jette dans la rivière Saint-François à la hauteur de Lennoxville. Elle est alimentée par les eaux de deux affluents, soit la rivière Coaticook à la hauteur de Capelton et celles de la rivière Moe juste en amont de Lennoxville (Berryman *et al.*, 2003). La rivière reçoit également une quantité importante d'eau des ruisseaux Eustis et Capel qui sont eux aussi très contaminés par les métaux lourds (Berryman *et al.*, 2003). Cela contribue à augmenter le niveau de contamination de la rivière Massawippi. Le tronçon à l'étude comprend le cours inférieur de la rivière Massawippi et s'étend de la mine d'Eustis jusqu'à Lennoxville. Ses berges sont essentiellement composées de sédiments fluviaux (récents ou anciens; MFQ, 1993).

2.3 Matériels et méthodes

2.3.1 Choix et échantillonnage des sites contaminés

Les anciens sites miniers du complexe Albert-Capelton-Eustis sont situés près de la ville de Sherbrooke (secteur Lennoxville) dans la région de l'Estrie et ont abrité des activités d'exploitation minière sur une période de près de 70 ans, soit entre 1850 et

1939. Ces activités ont eu un impact majeur sur la dégradation de l'environnement, notamment les sols et la qualité de l'eau de la rivière. Les rapports ministériels sur la qualité des eaux du gouvernement du Québec mentionnent que les eaux de la rivière Massawippi ont subi une forte dégradation suite aux rejets industriels et agricoles (MDDEFP, 2012). En plus de cette contamination liée aux activités minières, d'autres sources polluantes induites par un ou plusieurs déversements accidentels de produits contenant des hydrocarbures sur le site d'Eustis contribuent aussi à cette contamination des berges (St-Laurent, 2006; Hähni, 2009; Saint-Laurent *et al.*, 2010). Ce territoire représente donc un excellent cadre de référence pour analyser les concentrations des contaminants en (ÉTM) des berges, la variabilité spatiale des sédiments contaminés en zone alluviale, ainsi que la persistance de certains métaux lourds (ÉTM) dans les sols alluviaux de la rivière Massawippi.

Pour établir les limites des zones de récurrence d'inondation et nos sites d'échantillonnage, nous avons utilisé les cartes des risques d'inondation (Environnement Canada et MEF, 1982) et principalement des cartes à risques d'inondation de la MRC (Municipalité régionale de comté de Coaticook, 2000). Ces cartes proviennent du Ministère des Affaires municipales et régionales du Québec (MAMR, 2000). Comme la contamination des berges était en partie liée aux débordements périodiques de la rivière Massawippi, nous avons donc choisi les sites situés le long de la rivière en fonction des zones de récurrence d'inondation (intervalles 0-20 ans et 20-100 ans) pour l'échantillonnage des profils de sol, et cela sur une distance de plus 10 km, soit quelques kilomètres en amont du site d'Eustis jusqu'à Lennoxville.

Généralement dans les milieux pollués, les plaines alluviales constituent des environnements de stockage des contaminants transportés par les eaux des rivières. La variabilité des sols alluviaux a été caractérisée de façon systématique (morphologie, propriétés physico-chimiques, teneurs en éléments traces métalliques) dans les zones alluvionnaires actives (Saint-Laurent *et al.*, 2010). La sélection des sites et le prélèvement des sols ont été réalisés à l'intérieur des différents milieux riverains préalablement identifiés à partir des cartes de risques d'inondation et des cartes

municipales (Environnement Canada et MEF, 1982; Schéma d'aménagement de la MRC de Coaticook, 2007).

La collecte des échantillons de sol a été réalisée à l'intérieur de quadrats d'une superficie de 10 m par 20 m et suivant les différentes zones de récurrence d'inondation et la zone extérieure. Au total, 91 échantillons de sol ont été prélevés : 47 pour les zones de récurrence de 0-20 ans, 21 pour les zones de récurrence 20-100 ans et 23 pour les zones extérieures. Deux sites localisés en bordure de la rivière Saint-François à la hauteur de East-Angus ont été pris comme sites témoins. Dans chaque quadrat, les coordonnées géographiques (UTM) ont été prises par un GPS (Global Positioning System) de type Garmin 60CSx et le prélèvement des échantillons a été effectué à l'intérieur de chacun des quadrats et à des profondeurs situées entre 0 et 100 cm. D'autres caractéristiques ont été notées dans le quadrat, dont l'épaisseur de la biomasse au sol (litière), la présence ou l'absence d'horizon organo-minéral (Ah), le drainage, la pente, etc. Tous les échantillons de sol ont ensuite été placés dans des sacs en plastique, et identifiés en utilisant une numération par quadrat et en fonction de la profondeur du sol.

2.3.2 Traitements et analyse des échantillons

2.3.2.1 Traitement des échantillons

Les techniques de traitement des échantillons du sol et les analyses physico-chimiques qui ont été utilisées suivent les procédures décrites dans les manuels du Groupe de travail sur la classification des sols (SCCS, 2002) et les normes gouvernementales des guides et manuels d'échantillonnage et d'analyse des sites contaminés (CCME, 1993). Les études antérieures et les critères génériques des guides ont servi pour différencier les niveaux de contamination en fonction du fond géochimique naturel (FGN) (MDDEP, 2004).

Tous les échantillons ont d'abord été placés dans des assiettes en aluminium, séchés à l'air libre pendant deux semaines. Par la suite ils ont été tamisés avec des tamis

métalliques (McKeague, 1978) dans le laboratoire de géomorphologie de l'UQTR. Chaque échantillon de sol a subi un passage au tamis pour obtenir la granulométrie désirée (< 2 mm) pour effectuer les analyses physico-chimiques. Les analyses texturales fines ont été réalisées à l'aide d'un granulomètre de haute précision (*Laser Diffraction Particle Size Analyser*) en suivant les classes granulométriques du Système canadien de classification des sols (SCCS, 2002). Pour les teneurs en ÉTM, les analyses ont été effectuées dans un laboratoire externe (Maxxam Analytiques Inc). Celui-ci est spécialisé et équipé d'appareillages de haute précision (ex. spectromètre de masse à source ionisante - ICP-MS). Les données physico-chimiques (COT, CEC, pH, % argiles, etc.) des sols échantillonnés ont été couplées aux données des ÉTM (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn). La biomasse au sol (litière) a été mesurée sur le terrain. Les concentrations de matière organique (C.O.%) et le pH des sols ont été faits au Laboratoire des sols de l'Université de Laval. Les analyses granulométriques ont servi pour comparer les différences texturales des horizons du sol en lien avec les concentrations des contaminants (ÉTM).

2.3.2.2 *Analyses statistiques*

Les tests d'analyse de la variance (ANOVA), de *Student* et de *Mann-Whitney* ont été effectués pour comparer les moyennes des profondeurs et des zones de récurrence des différents secteurs. L'intervalle de confiance utilisée pour évaluer le degré de précision statistique est de 95 %.

Dans le cas du test *Student*, nous avons cherché à montrer que la concentration des métaux pouvait être plus élevée dans une zone par rapport à une autre zone (ex. métaux plus concentrés dans la zone de récurrence de 0-20 ans que celle de 20-100 ans). Ainsi, nous posons une hypothèse contradictoire, soit qu'en moyenne, les deux zones contiennent la même quantité de métaux, et que nous allons tenter de rejeter comme hypothèse. Cette analyse statistique se fait en comparant un couple de métal à la fois (ex. cuivre vs plomb). Autrement dit, pour chaque métal étudié, nous confrontons ces hypothèses :

$$H_0 : \mu_{0-20} - \mu_{20-40} = 0$$

$$H_0 : \mu_{0-20} - \mu_{20-40} > 0$$

H_0 est accepté quand la différence statistique est significative avec $p > 0,05$.

H_0 est rejeté quand la différence statistique n'est pas significative avec $p < 0,05$.

En ce qui concerne le test d'ANOVA, nous avons posé les hypothèses suivantes :

$$H_0: \mu_{0-20} = \mu_{20-40} = \mu_{\text{extérieure}}$$

H_0 : *Au moins une des moyennes diffère des autres*

Dans ce cas, pour rejeter le H_0 , notre test statistique doit être supérieur à la valeur critique fournie par notre logiciel (Excel 2010, version professionnelle). Mais nous avons aussi évalué le rejet de H_0 par la probabilité qui nous est fournie. Elle doit être supérieure à notre seuil statistique, soit 0,05 (5 %) par défaut.

Le test de *Mann-Whitney* nous a permis de vérifier si deux profondeurs de sol ont la même moyenne. Lorsque la profondeur de 0-20 cm contient plus de cuivre que la profondeur 20-40 cm, avec un seuil de tolérance de 5 %, nous avons posé les hypothèses suivantes :

$$H_0: \text{moy Cu}_{0-20\text{cm}} = \text{moy Cu}_{20-40\text{cm}}$$

$$H_0: \text{moy Cu}_{0-20\text{cm}} > \text{moy Cu}_{20-40\text{cm}}$$

On rejette l'hypothèse nulle (H_0) si la p-valeur est $< 0,05$.

Enfin, un test de corrélation (corrélation de *Pearson*) a été réalisé afin de déterminer si les métaux étaient corrélés entre eux, soit par une valeur positive ou négative. Rappelons que plus la valeur de corrélation s'approche du nombre un (1), la corrélation est jugée forte à très forte.

2.4 Résultats

2.4.1 Les propriétés physiques

Les observations de terrain et l'analyse granulométrique des sols des berges de la rivière Massawippi montrent que ceux-ci sont composés en grande partie de sédiments fins, tels que le limon et le sable fin ou très fin, avec assez peu d'argile. Dans les horizons de surface du solum, le limon et le sable sont les proportions texturales dominantes (Tableaux 2.1 à 2.3). Dans les couches de surface du sol (0-20 ans), leur pourcentage est respectivement de 64 et 30 % (Tableau 2.1) et dans les couches plus profondes (20-40 cm et 80-100 cm), les pourcentages sont pratiquement identiques, même pour les zones de récurrence de 0-20 ans et de 20-100 ans (Tableau 2.3). En somme, les sols alluviaux de la rivière Massawippi sont composés essentiellement de sédiments fins (sable limoneux ou de limons sableux fins à très fins) avec des matrices relativement homogènes sur l'ensemble des profils examinés. Il faut souligner, toutefois, qu'on observe des matériaux plus grossiers dans les zones extérieures des plaines inondables, notamment des graviers, des sables grossiers, et parfois des pierres qui ont des origines soit glaciaires (tills) ou proviennent d'affleurements rocheux situés à proximité.

La biomasse au sol était relativement faible ou quasi absente dans les zones à forte récurrence d'inondation (intervalle de 0-20 ans), ce qui peut s'expliquer par l'enlèvement de ce matériel organique (litière à la surface) lors des crues, surtout si les courants sont forts (par exemple lors des crues printanières). On note une quantité non négligeable de la biomasse au sol dans les zones de récurrence de 20-100 ans, mais surtout des accumulations nettement supérieures dans la zone extérieure des plaines inondables (Tableau 2.4). Les plaines alluviales soumises à des crues fréquentes se caractérisent donc par une perte de la matière organique au sol qui est vraisemblablement entraînée par les courants lors des crues successives.

2.4.2 Les propriétés chimiques

D'une manière générale, le pH des sols est acide dans toutes les zones de récurrence d'inondation avec une moyenne de 4,3 pour les horizons de surface (Tableau 2.1). Cependant, dans la zone affectée par les inondations fréquentes (intervalle de 0-20 ans), les résultats affichent des valeurs légèrement plus élevées (sols moins acides) avec un maximum de 5,6 et 5,8, et ce, pour les horizons de surface (0-20 cm) (Tableaux 2.1 et 2.2). À titre d'exemple, on note des différences plus marquées en surface. Le caractère plus acide des sols en zones inondées (intervalle de 20-100 ans) et surtout à l'extérieur des plaines alluviales s'explique possiblement par la présence de la litière plus épaisse (surtout dans les zones extérieures) qui entraîne une acidification du sol avec la décomposition de la matière organique. On sait que lors de la décomposition et la minéralisation de la matière organique, les composés organiques libèrent des produits acidifiants (ex. acides fulviques et humiques) qui peuvent contribuer à acidifier le sol de surface (Saint-Laurent *et al.*, 2013a, 2013b; Gervais-Beaulac *et al.*, 2013; Tang *et al.*, 2014).

Les résultats indiquent des faibles taux de carbone organique (C.O.%) et d'azote (N%) des sols alluviaux lorsque nous comparons l'ensemble des données (Tableaux 2.1 à 2.3). Il en est de même dans les couches inférieures (20-40 cm et en profondeur), en particulier dans la zone de forte récurrence d'inondation (Tableaux 2.2 et 2.3). Les faibles taux de carbone organique et d'azote observés en surface ne favorisent pas le développement pédogénétique des sols alluviaux et réduisent leur fertilité. Ce qui se traduit par l'absence d'horizons bien définis, dont les horizons organo-minéral (Lavoie *et al.*, 2006 et Lavoie, 2005).

Distribution verticale

Le test de *Mann-Whitney* réalisé sur les propriétés des sols et les concentrations des métaux, suivant les différentes profondeurs du profil, a permis de constater des différences marquées entre ces variables (Tableaux 2.5 à 2.8). L'analyse effectuée sur les propriétés granulométriques des différents horizons du sol (0-20 cm, 20-40 cm et

80-100 cm) fournit des valeurs de $p=0,998$ et $p=0,960$ pour l'argile et le limon des horizons de surface (0-20 cm), et des valeurs quasi similaires pour les horizons à des profondeurs de 20-40 cm et 80-100 cm, ce qui signifie que les classes texturales de ces horizons sont comparables entre elles, sauf exception (Tableau 2.5). On note, par exemple, des différences entre les horizons de surface (0-20 cm) et les horizons plus profonds (80-100 cm) quant à la proportion des sables.

Pour ce qui est de l'acidité des sols, les valeurs obtenues avec l'analyse statistique n'indiquent pas de seuils significatifs, bien qu'on note une plus forte acidité des sols dans la zone extérieure des plaines alluviales de manière générale.

Pour ce qui est de la concentration des métaux (ÉTM) dans les profils du sol, on note une plus forte abondance dans la première couche de surface. Les valeurs obtenues indiquent que les horizons de surface (0-20 cm) contiennent généralement des concentrations plus élevées en métaux que les horizons inférieurs (20-40 cm et 80-100 cm), à l'exception du plomb et du chrome qui sont plus présents dans les couches inférieures (Tableau 2.6). Toutefois, pour plusieurs métaux, tels que le cadmium, le cuivre et le zinc, les variations des concentrations entre les différentes couches du sol ne sont pas significatives sur le plan statistique (Tableau 2.6).

Distribution horizontale

Le tableau 2.8 montre que le pH est plus élevé (moins acide) dans la zone de récurrence 0-20 ans. Les zones de récurrence 20-100 ans et les zones extérieures affichent cependant des valeurs acides (Tableau 2.8).

En comparant la concentration des métaux dans les différentes zones de récurrence, nous avons fait les constats suivants : la zone de récurrence de 0-20 ans et 20-100 ans n'ont pas de différences considérables en ce qui concerne la quantité moyenne du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc (Tableau 2.8; Figures 2.2 à 2.3). Le même constat s'applique avec le test de *Student* et l'analyse ANOVA (Tableau 2.9).

Les zones de récurrence de 20-100 ans et la zone extérieure ne présentent également pas de différences considérables en ce qui concerne la quantité moyenne de ces métaux (Figures 2.3 à 2.4). Les résultats du test de *Student* viennent confirmer ces observations. La zone 0-20 ans et celle à l'extérieur des plaines inondables présentent des résultats similaires. Toutefois, la figure 2.3 montre que la zone extérieure contient un peu plus de plomb que les deux autres zones d'inondation.

Dans le cas du chrome et du nickel, la zone de récurrence de 20-100 ans en contient plus que la zone de récurrence de 0-20 ans avec des valeurs de $p > 0,05$ (hypothèse H_0 rejetée) (Tableau 2.9). Cela n'est pas le cas dans les zones de récurrence de 20-100 ans vs extérieure et de 0-20 ans vs extérieure, où l'hypothèse nulle ne peut être rejetée. Ces zones ne présentant donc pas de différence significative sur le plan statistique en ce qui concerne la concentration moyenne de chrome et du nickel.

Selon les résultats obtenus, le cuivre est le métal le plus abondant dans les sols, et les autres métaux, tels que le zinc, le chrome, et le nickel sont aussi très présents, alors que le cadmium indique une concentration beaucoup plus faible (Figures 2.1 et 2.2). La figure 2.3 montre cependant que la concentration du plomb est souvent plus élevée pour les sols situés dans la zone extérieure.

D'une manière générale, les métaux sont faiblement corrélés entre eux, à l'exception de quelques-uns où les coefficients de corrélation sont assez importants (Tableau 2.10). Le plomb et le cuivre sont fortement corrélés, avec un $R = 0,948$. Il y a également une bonne corrélation entre le carbone organique et l'azote avec un $R = 0,805$. Le sable et le limon sont bien corrélés, mais dans le sens opposé (valeur négative) avec un $R = -0,994$. Le Cr/Ni et le Pb/Cu sont assez bien corrélés avec un $R = 0,741$ et $R = 0,948$; il en est de même pour le limon et l'argile avec un $R = 0,671$. Aussi, le sable et l'argile sont corrélés, mais dans le sens opposé (valeur négative) avec un $R = -0,749$, ce qui s'explique au fait qu'une augmentation de la proportion du sable fait diminuer *de facto* celle de l'argile.

Enfin, les figures 2.5a, 2.5b, 2.6a, 2.6b et 2.6c indiquent que la présence du cuivre influence celle des autres métaux, même si ce n'est pas dans les mêmes proportions, suivant les corrélations obtenues par les analyses statistiques.

Diffusion des ÉTM dans le sol

La diffusion des métaux dépend des propriétés physiques et chimiques des sols (Baize, 2000; Arenas-Lago *et al.*, 2014). La plupart des contaminants sont retenus par les matériaux fins (limons, argiles, etc.) et se déplacent avec l'eau du sol qui est considérée comme un vecteur de transport interne des contaminants dans le profil. D'une manière générale, les métaux lourds migrent peu dans les sols et ils sont moins mobiles (surtout le plomb), et donc ils ont tendance à se concentrer davantage dans les horizons de surface du sol (Baize, 2000). Rappelons qu'un pH acide influence la mobilité des métaux dans le sol. Étant donné que notre zone d'étude se trouve à proximité d'une zone où persistent encore des tas de résidus miniers à fort potentiel d'acidité, il est normal de mesurer des taux élevés d'acidité dans les sols. Encore une fois, on sait qu'un sol acide facilite la dissolution des ÉTM contenus dans la matrice minérale. Par exemple, le cadmium est un métal qui se dissout rapidement lorsque le pH diminue ($\leq 5,5$) (Baize, 2000), ce qui peut expliquer que les concentrations de cet élément sont faibles dans les sols analysés. En contrepartie, le plomb est un élément beaucoup moins mobile (Baize, 2000), ce qui pourrait expliquer qu'on trouve des concentrations élevées dans les sols de nos secteurs d'étude.

2.5 Discussion

Les contaminants sont des substances provenant des activités humaines qui sont rejetées dans l'environnement dans des portions supérieures au niveau naturel (Motuzova *et al.*, 2014). Parmi eux, les métaux lourds font partie du groupe des plus nocifs pour les sols, l'eau et les organismes vivants. Dans la nature, ces éléments ne présentent aucun effet nocif, car leurs concentrations demeurent à des seuils acceptables, tout au moins dans la plupart des cas (Baize, 2000; Arena-Lagos, 2014). Par contre, avec

des concentrations élevées, l'interaction entre les métaux lourds et les organismes vivants et les processus de leur migration biogénique peuvent devenir préoccupants pour l'environnement et le milieu récepteur (Liu *et al.*, 2014; Motuzova *et al.*, 2014; Rena *et al.*, 2014). Le sol joue un rôle décisif dans les flux de ces substances nocives d'où l'importance de faire une analyse complète des sols et de leur état afin d'évaluer les risques écologiques causés par la présence de ces métaux lourds dans les sols, les écosystèmes et pour l'ensemble des récepteurs biologiques.

Le complexe minier Albert-Capelon-Eustis est situé dans une zone traversée par de nombreux cours d'eau dont la rivière Massawippi et ses tributaires (Eustis et Capel par exemple). À cause des métaux lourds laissés sur place après l'arrêt des activités minières (Berryman *et al.*, 2003; Hähni, 2009; Duplessis, 2010), le site demeure toujours contaminé, et ceci constitue toujours une menace pour l'environnement, les populations riveraines et la production agricole. Les conditions actuelles empêchent les cours d'eau avoisinants d'obtenir un « bon état chimique et écologique », comme recommandé par les directives sur la qualité de l'eau établies par le ministère de l'Environnement du Québec (MDDEFP), même si les conditions se sont améliorées avec le temps, selon le dernier rapport du MDDEFP sur le portrait de la qualité des eaux de surface (MDDEFP, 2012). L'analyse des sols contaminés des plaines alluviales de la rivière Massawippi a montré que les sédiments déposés lors des crues ont été contaminés au-delà des seuils de contamination établis selon les critères du ministère. Dans certains échantillons, on a mesuré des concentrations de 580 mg/kg pour le plomb et de 700 mg/kg pour le cuivre.

Les études antérieures menées dans tout ce secteur ont permis une première délimitation géographique et une caractérisation préliminaire de la contamination dans les berges des rivières Saint-François et Massawippi (Saint-Laurent *et al.* 2008a, Saint-Laurent *et al.*, 2009). Les conclusions de ces travaux indiquent que les sédiments des berges des rivières Saint-François et Massawippi présentent des traces de contamination en métaux lourds qui dépassent, à certaines reprises, les seuils déterminés par le MDDEP (2004). Ceci se confirme aussi par nos travaux qui indiquent que des

taux élevés de certains métaux (dont le cuivre et le plomb) sont toujours présents le long des berges de la rivière Massawippi.

Dans ce bassin versant où historiquement le cuivre a été exploité, on y retrouve une forte concentration de cet élément, ce qui est logique. On note également une présence non négligeable du zinc qui est un métal fréquemment trouvé dans les déblais miniers. Les teneurs en chrome et en nickel sont par contre faibles et ne dépassent pas les seuils de contamination établis par le ministère (MDDEFP, 2013). Enfin, le cadmium considéré comme une impureté naturelle du zinc (Foulds *et al.*, 2014), sa présence, même si ce métal est en très faible proportion dans nos échantillons analysés, pourrait s'expliquer par la quantité du zinc qu'on trouve dans nos sols. Toutefois, le coefficient de corrélation obtenu entre ces deux métaux est relativement faible, soit de l'ordre de 0,471 (Tableau 2.9).

L'état des sols alluviaux le long la rivière Massawippi présente également une concentration relativement élevée en cuivre et en plomb dans certains profils. La présence de ces métaux dans les sols, en particulier le cuivre, s'explique, par la présence à proximité des anciens sites miniers dont l'exploitation était justement le cuivre. Quant au plomb, l'origine de ce métal parfois en forte concentration est plus difficile à expliquer. Il est fort probable toutefois que ce métal (et possiblement d'autres métaux) proviennent d'un déversement accidentel d'hydrocarbures (Saint-Laurent *et al.*, 2007), qui a été détecté dans les berges de la rivière Massawippi et le long de la rivière Saint-François, jusqu'à la hauteur de Drummondville (St-Laurent, 2006).

Les observations faites lors des prélèvements des échantillons des sols ont permis de constater l'étendue de la contamination des hydrocarbures (encore très visibles dans les couches du sol) le long de la rivière Massawippi, et ces sédiments contaminés se retrouvent sur plusieurs kilomètres le long des berges de la rivière. Ces couches contaminées aux hydrocarbures contiennent des métaux lourds à différentes concentrations (St-Laurent, 2006). Enfin, à cause des résidus miniers laissés sur place, la contamination est quasi permanente dans ce secteur, le drainage minier acide et le

lessivage des résidus miniers par les eaux de pluie transportent des quantités non négligeables de métaux à travers les plaines inondables, d'où cette dispersion sur plusieurs kilomètres de longueur le long de la rivière Massawippi.

L'analyse de nos échantillons indique que les plus fortes concentrations ont été détectées dans les quadrats situés à proximité du complexe minier. De manière générale, les concentrations des métaux tendent à diminuer au fur et à mesure qu'on s'éloigne du complexe minier. Plus en aval, les travaux de Saint-Laurent *et al.* (2007) et de St-Laurent (2006), ont permis de délimiter l'étendue de cette contamination soit entre la mine d'Eustis et la plage publique de la municipalité de Drummondville, ce qui représente une distance de plus de 100 km de longueur.

L'historique de notre secteur d'étude révèle qu'en plus des dépôts acides qui persistent sur le site, des déversements accidentels (hydrocarbures) se sont produits possiblement entre 1955 et 1963 (St-Laurent, 2006; Duplessis, 2010), ce qui a fortement contribué à augmenter le niveau de contamination des berges et, par conséquent, son étendue dans tout le secteur. Par ailleurs, la contamination est seulement présente en aval du complexe minier, soit dans le tronçon fluvial affecté par les crues fréquentes, et aucune trace de contamination n'a été détectée en amont du site d'Eustis. Les sites témoins ont permis de déterminer que la contamination n'est pas circonscrite uniquement qu'à notre zone d'étude puisque les échantillons prélevés dans les quadrats situés au-delà de notre zone (soit le long des berges de la rivière Saint-François) ont révélé la présence des contaminants (Saint-Laurent *et al.*, 2008b, 2010, 2013a, 2013b).

2.6 Conclusion

L'analyse des plaines alluviales de notre secteur d'étude révèle des phases d'alluvionnement actives dans la zone étudiée. Dans le cadre de cette étude, notre objectif était d'analyser les concentrations des ÉTM dans les sols alluviaux situés le long de la rivière Massawippi en considérant les zones de récurrence d'inondation (intervalles de 0-20 ans et 20-100 ans), ainsi que les zones extérieures des plaines alluviales.

Les résultats indiquent que les plaines inondables de la rivière Massawippi sont contaminées par les métaux lourds avec des taux au-dessus des normes établies par le ministère de l'Environnement. Ces sols sont surtout contaminés par le cuivre et en partie par le plomb et le zinc. Le cuivre a été identifié comme le principal contaminant dans la plaine inondable et atteint des proportions relativement importantes dans les couches de surface des sols alluviaux. D'une manière générale, la contamination est plus marquée dans les horizons de 0-20 cm de profondeur et les concentrations des métaux tendent à diminuer au fur et à mesure que l'on s'éloigne du complexe minier. On note également que dans les zones moins fréquemment inondées (intervalle de 20-100 ans) et les zones extérieures des plaines inondables, on a parfois des concentrations en ÉTM plus élevées par rapport à la zone de récurrence de 0-20 ans à l'exception de quelques valeurs marginales observées dans certains cas.

La distribution spatiale des ÉTM révèle aussi que la répartition des contaminants dans la zone d'étude s'est faite le long de la rivière Massawippi, ce qui veut dire que leur transport est important. Avec l'augmentation des crues des dernières décennies, on risque donc de voir une dispersion plus importante de la contamination en aval. À noter toutefois que le degré de contamination s'affaiblit de manière générale à mesure qu'on s'éloigne des anciens sites miniers.

Rappelons que le MDDEP dans sa politique de « Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés » a établi des critères génériques de classification des sols pour déterminer le seuil de contamination des sols par des divers produits chimiques (Tableau 1.1). Le ministère utilise une échelle de critères de A à C pour déterminer les seuils de contamination et, par conséquent, les usages auxquels sont voués les terrains contaminés. En se basant sur ces critères de classification (A, B et C), les berges de la rivière Massawippi se situent dans les limites maximales acceptables du critère B et parfois C. Mentionnons que les terrains contaminés, dont la vocation est destinée à des activités résidentielles ou récréatives peuvent faire partie de la catégorie B, alors que ceux destinés à des activités commerciales et institutionnelles

peuvent faire partie de la catégorie C avec certaines limites restrictives selon le degré de contamination.

Enfin, la gestion des sites miniers orphelins reste de nos jours une problématique majeure pour les gouvernements, puisque ces sites sont souvent abandonnés sans aucune restauration et réhabilitation. Il serait souhaitable que les gouvernements dans leurs politiques de gestion des terrains contaminés renforcent les critères de protection de l'environnement face aux industries polluantes qui, dans bien des cas, se défilent de leurs responsabilités.

2.7 Références

- Arenas-Lago D., Lago-Vila M., Rodriguez-Seijo A., Andrade M. I., Vega F. A. 2014. Risk of metal mobility in soils from a Pb/Zn depleted mine (Lugo, Spain). Departement of plant and soil science, University of Vigo, As Lagoas, Marcosende, 36-310.
- Baize, D. 2000. Guide des analyses en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation. 2e éd. Paris, INRA. 266 p.
- Baize D., et Tercé, C. M. 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales. Paris, INRA, 202 p.
- Berryman, D., St-Onge, J., Gendron, A., et Brochu, C. 2003. L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec.
- Canada Soil Information System (CanSIS): Manual for describing soils in the field, 1982 revised. Land Resource Research Institute, Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa. LRRI Contribution no. 82-52, 166 p.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1993. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés (v. I et II).
- Duplessis P. 2010. Analyse des métaux lourds des cernes de croissance du frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus Pennsylvanica* Marsh) en plaines alluviales affectées par la contamination (Sud du Québec, Canada). UQTR, 56 p. + annexes.

- Environnement Canada. 2014. Centre canadien de la modélisation et de l'analyse climatique. Modèle CanESM21-MCCG4.
<http://www.cccma.ec.gc.ca/french/data/cgcm4/cgcm4.shtml>
- Foulds S. A., Brewer P. A., Macklin M. G., Haresign W., Betson R.E., Rassner S.M.E. 2014. Flood-related contamination in catchments affected by historical metal mining: An unexpected and emerging hazard of climate change. Centre for Catchment and Coastal Research and River Basin Dynamics and Hydrology Research Group, Department of Geography and Earth Sciences, Aberystwyth University.
- Gervais-Beaulac, V., Saint-Laurent, D., Berthelot, J-S. et Mesfiou, M. 2013. Organic carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *Journal of Soil Sciences and Environment Management*, vol . 4, 8, pp. 169-177.
- Hähni M. 2009. Caractérisation de la contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi par des hydrocarbures pétroliers et métaux lourds (Sud du Québec, Canada). Mémoire de Maîtrise, Sciences de l'environnement, UQTR, 66 p. + annexes.
- Lavoie L. 2005. Géopédologie, formation des plaines alluviales et récurrences des inondations – Bassin Centre-Sud du Québec (Canada). Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement, UQTR, 124 p. + annexes.
- Lavoie, L., Saint-Laurent, D. et St-Laurent, J. 2006. Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Can. J. Soil Sci.*, 86: 813-826.
- Liu S, Wang C, Yang J, Zhao Q. 2014. Assessing the heavy metal contamination of soils in the water-level fluctuation zone upstream and downstream of the Manwan Dam, Lancan river. *J soils sediments*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Maliszewska-Kordybach, B., Klimkowicz-Pawlas, A., Smreczak B et Gałązka, R. 2011. Effet des inondations sur la contamination des sols agricoles avec les métaux et les HAP : L'étude de cas Vistule Moyen Gap. *Water Air sol Pollution*, 223 : 687-607.
- McKeague, J.A. 1978. Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Société Canadienne de la Science du sol, (2e éd.), Ottawa, 267 p.
- MDDEFP. 2013. Bilan sur la gestion des terrains contaminés.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan/bilan2010.pdf>
- MDDEFP. 2012. Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/index.htm>

- MDDEP. 2004. Politique de protection des sols et de réhabilitation des Terrains contaminés. Gouvernement du Québec.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/chapitres1-2-3.htm>
- Melanson M. 2006. Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine Eustis, Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke.
- Ministère des Forêts du Québec (MFQ). 1993. Carte des dépôts meubles (1 : 50 000). Service des inventaires forestiers Gouvernement du Québec.
- Motuzova G.V, Minkina T.M, Karpova E.A, Barsova N.U, Mandzhieva S.S. 2014. Soil contamination with heavy metals as a potential and real risk to the environment, Moscow State University, Department of Soil Science, Moscow, Russia.
- Rena C W, Xue B, Geng Y, Sunb L, Maa Z, Zhang Y, Mitchell B, Zhanga L. 2014. Inventorying heavy metal pollution in redeveloped brownfield an policycontribution: Case study fromTiexi District, Laboratory of Pollution Ecologyan Environmental Engineering, Institute of Applied ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang110016, China.
- Ross, W. G. 1974. Three Eastern Townships mining villages since 1863: Albert Mines, Capelton, Eustis. Department of Geography, Bishop's University, Lennoxville, Québec, les productions GGC. 171 p.
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Baril, B., Matteau, C., et J.-C. Berthelot. 2013a. Spatial variability of heavy metal contamination in alluvial soils in relation to flood risk zones in Southern Québec, Canada. *Air, Soil and Water Research*, 6 : 1-13.
- Saint-Laurent, D., Baril, F., Hähni, M., et M. Paré. 2013b. Hydrocarbons, Pb-Concentrations, and Pb-Isotope Ratios in Contaminated Alluvial Soils (Southern Quebec, Canada). *Soil and Sediment Contamination*, 23 : 76-93.
- Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., Hahni, M., Ghaleb, B., Chapados, C. 2010. Using lead concentration and stable lead isotope ratios to identify contamination events in alluvial soils. *Applied and Environmental Soil Science*, DOI 10.1155/2010/235. 210
- Saint-Laurent D., Mesfioui M., et Evin G. 2009. Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*, 36 (1): 43-56 (Publication disponible aussi en version russe de la revue *Vodnye Resursy*, 36 (1): 46- 60.

- Saint-Laurent, D., et Hähni, M. 2008a. Crues et inondations majeures des villes de l'Estrée : Variations climatiques et changements anthropiques. *Environnement Urbain/Urban Environment*, numéro 2, pp. 50-72, Numéro thématique Inondations en milieu urbain et périurbains/Flooding in urban and suburban areas. (En ligne) http://www.vrm.ca/EUUE/vol2_2008/EUUEvol2_COMPLET.pdf
- Saint-Laurent, D., Hahni, M., et St-Laurent, J. 2008b. Spatial distribution and characterization of contaminated soils in riverbanks of Saint-François and Massawippi Rivers (Southern Québec, Can.). *Water Qual. Res. J. Can.*, 43 (3) : 1-9.
- Saint-Laurent, D., et Lavoie, L. 2007. Récurrence des inondations et édification des plaines alluviales des bassins du centre-sud du Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 22, no. 1, pp. 51-68.
- Schéma d'aménagement de la MRC de Coaticook. 2007. Carte des risques d'inondation élaboré par le ministère des Affaires municipales et Régions, échelle 1 20 000, juin 2007.
- St-Laurent., J. 2006. Application de la dendrochronologie et de la dendrogéochimie et essai du plomb 210 pour la dation d'évènement de contaminants des berges des rivières Saint-François et Massawippi aux hydrocarbures (centre-sud du Québec). Mémoire de Maîtrise en sciences de l'environnement, UQTR.
- Système canadien de classification des sols (SCCS). 2002. Direction générale de la recherche Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, 3^e édition, publication 1646, Ottawa. pp. 196.
- Tang Q., Bao Y., He X., Zhou H., Cao Z., Gao P., Zhong R., Hu Y. et Zhang X. 2014. Sedimentation and associated trace metal enrichment in the riparian zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 479-480, pp. 258-266.

Tableau 2.1

Résultats des analyses de sol des horizons de surface (0-20 cm de profondeur)
des berges de la rivière Massawippi pour les trois zones d'étude

Échantillons de sols (Prélèvement, (n=31)	pH (Calc12)	C.O. %	Azote %	Argile %	Limon %	Sable %	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Zone 0-20 ans												
Moyenne	4,3	1,9	0,1	4,8	64,1	30,9	0,5	24,3	49,8	30,1	36,8	53,0
Médiane	4,2	1,7	0,1	4,0	66,2	29,3	0,5	24,0	20,0	28,0	17,0	49,0
Écart-type	0,6	1,5	0,0	2,6	15,3	17,2	0,2	9,5	101,4	15,0	79,9	30,2
Minimum	3,1	0,2	0,0	1,4	27,7	0,4	0,5	2,0	5,0	1,0	0,5	10,0
Maximum	5,6	9,7	0,4	8,3	85,5	70,6	2,3	45,0	700,0	63,0	580,0	220,0

Tableau 2.2

Résultats des analyses de sol (0-20 cm de profondeur) suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles 0-20 ans et 20-100 ans) et la zone extérieure des berges de la rivière Massawippi

Échantillons de sols (Prélèvement_i) Profondeur (0-20 cm)	pH Calc2	C.O	Azote (%)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Cd (mg/k)	Cr (mg/k)	Cu (mg/k)	Ni (mg/k)	Pb (mg/k)	Zn (mg/k)
Zone 0-20 ans												
Moyenne	4,6	1,6	0,2	3,3	63,4	31,8	0,5	26,4	40,7	32,8	25,5	53,1
Médiane	4,6	2,5	0,1	3,2	59,2	37,7	0,5	22,5	24,5	28,0	21,5	59,5
Écart-type	0,5	1,2	0,0	1,1	11,7	12,5	0,0	7,5	100,3	9,6	48,3	20,9
Minimum	3,2	0,2	0,1	1,7	29,2	3,2	0,5	9,0	9,0	14,0	0,5	17,0
Maximum	5,8	5,1	0,4	5,7	86,6	68,6	0,8	53,0	380,0	56,0	200,0	99,0
Zone 20-100 ans												
Moyenne	4,2	1,9	0,1	3,5	67,5	27,7	0,6	21,3	95,6	22,8	70,6	62,3
Médiane	4,1	2,8	0,1	3,1	63,0	34,3	0,5	19,0	28,0	25,0	17,0	50,0
Écart-type	0,7	1,2	0,0	1,4	9,8	10,9	0,6	9,1	25,4	13,0	17,9	67,5
Minimum	3,4	0,3	0,0	2,1	43,5	3,5	0,5	2,0	5,0	1,0	5,0	10,0
Maximum	5,5	5,2	0,3	6,2	88,0	52,8	2,3	21,3	700,0	70,0	580,0	220,0
Zone extérieure												
Moyenne	4,0	2,3	0,1	3,6	62,3	32,4	0,6	22,7	26,7	31,3	29,0	19,0
Médiane	3,9	3,3	0,1	2,5	14,1	13,3	0,5	18,0	11,5	11,0	10,0	17,5
Écart-type	0,6	2,3	0,0	2,4	17,9	10,2	0,2	10,2	18,9	10,9	14,7	13,3
Minimum	3,1	0,2	0,0	1,4	27,7	0,4	0,5	2,0	7,0	7,0	6,0	19,0
Maximum	5,1	9,7	0,2	8,3	85,5	70,6	1,0	47,0	120,0	79,0	180,0	88,0

Tableau 2.3

Résultats des analyses de sol (20-40 cm de profondeur) suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (intervalles 0-20 ans et 20-100 ans) et à l'extérieur des plaines inondables

Échantillons de sols (Prélèvement₁) Profondeur 20-40 cm	pH (CaCl ₂)	C.O. %	Azote (%)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Zone 0-20 ans (n=47)												
Moyenne	4,5	2,0	0,1	4,8	64,0	31,1	0,5	32,3	37,3	37,9	28,9	62,3
Médiane	4,5	1,7	0,1	3,8	19,8	16,5	0,5	11,0	15,5	40,5	10,0	21,0
Écart-type	0,7	1,2	0,0	2,8	10,1	10,6	0,0	11,1	52,4	13,4	15,3	10,7
Minimum	3,2	0,5	0,0	2,7	37,6	11,3	0,5	14,0	9,0	14,0	7,0	33,0
Maximum	5,8	3,8	0,2	12,2	82,2	59,6	0,8	53,0	190,0	56,0	120,0	90,0
Zone 20-100 ans (n=21)												
Moyenne	4,2	1,6	0,1	5,1	70,3	24,5	0,5	21,1	129,0	21,6	98,1	66,8
Médiane	4,1	1,2	0,0	4,4	26,1	19,3	0,5	24,5	24,5	25,5	22,5	61,0
Écart-type	0,5	1,0	0,0	1,6	10,2	11,4	0,0	10,2	19,2	10,9	18,1	47,8
Minimum	3,6	0,5	0,0	3,5	58,7	4,0	0,5	2,0	10,0	1,0	10,0	10,0
Maximum	5,4	3,1	0,2	8,1	87,7	37,1	0,6	32,0	540,0	31,0	460,0	150,0
Zone extérieure (n=23)												
Moyenne	4,0	1,4	0,0	6,5	67,7	25,8	0,5	26,4	16,2	37,0	20,8	41,4
Médiane	3,9	1,8	0,0	5,1	75,3	15,1	0,5	26,0	9,0	33,0	13,0	40,0
Écart-type	0,5	0,7	0,0	3,9	19,5	22,8	0,2	7,5	11,0	24,4	19,8	9,8
Minimum	3,4	0,2	0,0	2,0	32,8	1,2	0,5	18,0	9,0	17,0	8,0	28,0
Maximum	5,1	2,3	0,1	11,0	87,5	65,1	1,0	37,0	34,0	79,0	56,0	52,0

Tableau 2.4

Résumé des données recueillies sur la biomasse au sol (litière) sur
les rives de la rivière Massawippi (épaisseur en cm)

Variables	Zone de récurrence (0-20 ans)	Zone de récurrence (20-100 ans)	Zone extérieure
Moyenne	1,1	2,0	3,5
Maximum	5,0	6,0	8,5
Minimum	0,0	0,0	0,5

Tableau 2.5

Résultats du test de *Mann-Whitney* sur les différentes propriétés du sol à des profondeurs variables (0-20 cm, 20-40 cm et 800-100 cm)

Variables	pH	C.O	Azote	Argile	Limon	Sable
0-20 cm Vs 20-40 cm	p=0.324**	p=0.001**	p=4x10 ⁻⁰⁶ **	p=0.998*	p=0.960*	p=0.027**
0-20 cm Vs 80-100 cm	p=0.762*	p=6x10 ⁻⁰⁵ **	p=1.10 ⁻³ **	p=0.974*	p=0.970*	p=0.032**
20-40 cm Vs 80-100 cm	p=0.752*	p=0.004**	p=0.009**	p=0.526*	p=0.678*	p=0.276**

* H₀ Accepté

** H₀ Rejeté

Note : différence statistique significative ($p < 0,05$); différence statistique non significative ($p > 0,05$).

Tableau 2.6

Résultats du test de *Mann-Whitney* sur les éléments traces métalliques (ÉTM)
du sol à des profondeurs variables (0-20 cm, 20-40 cm et 800-100 cm)

Métaux	pH	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
0-20 cm Vs 20-40 cm	p=0.324**	p=0.0815*	p=0.996*	p=0.0742*	p=0.962*	p=0.527*	p=0.369**
0-20 cm Vs 80-100 cm	p=0.7629*	p=0.058*	p=0.485**	p=0.187**	p=0.791*	p=0.001**	p=0.070*
20-40 cm Vs 80-100 cm	p=0.752*	p=0.173**	p=0.042**	p=0.670*	p=0.431**	p=0.004**	p=0.092*

* H_0 Accepté

** H_0 Rejeté

Note : différence statistique significative ($p < 0,05$); différence statistique non significative ($p > 0,05$).

Tableau 2.7

Résultats du test de *Mann-Whitney* sur différentes propriétés du sol suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (0-20 ans 20-100 ans) et à l'extérieur des zones inondables

Types	pH	C.O	Azote	Argile	Limon	Sable
0-20 ans Vs 20-10 ans	p=0.004**	p=0.765*	p=0.310**	p=0.746*	p=0.777*	p=0.265**
0-20 ans Vs Extérieure	p=2.13e-05**	p=0.868*	p=0.354**	p=0.392**	p=0.462**	p=0.5*
20-100 ans Vs Extérieure	p=0.054*	p=0.697*	p=0.557*	p=0.321**	p=0.157**	p=0.815*

* H_0 Accepté

** H_0 Rejeté

Note : différence statistique significative ($p < 0,05$); différence statistique non significative ($p > 0,05$).

Tableau 2.8

Résultats du test de *Mann-Whitney* sur les éléments traces métalliques (ÉTM) du sol suivant les différentes zones de récurrence d'inondation (0-20 ans 20-100 ans) et à l'extérieur des zones inondables

Métaux	pH	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
0-20 ans Vs 20-100 ans	p=0.004**	p=0.946*	p=0.036**	p=0.903*	p=0.001**	p=0.518*	p=0.418**
0-20 cm Vs Extérieure	p=1.12e-05**	p=0.976*	p=0.115**	p=0.066*	p=0.195**	p=0.167**	p=0.003**
20-100 ans Vs Extérieure	p=0.054*	p=0.579*	p=0.705*	p=0.029**	p=0.942*	p=0.173**	p=0.145**

* H_0 Accepté

** H_0 Rejeté

Note : différence statistique significative ($p < 0,05$); différence statistique non significative ($p > 0,05$).

Tableau 2.9Résultats des analyses statistiques ANOVA et du test de *Student*

Métal	Test	0-20 ans vs 20-100 ans	20-100 ans vs Extérieure	0-20 ans vs Extérieure
Cadmium	ANOVA	Accepte H_0	Accepte H_0	Rejette H_0
	<i>Student</i>	Accepte H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
Chrome	ANOVA	Rejette H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
	<i>Student</i>	Rejette H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
Cuivre	ANOVA	Accepte H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
	<i>Student</i>	Accepte H_0	Rejette H_0	Accepte H_0
Nickel	ANOVA	Rejette H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
	<i>Student</i>	Accepte H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
Plomb	ANOVA	Accepte H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
	<i>Student</i>	Accepte H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
Zinc	ANOVA	Accepte H_0	Accepte H_0	Accepte H_0
	<i>Student</i>	Accepte H_0	Accepte H_0	Rejette H_0

Tableau 2.10

Résultat du test de corrélation (*Pearson*) pour la comparaison des différents métaux (ÉTM) des sols des berges de la rivière Massawippi

	pH	C.O.	Azote %	Argile %	Limon %	Sable %	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
pH	1											
C.O.	-0,078	1										
Azote %	0,086	0,805	1									
Argile %	-0,154	-0,484	-0,493	1								
Limon %	-0,085	-0,289	-0,236	0,671	1							
Sable %	0,099	0,331	0,285	-0,749	-0,994	1						
Cd	-0,010	0,204	0,208	-0,008	0,057	-0,050	1					
Cr	0,122	0,033	0,116	0,107	0,008	-0,022	0,086	1				
Cu	-0,253	0,015	0,067	-0,013	0,152	-0,134	0,249	0,056	1			
Ni	0,329	-0,048	0,044	0,080	-0,154	0,126	0,019	0,741	0,131	1		
Pb	-0,242	0,069	0,111	-0,044	0,120	-0,101	0,286	0,034	0,948	0,122	1	
Zn	-0,061	0,093	0,218	0,136	0,336	-0,321	0,471	0,260	0,756	0,080	0,753	1

Liste des figures

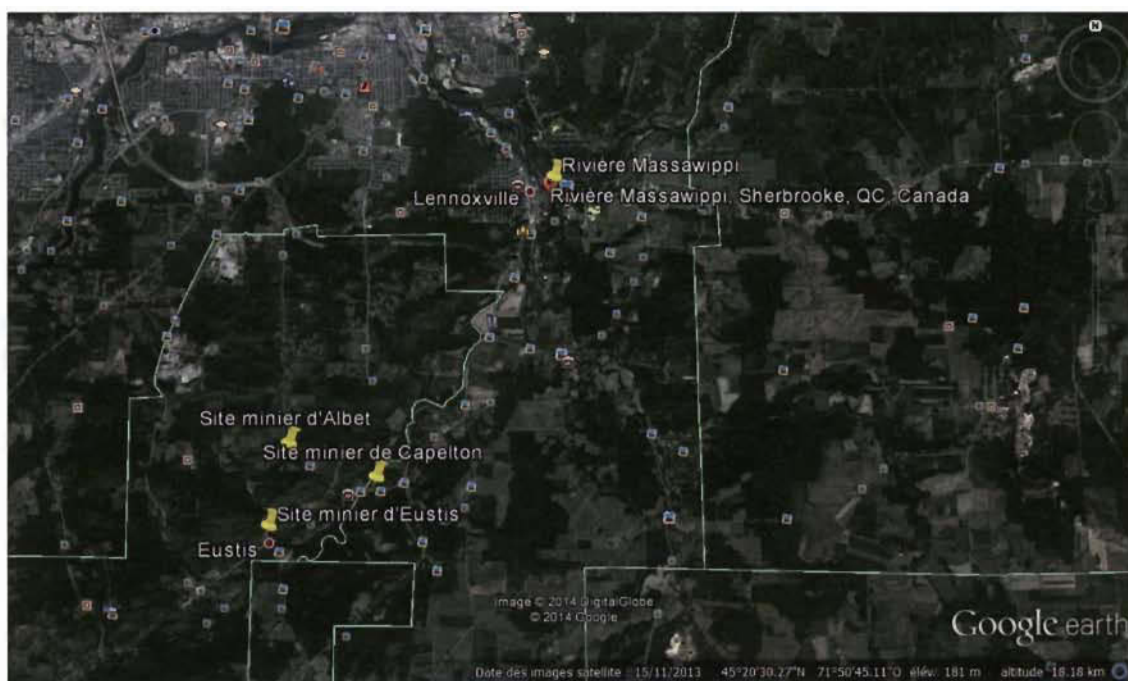


Figure 2.1 Carte représentant la rivière Massawippi et le complexe minier d'Albert-Capelon-Eustis.

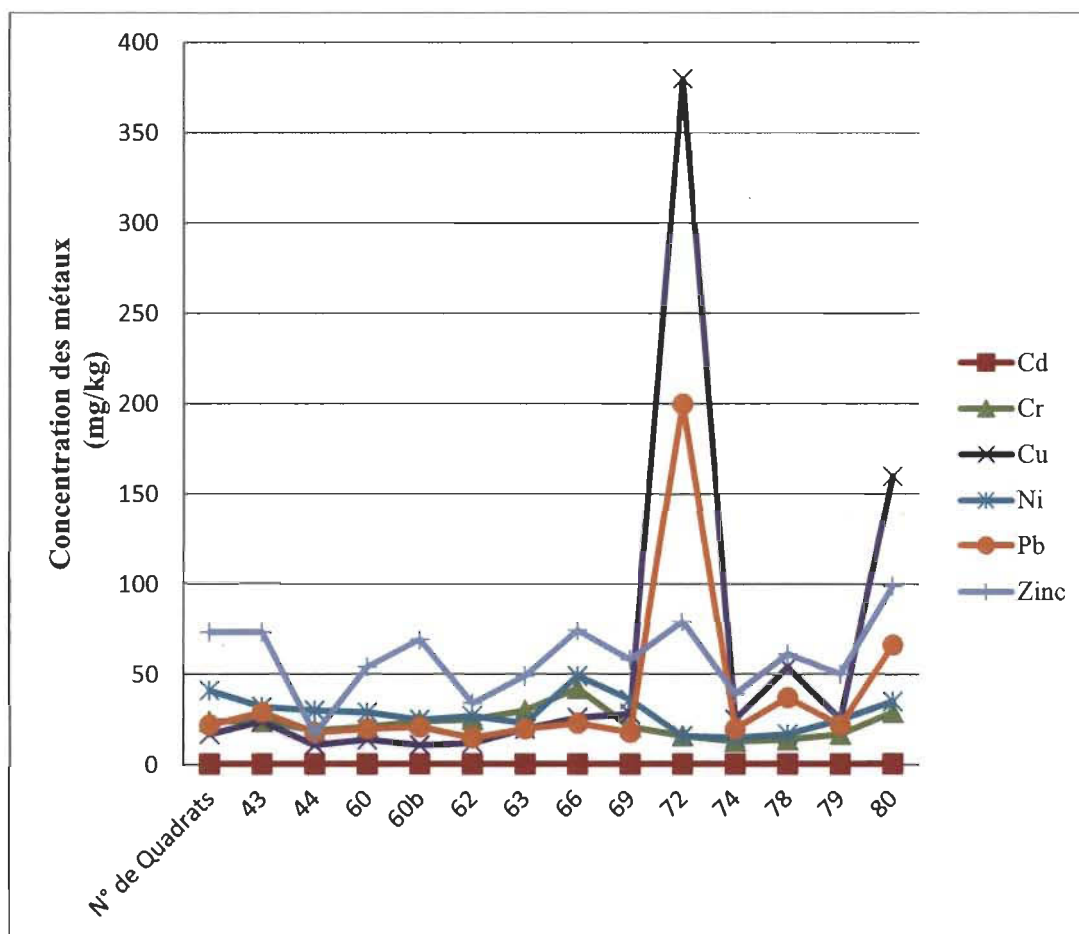


Figure 2.2 Concentration du cuivre et autres métaux dans la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans des horizons de surface (0-20 cm de profondeur).

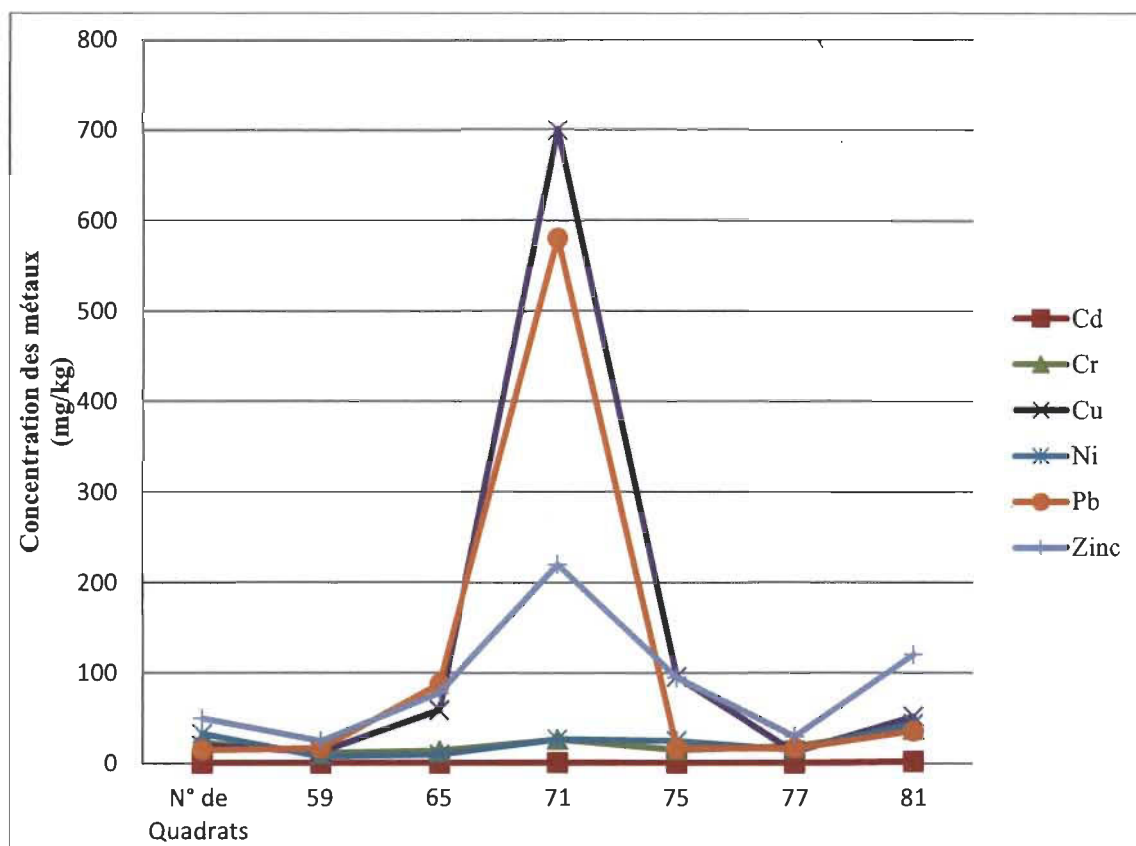


Figure 2.3 Concentration du cuivre avec les autres métaux dans la zone de récurrence d'inondation de 20-100 ans des horizons de surface (0-20 cm de profondeur).

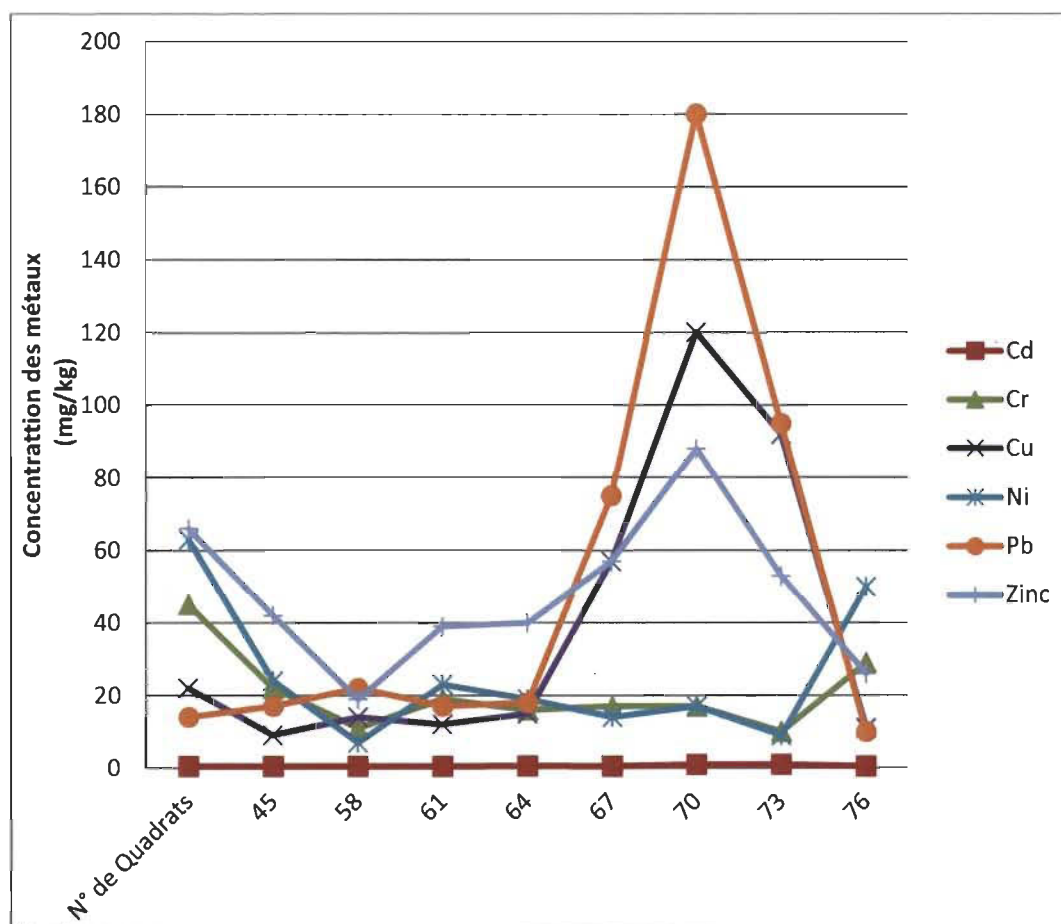


Figure 2.4 Concentration du cuivre avec les autres métaux dans la zone extérieure des horizons de surface (0-20 cm de profondeur).

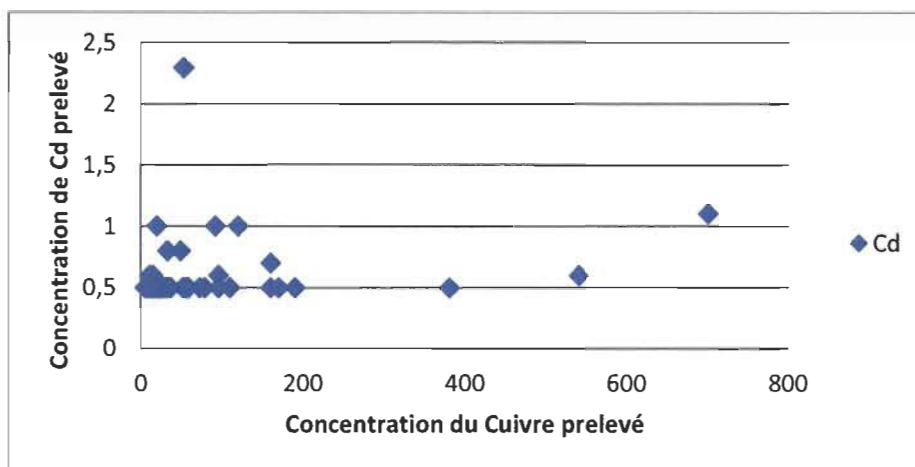


Figure 2.5a Concentration du cuivre vs cadmium prélevé.

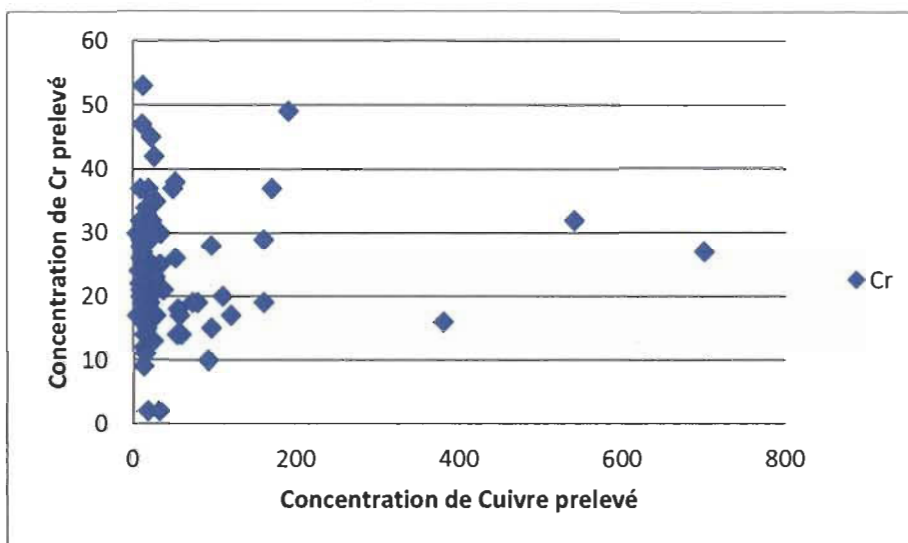


Figure 2.5b Concentration du cuivre vs chrome prélevé.

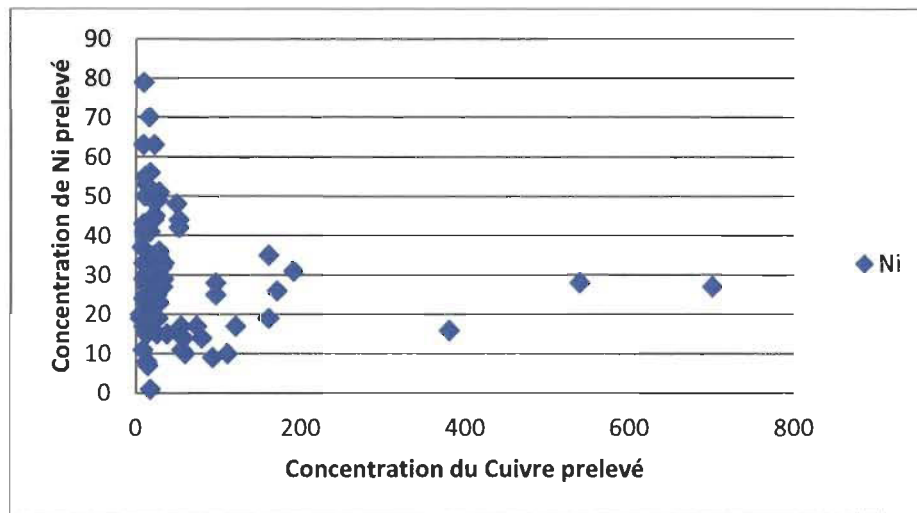


Figure 2.6a Concentration du cuivre vs nickel prélevé.

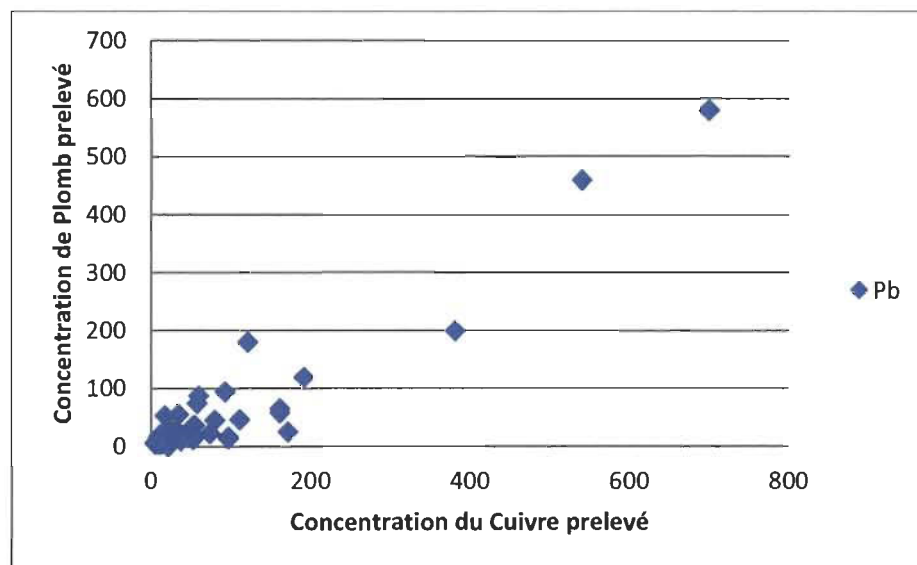
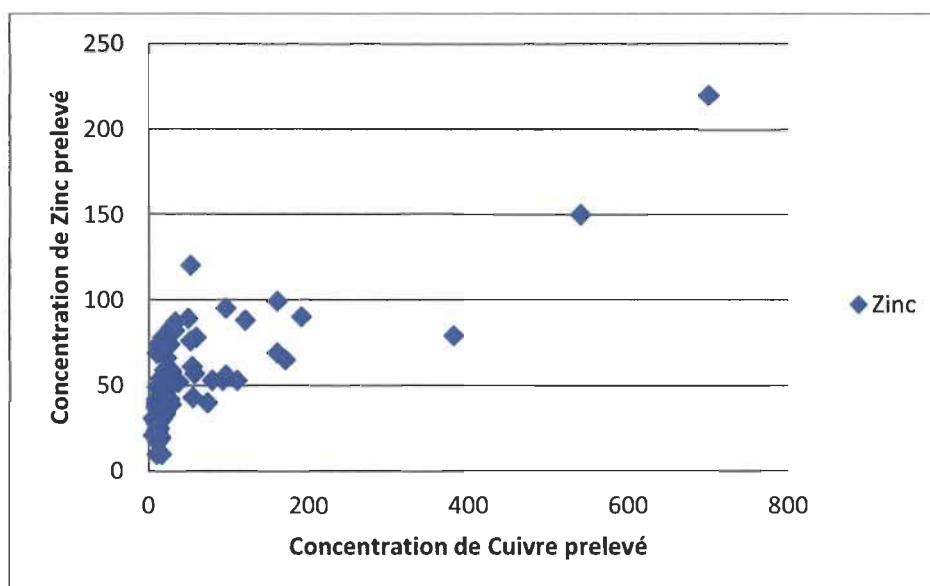


Figure 2.6b Concentration du cuivre vs plomb prélevé.



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arenas-Lago D., Lago-Vila M., Rodriguez-Seijo A., Andrade M. I., Vega F. A. 2014. Risk of metal mobility in soils from a Pb/Zn depleted mine (Lugo, Spain). Departement of plant and soil science, University of Vigo, As Lagoas, Marcosende, 36-310.
- Baize D. 2000. Guide des analyses en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation. 2e éd. Paris, INRA, 266 p.
- Baize D. et Tercé C. M. 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales. Paris, INRA, 202 p.
- Basta N. T. et Tabatabai M. A. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by Soils: I. Single-metal adsorption1. Soil Science, vol. 153, no 2, p. 108-114.
- Beaudin I. 2006. Mobilité du phosphore (Revue de la littérature). Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), 101 p. + annexes, <http://www.obvcapitale.org/wp-content/uploads/2012/07/Beaudin-2006-Revue-litterature-Mobilite-phosphore.pdf>
- Berryman D. 1996. Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960252, rapport n° EA-1, 44 p., 4 annexes.
- Berryman D., St-Onge J., Gendron A., Brochu C. 2003. L'impact d'anciens parcs à Résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec.
- Bliefert C. et Perraud R. 2009. Chimie de l'environnement : Air, eau, sols, déchets, 2. Bruxelles : De Boeck Université.
- Canada Soil Information System (CanSIS): Manual for describing soils in the field, 1982 revised. Land Resource Research Institute, Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa. LRRI Contribution no. 82-52, 166 pp.
- COGESAF. 2006. Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. Partie I, mars 2006. Comité de gestion du bassin de la rivière Saint-François. Publication en ligne. http://www.cogesaf.qc.ca/Analyse_web/Partie_1_analyse.pdf

- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1993. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés (v. I et II).
- Delmas-Gadras C. 2000. Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de doctorat, Adour, Université du Pau et des Pays de l'Adour, 192 p.
- Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B., Belem T. et Mbonimpa M. 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. Vol. 7, no 2.
<http://vertigo.revues.org/index2171.html>
- Duplessis P. 2010. Analyse des métaux lourds des cernes de croissance du frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus Pennsylvanica* Marsh) en plaines alluviales affectées par la contamination (Sud du Québec, Canada). Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières.
- Environnement Canada, Ministère de l'Environnement du Québec. 1982. Carte du risque d'inondation bassin de la Rivière St-François, province de Québec = Flood risk map River Saint-Francois Basin, province de Québec [Province]. Direction générale du domaine territorial Québec : Ministère de l'environnement du Québec; Ottawa, Environnement Canada.
- Étongué-Mayer R. et Roche Y. 2012. Dictionnaire des termes géographiques contemporains. 2^e édition, Guérin éditeur Montréal, 323 p.
- Evans L. J. 1989. Chemistry of metal retention by soil. *Environmental Science & Technology*, vol. 23, no. 9, pp. 1046-1056.
- Gervais-Beaulac V, Saint-Laurent D, Berthelot J-S, et Mesfiou M. 2013. Organic Carbon distribution in alluvial soils according to different flood risk zones. *Journal of soil sciences and environment management*, vol. 4, 8, pp. 169-177.
- Girard M.-C., Walter C., Rémy J.-C., Berthelin J. et Morel J.-L. 2005. Sols et environnement, Sciences Sup., Dunod, Paris.
- Girard M.-C., Schwartz C. et Jabiol B. 2011. Étude des sols. Description, cartographie, utilisation. Dunod éd., Paris.
- Giroux M., Deschênes L., et Chassé R. 2008. Les éléments traces métalliques, leur accumulation dans les sols du Québec. IRDA.

- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). 2014. <http://mitigation2014.org/report/final-draft/>
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). 2007. https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_fr.pdf
- Hähni M. 2009. Caractérisation de la contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi par des hydrocarbures pétroliers et métaux lourds (Sud du Québec, Canada) Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement, UQTR.
- INÉRIS. 2006. Éléments traces métalliques. <http://www.ineris.fr/centredoc/6624-DESP-R01a.pdf>
- Kabata-Pendias A. 2001. Trace elements in soils and plants. Third Edition. NY: CRC Press, 415 p.
- Lair G. J., Graf M., Zehetner F., et Gerzabek M. H. 2008. Distribution of cadmium among geochemical fractions in floodplain soils of progressing development. Institute of Soil Research, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Environmental Pollution, 156, 207-214.
- Laliberté D. et Leclerc P. 2000. Étude des causes de la contamination des poissons des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Campagne d'échantillonnage 1999, Québec. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, Envirodoq no ENV2000-0533, 39 p. et 8 annexes.
- Larrose A. 2011. Quantification et spatialisation de la contamination en éléments traces métalliques du système fluvio-estuarien girondin. Thèse de doctorat en géochimie et écotoxicologie, Université de Bordeaux 1.
- Lavoie L. 2005. Géopédologie, formation des plaines alluviales et récurrences des inondations – Bassin Centre-Sud du Québec (Canada). Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement, UQTR, 124 pages.
- Lavoie L., Saint-Laurent D., et St-Laurent J. 2006. Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. Can. J. Soil. Sci., 86: 813-826.
- Liu S, Wang C, Yang J, et Zhao Q. 2014. Assessing the heavy metal contamination of soils in the water-level fluctuation zone upstream and downstream of the Manwan Dam, Lancan river. J soils sediments, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2014.

- Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B. et Gałązka R. 2011. Effet des inondations sur la contamination des sols agricoles avec les métaux et les HAP : L'étude de cas Vistule Moyen Gap.
- Marcos L. 2001. Étude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles. Thèse de doctorat, Nantes, Mécanique thermique et génie civil, pp. 6-27.
- McKeague J. A. 1978. Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Société canadienne de la Science du sol (2e éd.), Ottawa, 267 p.
- MDDEFP. 2013. Bilan sur la gestion des terrains contaminés.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan/bilan2010.pdf>
- MDDEFP. 2012. Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-63649-6 (PDF), 97 p.
- MDDEP. 2004. Politique de protection des sols et de réhabilitation des Terrains Contaminés. Gouvernement du Québec.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/chapitres1-2-3.htm>
- Ministère des Forêts du Québec (MFQ). 1993. Carte des dépôts meubles (1 : 50 000). Service des inventaires forestiers Gouvernement du Québec.
- Motuzova G. V., Minkina T. M., Karpova E. A., Barsova N. U., et Mandzhieva S. S. 2014. Soil contamination with heavy metals as a potential and real risk to the environment, Moscow State University, Department of Soil Science, Moscow, Russia.
- Mouvet, C. et Bourg, A. C. M. 1983. Speciation (including adsorbed species) of copper, lead, nickel and zinc in the Meuse River. Water Res., vol. 17, no. 6, pp. 641-649.
- Municipalité régionale de Comté de Coaticook. 2007. Cartes à risques d'inondation de la MRC.
http://ville.coaticook.qc.ca/fileadmin/documents_siteweb/greffe/Proces_verbaux/Reglements/Urbanisme/ZONE_A_RISQUE_D_INONDATION.pdf
- Rena C. W., Xue B, Geng Y., Sunb L., Maa Z., Zhang Y., Mitchell B. et Zhanga L. 2014. Inventorying heavy metal pollution in redeveloped brownfield an policycontribution: Case study fromTiexi District, Laboratory of Pollution Ecologyan Environmental Engineering, Institute of Applied ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang110016, China.

- Rengel, Z. 2003. Handbook of soil acidity. New York: Marcel Dekker, Inc., 449-451 pp.
- Ross W. G. 1974. Three Eastern Townships mining villages since 1863: Albert Mines, Capelton, Eustis. Department of Geography, Bishop's University, Lennoxville, Québec.
- Saint-Laurent D., Baril F., Hähni M. et Paré M. 2013. Hydrocarbons, Pb- Concentrations, and Pb-Isotope Ratios in Contaminated Alluvial Soils (Southern Québec, Canada) *Soil and Sediment Contamination*, 23: 76-93.
- Saint-Laurent D., Gervais-Beaulac V., Baril F. et Chapados C. 2012. Concentration of lead and heavy metals in riverine soils affected by oil spills (Québec, Canada). *Proceedings of the International Conference of Environmental Pollution and Remediation (ICEPR)*. Montréal, Québec, Canada, 28-30 August, 2012, Paper No. 135.
- Saint-Laurent D., St-Laurent J., Duplessis P. et Lavoie L. 2010a. Isotopic record of lead contamination in alluvial soils and tree rings on recent flood plains (Québec, Canada). *Air, Water, Soil Pollution*, 209, 451-66.
- Saint-Laurent D., Lavoie L., Drouin A., St-Laurent J. et Ghaleb B. 2010b. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in southern Québec, global and planetary change, pp. 79-91.
- Saint-Laurent D., Mesfioui M., Evin G. 2009. Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*, 36 (1): 43-56. (Publication disponible aussi en version russe de la revue *Vodnye Resursy*, 36 (1): 46-60.
- Saint-Laurent D., Hähni M., et St-Laurent J. 2008. Spatial distribution and characterization of contaminated soils in riverbanks of Saint-François and Massawippi Rivers (Southern Québec, Canada). *Water Quality Research Journal of Canada*, 43 (3): 99-109.
- Saint-Laurent D. et Lavoie L. 2007. Récurrence des inondations et édification des plaines alluviales des bassins du centre-sud du Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, vol. 22, no 1, pp. 51-68.
- Serpaud B. Al-Shukryr R., Casteignaux M. et Matejka G. 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des Sciences de l'eau*, vol. 7, no 4, 343-365.

- Sirven J.-B. 2006. Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de doctorat, Bordeaux, Université de Bordeaux I, 252 p.
- St-Laurent J. 2006. Application de la dendrochronologie et de la dendrogéochimie et essai du plomb 210 pour la dation d'évènement de contaminants des berges de rivières Saint-François et Massawippi aux hydrocarbures (centre-sud du Québec) Mémoire de Maîtrise, Sciences de l'environnement, UQTR.
- Système canadien de classification des sols (SCCS). 2002. Direction générale de la recherche Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, 3e édition, publication 1646, Ottawa. pp. 196.
- Tang Q., Bao Y., He X., Zhou H., Cao Z., Gao P., Zhong R., Hu Y. et Zhang X. 2014. Sedimentation and associated trace metal enrichment in the riparian zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 479-480, pp. 258-266.
- Weber J., Drozd J. et Licznar, M. 1998. Characteristic of soils subjected to flood in July 1997 at the region of Lubsza community - Situation after 5 months. *International of Agrophysics*, 12, 249-257.
- Yatari A. et Nejmeddine A. 1998. Fractionnement et mobilité des métaux dans un sol recevant des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau*. P203-212. http://www.rse.inrs.ca/art/volume13/v13n3_203.pdf