

Université de Montréal

**Variations inter- et intra-spécifiques de la phytoextraction des
éléments traces As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn chez trois cultivars de
saule**

par

Simon Constantineau

Département de Géographie

Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de

Maître ès Science (M. Sc)

en géographie

Août 2014

© Simon Constantineau, 2014

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Variations inter- et intra-spécifiques de la phytoextraction des éléments traces As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn chez trois cultivars de saule

Présenté par :

Simon Constantineau

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Julie Talbot, présidente-rapporteur
François Courchesne, directeur de recherche
Paul Comtois, membre du jury

Résumé

La phytoextraction représente une solution environnementale prometteuse face au problème de contamination des sols en éléments traces (É.T). La présente étude s'intéresse aux différences intra et interspécifiques (*S. purpurea*, *S. dasyclados*, *S. miyabeana*) de trois cultivars de saule lorsqu'ils sont utilisés pour la phytoextraction de six É.T. (As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn). Les objectifs sont (i) décrire les variations intraspécifiques du cultivar FISH CREEK (*S. purpurea*) lorsqu'il est utilisé pour la phytoextraction sur deux sites d'étude; et (ii) décrire les variations intra et interspécifiques des cultivars FISH CREEK (*S. purpurea*), SV1 (*S. dasyclados*) et SX67 (*S. miyabeana*) lorsqu'ils sont utilisés pour la phytoextraction d'un site d'étude. Les indicateurs de variations intra et interspécifiques sélectionnés sont les suivants : la biomasse totale, les concentrations en É.T. extraits et les facteurs de translocation (\bar{x} pondérée des conc. É.T. dans les parties aériennes / conc. É.T. dans les racines). La contribution des propriétés du sol (degré de contamination, caractéristiques physicochimiques) à la phytoextraction a été évaluée. Les cultivars ont présenté des variations interspécifiques significatives. Cependant, les variations intraspécifiques sur un site d'étude étaient parfois plus importantes que celles mesurées entre les trois différents cultivars. L'amplitude des variations intraspécifiques que présentent le cultivar FISH CREEK sur deux sites d'étude est attribuée à l'influence du pH, de la minéralogie et au contenu en matière organique, lesquelles diffèrent entre les deux sites. Il a aussi été démontré que la phytoextraction des É.T. n'était pas systématiquement corrélée de façon positive avec le degré de contamination. Cela suggère que les concentrations en É.T. mesurées dans le sol ne peuvent pas expliquer à elles seules la variation des concentrations mesurées dans les tissus. L'implication des mécanismes de rétention dans le sol semblent être davantage responsable des variations observées. La compartimentation des É.T. suggère que le saule est efficace pour l'extraction du Cd et du Zn et qu'il est efficace pour la phytostabilisation de l'As, du Cu, du Ni, et du Pb. En ce qui concerne les quantités extraites, le cultivar FISH CREEK semble le plus performant dans la présente étude.

Mots-clés : Phytoremédiation, saule, éléments traces, sols contaminés

Abstract

Phytoextraction is a promising solution to the environmental problem of soil contamination by trace elements (TE). This study focuses on intra and interspecific differences (*S. purpurea*, *S. dasyclados*, *S. miyabeana*) of three willow cultivars used for phytoextraction of six TE (As, Cd, Cu, Ni, Pb and Zn). The objectives are (i) describe the interspecific variations of FISH CREEK cultivar (*S. purpurea*) used for phytoextraction on two study sites; and (ii) describe intra and interspecific variations of FISH CREEK (*S. purpurea*) SV1 (*S. dasyclados*) and SX67 (*S. miyabeana*) cultivars used for phytoextraction of a study site. The selected indicators of intra and interspecific variations are : total biomass, TE concentrations extracted and translocation factors (\bar{x} weighted TE conc. in aerial parts / conc. TE in the roots). The contribution of soil properties (contamination level, physicochemical characteristics) to phytoextraction was evaluated. The cultivars showed significant interspecific variations. However, intraspecific variations were sometimes more important than variations measured between the three different cultivars grown on one study site. The magnitude of intraspecific variations of FISH CREEK cultivar grown on two study sites is attributed to the influence of pH, mineralogy and organic matter content, which differ between the two sites. It was also shown that the phytoextraction of TE was not consistently correlated positively with the contamination level. This suggests that the TE concentrations measured in soil can not by themselves explain the variation in the measured tissue concentrations. The involvement of retention mechanisms in soil appear to be more responsible for the observed variation. ET compartmentalization suggests that the willow is effective for Cd and Zn extraction and is effective for As, Cu, Ni, and Pb phytostabilisation. Regarding the amount extracted, cultivar FISH CREEK seems the most effective cultivar in this study.

Keywords : Phytoremediation, willow, trace elements, contaminated sites.

Table des matières

| | |
|--|----|
| CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE..... | 1 |
| 1.1 Les éléments traces dans l'environnement..... | 1 |
| 1.1.1 Définition | 1 |
| 1.1.2 Sources | 1 |
| 1.1.2.1 Sources naturelles | 1 |
| 1.1.2.2 Sources anthropiques..... | 2 |
| 1.2 La réhabilitation des sols | 3 |
| 1.2.1 La régulation des sols contaminés : normes du MDDEP..... | 3 |
| 1.2.2 Techniques conventionnelles..... | 5 |
| 1.2.3 Phytotechnologies..... | 5 |
| 1.3 Plantes et phytotechnologies | 8 |
| 1.3.1 Plantes hyperaccumulatrices | 8 |
| 1.3.2 Le genre salix | 9 |
| 1.4 Mobilité des éléments traces dans le sol..... | 11 |
| 1.4.1 Constituants du sol..... | 12 |
| 1.4.1.1 Minéralogie..... | 12 |
| 1.4.1.3 Matière organique | 14 |
| 1.4.1.4 Microorganismes..... | 15 |
| 1.4.2 Propriétés du sol | 16 |
| 1.4.2.1 pH..... | 16 |
| 1.4.2.2 Capacité d'échange | 16 |
| 1.4.3 Concepts de biodisponibilité et de spéciation | 17 |
| 1.5 Physiologie de la phytoextraction | 19 |
| 1.5.1 Caractérisation de la zone racinaire | 19 |
| 1.5.1.1 La rhizosphère..... | 19 |
| 1.5.1.1 Associations symbiotiques | 20 |
| 1.5.2 Absorption et membranes..... | 21 |
| 1.5.3 Transport transmembranaire..... | 22 |
| 1.5.3.1 Transport passif..... | 22 |

| | | |
|---------------------------------------|--|----|
| 1.5.3.2 | Transport actif primaire | 22 |
| 1.5.3.3 | Transport actif secondaire | 22 |
| 1.5.4 | Absorption des éléments traces | 23 |
| 1.5.5 | Translocation, stockage et détoxification | 24 |
| 1.5.5.1 | Chargement du xylème | 24 |
| 1.5.5.2 | Détoxification et tolérance | 24 |
| CHAPITRE 2. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE | | 25 |
| 2.1 | Cadre de la recherche | 25 |
| 2.2 | Objectifs | 26 |
| 2.3 | Sites d'étude | 27 |
| 2.3.1 | Basses-terres du Saint-Laurent (BSTL) | 27 |
| 2.3.2 | Bouclier canadien (BCL) | 27 |
| 2.4 | Dispositifs expérimentaux | 27 |
| 2.5 | Division des sites en deux sous-ensembles | 28 |
| 2.6 | Échantillonnage (sol et tissus) | 29 |
| 2.7 | Analyses de laboratoire | 31 |
| 2.7.1 | Préparation des échantillons et mesure de la biomasse | 31 |
| 2.7.2 | Analyses des tissus | 31 |
| 2.7.2.1 | Contenu en éléments traces | 31 |
| 2.7.3 | Analyses des sols | 31 |
| 2.7.3.1 | Mesure du pH dans l'eau et conductivité électrique | 31 |
| 2.7.3.2 | Extraction des cations échangeables au BaCl ₂ | 32 |
| 2.7.3.3 | Mesure du contenu en carbone organique et inorganique | 32 |
| 2.7.3.4 | Mesure de l'azote total et du phosphore disponible | 32 |
| 2.7.3.5 | Extraction de Fe et Al | 33 |
| 2.7.3.6 | Contenu en éléments traces | 33 |
| 2.7.3.7 | Minéralogie | 33 |
| 2.8 | Calcul du facteur de translocation | 35 |
| 2.9 | Quantité en éléments traces extraits totaux | 35 |
| 2.10 | Analyses statistiques | 36 |
| 2.10.1 | Prétraitement des données | 36 |

| | |
|---|----|
| 2.10.2 Analyse discriminante linéaire (LDA) | 38 |
| 2.10.3 Analyse en composantes principales (PCA) | 39 |
| 2.10.4 Analyses générales..... | 40 |
| CHAPITRE 3. RÉSULTATS | 41 |
| 3.1 Caractéristiques des sols à l'étude | 41 |
| 3.1.1 Basses-terres du Saint-Laurent (BTSL)..... | 41 |
| 3.1.2 Bouclier canadien (BCL) | 49 |
| 3.1.3 Corrélations entre les propriétés des sols..... | 57 |
| 3.1.3.1 Site du BTSL | 57 |
| 3.1.3.2 Site du BCL | 59 |
| 3.1.4 Comparaison des propriétés des sols entre les deux sites | 61 |
| 3.2 Objectif 1..... | 63 |
| 3.2.1 Concentrations en éléments traces mesurées dans les parties de plantes..... | 63 |
| 3.2.2 Biomasse et quantités totales d'éléments traces extraits | 69 |
| 3.2.3 Discrimination des parties de plantes du cultivar FISH CREEK..... | 72 |
| 3.2.4 Facteur de translocation du cultivar FISH CREEK au deux sites d'étude..... | 75 |
| 3.3 Objectif 2..... | 76 |
| 3.3.1 Concentrations en éléments traces mesurées dans les parties de plantes..... | 76 |
| 3.3.2 Biomasse et quantités totales d'éléments traces extraits | 81 |
| 3.3.3 Discrimination entre les différentes parties de plantes | 83 |
| 3.3.4 Facteur de translocation des cultivars FISH CREEK, SV1 et SX67 au site du BCL | 84 |
| 3.5 Sommaire des résultats | 86 |
| CHAPITRE 4: DISCUSSION | 88 |
| 4.1 Compartimentation des éléments traces | 88 |
| 4.1.1 Racines..... | 88 |
| 4.1.2 Parties aériennes | 90 |
| 4.2 Phytorecyclage | 91 |
| 4.3 Variabilité intra- et inter-spécifique à un site..... | 92 |
| 4.4 Effet du degré de contamination du sol sur la phytoextraction des éléments traces et la production de biomasse | 94 |

| | |
|---|-----|
| 4.4.1 Concentrations mesurées dans les tissus | 94 |
| 4.4.2 Facteurs de translocation..... | 95 |
| 4.4.3 Biomasse produite..... | 96 |
| 4.5 Rétention, biodisponibilité et sources des éléments traces dans le sol..... | 97 |
| 4.5.1 pH..... | 98 |
| 4.5.2 Granulométrie..... | 99 |
| 4.5.3 Minéralogie | 100 |
| A) Phyllosilicates | 100 |
| B) Oxydes de Fe et d'Al | 101 |
| 4.5.5 Carbone organique et matière organique | 102 |
| 4.5.6 Fertilisation des sols..... | 103 |
| CHAPITRE 5: CONCLUSION | 105 |
| BIBLIOGRAPHIE | 110 |
| ANNEXE..... | i |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1.1. Grille des critères génériques (Ministère du Développement Durable, Environnement Faune et Parcs du Québec, 1999) | 4 |
| Tableau 1.2. Grille des critères génériques pour les sols en mg kg ⁻¹ de matière sèche. (Ministère du Développement Durable, Environnement Faune et Parcs du Québec, 1999) | 4 |
| Tableau 1.3. Comparaison des prix relatifs aux interventions de réhabilitation des sols contaminés avec des polluants inorganiques (Glass, 1999)..... | 7 |
| Tableau 1.4. Plantes hyperaccumulatrices et éléments accumulés en forte concentration (adapté de Pavel <i>et al</i> , 2013) | 9 |
| Tableau 2.5 Unités pour chacune des variables utilisées dans l'objectif 1 et 2..... | 37 |
| Tableau 3.6 Résultats des tests d'ANOVA par permutations (nperm=999) sur les variables chimiques et les concentrations en éléments traces mesurées entre les blocs au site BTSL, temps 0..... | 44 |
| Tableau 3.7 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) sur les variables chimiques et des concentrations en éléments traces mesurées entre les sections 1 (C-1, C-3, C-5, C-7) et 2 (C+1, C+2, C+3) du site BTSL, temps 0..... | 44 |
| Tableau 3.8 Capacité d'échange cationique (CEC) et cations échangeables des sept échantillons composites de sols au site BTSL, temps 0..... | 45 |
| Tableau 3.9 Granulométrie, densité et texture des sept échantillons composites de sols au site BTSL, temps 0..... | 46 |
| Tableau 3.10 Contenu en carbone organique et en oxydes de fer et d'aluminium en fonction des différents extractants des sept échantillons composites de sols au site BTSL, temps 0.... | 47 |
| Tableau 3.11 Minéralogie (I_x/I_{QZ}) ¹ des argiles (< 2µm) d'un échantillon de sol composite prélevé dans les 15 premiers centimètres (horizon Ap) du bloc 1 de la section contaminée et d'un profil de sol de 50 cm situé dans la section non contaminée. | 48 |
| Tableau 3.12 Minéralogie (I_x/I_{QZ}) ¹ des limons (2 à 20 µm) d'un échantillon de sol composite prélevé dans les 15 premiers centimètres (horizon Ap) du bloc 1 de la section contaminée et d'un profil de sol de 50 cm situé dans la section non contaminée. | 48 |

| | |
|--|----|
| Tableau 3.13. Statistiques descriptives des concentrations en éléments traces (mg/kg) au site BCL, temps 0, pour les huit blocs. (La représentation graphique se trouve en annexe) ... | 51 |
| Tableau 3.14 Résultats des tests d'ANOVA par permutations sur les variables chimiques et les concentrations en éléments traces mesurées dans les huit blocs du site BCL, temps 0. ... | 52 |
| Tableau 3.15. Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) sur les variables chimiques et les concentrations en éléments traces mesurées entre les deux sous-ensembles de blocs définis ¹ au site du BCL, temps 0..... | 52 |
| Tableau 3.16 Capacité d'échange cationique (CEC) et cations échangeables des huit échantillons composites de sols au site BCL, temps 0. | 54 |
| Tableau 3.17 Granulométrie, densité et texture des huit échantillons composites de sols au site BCL, temps 0. | 55 |
| Tableau 3.18 Contenu en carbone organique et oxydes de fer et d'aluminium pour différents extractants des huit échantillons composites de sols au site BCL, temps 0..... | 55 |
| Tableau 3.19 Minéralogie (Ix/IQZ) ¹ des argiles (< 2µm) de quatre échantillons composites prélevés dans les blocs 4, 5, 7 et 8 au site BCL, temps 0. | 56 |
| Tableau 3.20 Minéralogie (Ix/IQZ) des limons (2 à 20 µm) de quatre échantillons composites prélevés dans les blocs 4, 5, 7 et 8 au site BCL, temps 0. | 56 |
| Tableau 3.21 Résultats du test de comparaison des moyennes (Wilcoxon) entre les deux sites pour les variables édaphiques mesurées. | 62 |
| Tableau 3.22 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) effectués sur les données de concentrations des racines..... | 67 |
| Tableau 3.23 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) effectuées sur les données de concentrations des tiges..... | 67 |
| Tableau 3.24 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) effectuées sur les données de concentrations des feuilles..... | 68 |
| Tableau 3.25 Quantité moyenne d'éléments traces extraites à l'hectare (et écart-types) pour chacun des trois compartiments du cultivar FISH CREEK après une année de croissance au sites BTSL et BCL. | 70 |
| Tableau 3.26. Comparaison des moyennes (Wilcoxon) pour la biomasse et les quantités d'éléments traces mesurés dans les racines | 71 |

| | |
|---|----|
| Tableau 3.27. Comparaison des moyennes (Wilcoxon) pour la biomasse et les quantités d'éléments traces mesurés dans les tiges | 71 |
| Tableau 3.28. Comparaison des moyennes (Wilcoxon) pour la biomasse et les quantités d'éléments traces mesurés dans les feuilles | 71 |
| Tableau 5.29 Probabilités des tests d'ANOVA par permutations (nperm=999) effectués sur les concentrations en éléments traces et la quantité de biomasse mesurées pour les différentes parties de plante des trois cultivars au site du BCL après une année de croissance. | 80 |
| Tableau 3.30 Quantité moyenne d'éléments traces extraites à l'hectare (et écart-types) pour chacun des trois compartiments des trois cultivars après une année de croissance au site du BCL. | 82 |
| Tableau 3.31. Résultats des tests d'ANOVA par permutations (nperm=999) sur les facteurs de translocation | 85 |

Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1.1. Mécanismes physiologiques de la phytoremédiation. | 6 |
| Figure 2.2 Plan d'échantillonnage type pour les deux sites d'étude. | 29 |
| Figure 2.3. Échantillonnage du sol à la tarière, des racines et des parties aériennes (tiges et feuilles) | 30 |
| Figure 3.4. Propriétés chimiques des sols au temps 0, site BTSL | 42 |
| Figure 3.5 Concentrations en éléments traces totaux mesurées au temps 0, site BTSL | 43 |
| Figure 3.6 Propriétés chimiques des sols au site BCL, temps 0 | 50 |
| Figure 3.7 Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des variables édaphiques et des concentrations en éléments traces mesurées au site des BTSL..... | 57 |
| Figure 3.8. Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des oxydes et des concentrations en éléments traces mesurées au site des BTSL..... | 58 |
| Figure 3.9. Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des variables édaphiques et des concentrations en éléments traces mesurées au site du BCL..... | 59 |
| Figure 3.10. Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des oxydes et des concentrations en éléments traces mesurées au site du BCL | 60 |
| Figure 3.11. Concentrations en As mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination. | 64 |
| Figure 3.12. Concentrations en Cd mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination. | 64 |
| Figure 3.13. Concentrations en Cu mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination. | 65 |
| Figure 3.14. Concentrations en Ni mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination. | 65 |
| Figure 3.15. Concentrations en Pb mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination. | 66 |
| Figure 3.16. Concentrations en Zn mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination.. | 66 |

| | |
|--|----|
| Figure 3.17 Quantités de biomasse mesurées pour chacune des parties de plantes du cultivar FISH CREEK sur les deux sites. | 69 |
| Figure 3.18 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les compartiments végétaux du cultivar FISH CREEK au site des BTSL après une année de croissance. | 72 |
| Figure 3.19 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les parties de plante du cultivar FISH CREEK au site du BCL après une année de croissance. | 73 |
| Figure 3.20 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les parties de plante (racine, tige, feuille) du cultivar FISH CREEK, sur deux sites. | 74 |
| Figure 3.21. Facteurs de translocation (ratio des concentrations mesurées dans les parties aériennes sur les concentrations mesurées dans les racines) calculés pour le cultivar FISH CREEK sur deux sites d'études en fonction du degré de contamination. | 75 |
| Figure 3.22. Concentrations en As mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination. | 77 |
| Figure 3.23. Concentrations en Cd mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination. | 77 |
| Figure 3.24. Concentrations en Cu mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination. | 78 |
| Figure 3.25. Concentrations en Ni mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination. | 78 |
| Figure 3.26. Concentrations en Pb mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination. | 79 |
| Figure 3.27. Concentrations en Zn mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination. | 79 |
| Figure 3.28 Biomasse totale pour chaque cultivar après une année de croissance au site du BCL en fonction du niveau de contamination. | 81 |
| Figure 3.29 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les parties de plante (racine, tige, feuille) des trois cultivars, au site du BCL. | 83 |
| Figure 3.30. Facteur de translocation (F.T.) pour chacun des cultivars et pour chaque élément trace en fonction du niveau de contamination au site du BCL. | 84 |

*« Peu de choses sont impossibles à qui est
assidu et compétent. »*

Samuel Johnson

Liste des symboles et abbréviations

| | |
|---|--|
| α | niveau de signification |
| Al | aluminium |
| As | arsenic |
| ANOVA | analyse de variance |
| ATP | adénosine triphosphate |
| BaCl ₂ | chlorure de barium |
| BCL | site du Bouclier canadien |
| BTSL | site des Basses-terres du Saint-Laurent |
| Ca | calcium |
| Cd | cadmium |
| CEC | capacité d'échange cationique |
| Co | cobalt |
| COD | carbone organique dissous |
| Cu | cuivre |
| ddl | degré de liberté |
| EG | éthylène glycol |
| E.T. | Éléments traces |
| Fe | fer |
| FeSO ₄ | sulfate de fer ferreux |
| HMA | <i>heavy metal associated</i> |
| H ₂ O | eau |
| HNO ₃ | acide nitrique |
| ICP-MS | <i>inductively coupled plasma – mass spectrometry</i> |
| K | potassium |
| K ₂ Cr ₂ O ₇ | dichromate de potassium |
| LDA | <i>linear discriminant analysis</i> (analyse discriminante linéaire) |
| Max | maximum |
| Mg | magnésium |

| | |
|-------|--|
| Min | minimum |
| Mn | manganèse |
| n | nombre d'observations |
| N | azote |
| Na | sodium |
| Ni | nickel |
| O | oxygène |
| p | probabilité |
| P | phosphore |
| Pb | plomb |
| PCA | <i>principal component analysis</i> (analyse en composante principale) |
| r | coefficient de corrélation |
| r^2 | coefficient de détermination |
| Si | silicium |
| Ti | titanium |
| UP | Eau ultra pure |
| Zn | zinc |

Remerciements

Ce travail n'aurait été possible sans l'aide de mon directeur, François Courhesne. Je te remercie pour m'avoir donné une place au sein de ton équipe de recherche, pour ton support, tes conseils et ta confiance. Je tiens à faire une mention spéciale à Marie-Claude Turmel pour son encadrement exemplaire et sa patience vertueuse envers les étudiants. Travailler avec toi a été une expérience enrichissante, tant sur le terrain qu'en laboratoire. Merci à Benoit Cloutier-Hurteau pour son encouragement, son enthousiasme et pour être une source d'informations inépuisable. Je ne crois pas que ma maîtrise aurait été complétée aujourd'hui sans ton aide précieuse. Merci à Gilbert Tremblay, Nikolas Wagner, Catherine Mercier, Julie et Joanie Labonté, Richard Labrie et tous les gens qui ont participé à la collecte de données et aux tâches de laboratoire. Merci à mes parents, Lise et René, qui m'ont supporté au cours de ce projet. Merci à mon frère Stéphane. Merci à mes amis de croire en moi, mais surtout de me changer les idées. Merci à Mona. Merci à ma copine, Cynthia Hébert, d'avoir été patiente et compréhensive pendant ces deux dernières années.

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Les éléments traces dans l'environnement

1.1.1 Définition

Les éléments majeurs (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti et P) représentent à eux seuls 99% de la composition de la croûte terrestre. Alloway (1995) définit les éléments traces comme tout autre élément du tableau périodique présent naturellement dans l'environnement, étant donné leur faible concentration. Par ailleurs, Sposito (1989) considère que la concentration seuil d'un élément trace est mesurée en deçà de 100 mg kg^{-1} (0,01%). Compte tenu de leurs potentielles implications écotoxicologiques, une connotation péjorative est parfois associée au terme. Or, certains de ces éléments traces constituent les micronutriments essentiels à plusieurs organismes vivants (végétaux, animaux, microorganismes), parmi lesquels on retrouve le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et le zinc (Zn). Par exemple, le cuivre est utilisé dans les réactions de photosynthèse et lors de la respiration (Yruela, 2009; Hopkins, 2003). Une trop forte concentration de Cu peut cependant le rendre toxique, notamment en inhibant la croissance racinaire (Marschner, 2012) et en altérant la structure de certaines protéines (Yruela, 2009). Les éléments traces comme l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le mercure (Hg) n'occupent aucune fonction physiologique chez les organismes vivants et sont considérés comme des éléments non essentiels toxiques.

1.1.2 Sources

1.1.2.1 Sources naturelles

On peut identifier certains éléments traces dans les minéraux primaires que l'on retrouve dans la composition des roches ignées. Ces dernières sont les roches formées à la suite du refroidissement et de la cristallisation subséquente du magma. Lors de cette cristallisation, les éléments traces intègrent l'assemblage minéralogique des roches en formation par substitution isomorphique, c'est-à-dire qu'un élément majeur est remplacé par un élément trace ayant des caractéristiques physiques similaires à celui-ci (rayon ionique, charge ionique et

électronégativité) (Alloway, 1995). Une fois que ce processus de substitution est accompli, les éléments traces intègrent le cycle géologique des roches (i.e. érosion, dépôt, diagenèse, métamorphisme, etc.). On les retrouve donc dans les roches formant le matériel parental, qu'elles soient ignées, sédimentaires ou métamorphiques. Ainsi, l'altération de ce matériel parental représente le principal mécanisme naturel qui permet la libération d'éléments traces dans l'environnement (Kabata-Pendias, 2011). D'autres mécanismes, notamment le volcanisme, constituent des sources naturelles potentielles.

Bien que cet apport naturel en éléments traces soit généralement faible, on observe une hétérogénéité spatiale importante parmi les concentrations mesurées dans les sols de différentes régions. Certains environnements, où l'on retrouve des sols métallifères riches en minéraux ferromagnésiens (e.g. olivine, pyroxène, amphibole), constituent une source lithogénique naturelle plus importante. Ce sont les divers processus biogéochimiques et pédogénétiques qui s'opèrent dans les sols qui engendrent la libération des éléments traces (Sposito, 1989). Par conséquent, les concentrations en éléments traces associées aux teneurs de fond (i.e. concentration à l'état naturel) peuvent atteindre des concentrations élevées (Pollard *et al.*, 2002; Robinson *et al.*, 1997; Baker & Brooks, 1989; Brooks *et al.*, 1974). Par exemple, l'altération d'un matériel parental riche en minéraux porteurs d'As (e.g. arsenopyrite), lequel est souvent associé à des minéraux sulfurés, peut contribuer à l'enrichissement d'un milieu en éléments traces (Wang et Mulligan, 2006; Smedley et Kinniburgh, 2002). Au Canada, ce type de minéraux sulfurés est très répandu au nord-ouest de l'Alberta et en Colombie-Britannique, et des conditions anaérobiques peuvent favoriser la libération de l'As (Bennett et Dudas, 2003). Les concentrations d'As mesurées dans la solution de sol de ces milieux suite à un évènement de pluie peuvent excéder $25\mu\text{g L}^{-1}$ (concentration seuil d'As selon le Conseil canadien des ministres de l'Environnement, CCME).

1.1.2.2 Sources anthropiques

Certains écosystèmes atteignent des niveaux de concentrations allant au-delà des teneurs de fond naturelles. Cette anomalie est due aux divers types d'activité anthropique, lesquels sont variables dans le temps en fonction du contexte social et économique. L'accroissement de la

population et l'intensification des activités industrielles ont contribué considérablement à l'augmentation de la concentration des éléments traces dans l'environnement. Les rejets industriels non réglementés représentent un apport important en éléments traces dans les milieux, qu'il soit atmosphérique, aquatique ou terrestre. L'enrichissement en composés xénobiotiques est, entre autres, favorisé par divers processus de transformation dont la production non ferreuse des métaux (As, Cd, Cu, Zn), la combustion de charbon (Ni, Pb), les pratiques agricoles (As, Cd, Pb) et le transport routier (Pb, Mn) (Kabata-Pendias, 2011; Grant, 2008).

1.2 La réhabilitation des sols

1.2.1 La régulation des sols contaminés : normes du MDDEP

Selon Kabata-Pendias (2011), les notions de sol contaminé et de sol pollué possèdent chacune une définition qui lui est propre. Un sol est considéré contaminé lorsque la composition chimique diffère de son état naturel, sans avoir d'effets sur les organismes de la biosphère. Or, un sol pollué fait référence à un milieu possédant une chimie qui, due aux activités humaines, excède les teneurs de fond naturelles impliquant ainsi des effets néfastes sur les organismes associés (Kabata-Pendias, 2001). Le terme de sol contaminé sera utilisé dans le présent travail, car aucune conclusion faisant preuve des effets néfastes sur les organismes n'a été apportée jusqu'à présent en ce qui concerne les sites d'étude.

Pour baliser le problème de la contamination des sols, le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDFEP) a établi une liste de critères génériques afin de quantifier la notion de sol contaminé et ainsi légiférer à ce sujet (MDDFEP, 1999). La grille de critères comporte trois niveaux, lesquels établissent un seuil de concentration pour chacun des éléments selon le contexte d'utilisation du sol (tableau 1.1). Les teneurs de fond représentent les concentrations à l'état naturel et tiennent compte de la province géologique dans laquelle se trouve le sol soumis à l'analyse. Cette précision permet de considérer l'hétérogénéité spatiale de la composition minéralogique du matériel parental sur lequel se développe le sol analysé. Les critères génériques correspondent aux concentrations établies en fonction de la proportion des éléments extractibles à l'acide nitrique (HNO_3). Cet extractant, particulièrement

agressif, représente une estimation de la fraction totale des éléments dans le sol (tableau 1.2). Le tableau 1.2 présente une sélection de six éléments traces, lesquels répondent aux intérêts de ce travail.

Tableau 1.1. Grille des critères génériques (Ministère du Développement Durable, Environnement Faune et Parcs du Québec, 1999)

| | |
|-----------------|--|
| Niveau A | Teneurs de fond pour les paramètres inorganiques et limite de quantification pour les paramètres organiques. |
| Niveau B | Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle. Sont également inclus les terrains à vocation commerciale situés dans un secteur résidentiel. |
| Niveau C | Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel. |

Tableau 1.2. Grille des critères génériques pour les sols en mg kg⁻¹ de matière sèche. (Ministère du Développement Durable, Environnement Faune et Parcs du Québec, 1999)

| Métaux et métalloïdes | A* | B | C | A** |
|-----------------------|-----|-----|-------|-----|
| Arsenic (As) | 6 | 30 | 50 | 10 |
| Cadmium (Cd) | 1,5 | 5 | 20 | 0,9 |
| Cuivre (Cu) | 40 | 100 | 500 | 50 |
| Nickel (Ni) | 50 | 100 | 500 | 30 |
| Plomb (Pb) | 50 | 500 | 1 000 | 50 |
| Zinc (Zn) | 110 | 500 | 1 500 | 100 |

* Teneurs de fond pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent

** Teneurs de fond pour la province géologique de Grenville

1.2.2 Techniques conventionnelles

À ce jour, les techniques pour réhabiliter les sols contaminés par des composés organiques sont bien développées. Les propriétés physicochimiques de la plupart des contaminants organiques rendent leur gestion plus simple, notamment en ce qui a trait à la biodégradation. Cependant, une concentration trop élevée en éléments traces peut représenter un risque écologique considérant qu'ils ne sont pas dégradables par les organismes, mais plutôt bioaccumulateurs (i.e. s'accumulent dans la chaîne trophique). On note deux grandes catégories de méthodes de réhabilitation, soient les méthodes *ex-situ* et *in situ*.

Les techniques conventionnelles qui consistent à traiter le sol à l'extérieur du site d'origine sont des techniques de remédiation *ex-situ*. Dans de tels cas, le sol est excavé et traité dans un milieu contrôlé afin de stabiliser, transformer ou extraire les contaminants, qu'ils soient organiques ou inorganiques. Différentes technologies physiques (e.g. *vitrification*) et chimiques (e.g. *soil washing*) sont donc appliquées au sol en question. Une des méthodes souvent utilisées est celle du confinement (e.g. *landfilling*), durant laquelle aucun traitement n'est appliqué. De telles procédures sont intéressantes dans les milieux urbains où les pressions démographiques et foncières rendent la réhabilitation pressante. Or, il ne s'agit pas d'une solution durable considérant la délocalisation de la contamination.

D'autres techniques conventionnelles peuvent être réalisées sur le site (*in situ*), mais elles nécessitent le déplacement d'une unité de décontamination (e.g. électroremédiation) et, dans certains cas, l'installation d'infrastructures temporaire (e.g. *pump and treat*). Ces techniques conventionnelles peuvent donc être coûteuses et le résultat final entraîne des désavantages considérables, dont l'altération de certaines propriétés des sols. Devant un tel constat, les recherches s'orientent pour trouver une alternative à ces méthodes de réhabilitation des sols, laquelle serait peu coûteuse et nécessiterait des interventions chimiques et physiques moins radicales sur le sol.

1.2.3 Phytotechnologies

Selon le programme environnemental des Nations Unies (2003), les phytotechnologies sont définies comme étant une technologie qui applique la science et l'ingénierie pour étudier

les problèmes environnementaux, et qui procure des solutions impliquant les plantes. L'objectif initial des phytotechnologies est de retirer les polluants des sols contaminés, par dégradation ou volatilisation dans le cas des contaminants organiques et par extraction dans le cas des polluants inorganiques. À ce jour, on distingue plusieurs procédés, chacun possédant des caractéristiques qui lui sont propres : la phytoextraction, la phytostabilisation, la rhizofiltration, la phytovolatilisation, la phytodégradation. Les mécanismes physiologiques impliqués dans les procédés de phytoremédiation sont nombreux (figure 1.1). L'avancement des connaissances sur ces mécanismes a été possible grâce à de nombreuses études sur l'interaction contaminant-plante. Plusieurs plantes sont connues pour leur potentiel en phytotechnologie. De fait, en 2004 la Division des applications de la biotechnologie environnementale d'Environnement du Canada a mis en ligne deux banques de données contenant une liste d'espèces végétales utiles à l'extraction des métaux du sol (Phytorem[©]) et à la dégradation des contaminants organiques (Phytopet[©]).

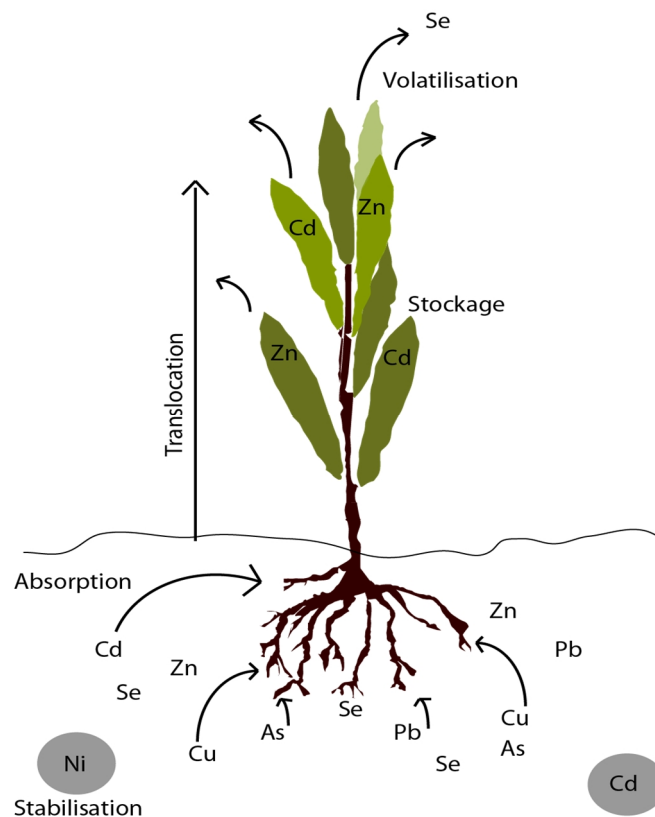


Figure 1.1. Mécanismes physiologiques de la phytoremédiation.

Malgré la qualité des recherches accomplies à ce jour, la compréhension des phytotechnologies n'est pas complète. Les deux principaux champs d'études dans ce domaine se concentrent sur (i) la plante (génétique, physiologie, biochimie) et (ii) sur les sols, dont les processus rhizosphériques et pédologiques qui influencent la biodisponibilité des contaminants (Conesa *et al.*, 2012). Selon Lone *et al.* (2008), des connaissances doivent être approfondies en ce qui concerne l'absorption des métaux et les processus qui ont lieu dans la rhizosphère notamment sur les effets antagonistes et synergiques des différents contaminants dans les sols.

Une dernière lacune attribuée au procédé de phytoremédiation concerne sa durée de traitement, laquelle est de loin plus longue que celle des techniques de décontamination conventionnelles. De fait, la période de traitement peut excéder 10 ans, selon les contaminants à extraire ou à dégrader (Origo *et al.*, 2012). En revanche, ces technologies représentent une véritable décontamination contrairement au déplacement de contaminants vers les centres d'enfouissement. De plus, le coût des phytotechnologies est relativement plus faible que celui des techniques conventionnelles et l'acceptabilité sociale face à leur intervention est non négligeable. À titre indicatif, le tableau 1.3 compare les coûts relatifs à chaque méthode de décontamination.

Tableau 1.3. Comparaison des prix relatifs aux interventions de réhabilitation des sols contaminés avec des polluants inorganiques (Glass, 1999)

| Types d'intervention | Coûts (US \$/tonne de sol traité) |
|---|--|
| Phytoextraction | 25 à 100 |
| Lavage (<i>Soil washing</i>) | 50 à 150 |
| Solidification/stabilisation | 75 à 205 |
| Lessivage (<i>Soil flushing</i>) | 75 à 210 |
| Électroremédiation (<i>Electrokinetics</i>) | 50 à 300 |
| Extraction à l'acide (<i>Acid leaching</i>) | 150 à 400 |
| Enfouissement (<i>Landfilling</i>) | 100 à 500 |
| Vitrification | 40 à 600 |

1.3 Plantes et phytotechnologies

Le choix d'une plante adéquate aux différents contextes de contamination peut être une tâche laborieuse. Le défi consiste à sélectionner une plante qui possède des caractéristiques physiologiques et génétiques offrant des niveaux de tolérance et de productivité appropriés. Les deux types de plantes proposés sont les plantes hyperaccumulatrices et les plantes à croissance rapide.

1.3.1 Plantes hyperaccumulatrices

Le terme hyperaccumulatrice a été utilisé pour la première fois par Brooks (1977) pour désigner certaines plantes endémiques à des milieux particulièrement riches en métaux et qui contiennent plus de 1000 mg kg⁻¹ de Ni dans leur matière sèche. Une plante est considérée hyperaccumulatrice si elle rencontre les critères suivants : la concentration en éléments traces dans les tiges doit être supérieure à 1 % pour le Zn et le Mn, 0.1 % pour Al, As, Se, Ni, Co, Cr, Cu et Pb, et de 0.01 % pour Cd (Baker *et al.*, 2000; Baker & Brooks, 1989; Foy, 1984). D'autres auteurs ajoutent que les concentrations mesurées dans la plante doivent être 10 à 500 fois supérieures aux concentrations mesurées dans les mêmes plantes qui croissent dans des environnements non pollués (Yangun *et al.*, 2005), que le ratio tiges-racines des concentrations doit être supérieur à 1 et que le ratio tiges-sol soit aussi supérieur à 1 (McGrath & Zhao, 2003; Yangun *et al.*, 2005).

Ces caractéristiques témoignent de la capacité qu'ont certaines plantes à s'adapter aux environnements hostiles riches en métaux. On constate en effet que les concentrations de métaux sont bel et bien plus fortes dans les tiges de ces plantes, ce qui, selon plusieurs auteurs (Baker, 1981; Baker *et al.*, 1994; Salt & Krämer, 2000), pourrait être attribuable à des mécanismes d'adaptation face à l'herbivorie, un mécanisme d'allélopathie ou une résistance générale face aux pathogènes. On dénombre ainsi plus de 400 espèces de plantes vasculaires considérées hyperaccumulatrices (Reeves et Baker, 2000). Le tableau 1.4 présente quelques exemples de plantes hyperaccumulatrice et les métaux qu'elles accumulent.

Tableau 1.4. Plantes hyperaccumulatrices et éléments accumulés en forte concentration (adapté de Pavel *et al*, 2013)

| Élément | Plantes |
|--------------|--|
| Zinc (Zn) | <i>Typha caerulescens</i> , <i>Arabidopsis halleri</i> |
| Cadmium (Cd) | <i>Thlaspi caerulescens</i> , <i>Brassica juncea</i> |
| Nickel (Ni) | <i>Berkhya coddii</i> |
| Cuivre (Cu) | <i>Ipomoea alpina</i> |
| Arsenic (As) | <i>Pteris vittata</i> |

1.3.2 Le genre salix

Certains auteurs proposent un compromis aux plantes hyperaccumulatrices, soit des espèces à croissance rapide capables de produire une biomasse suffisante pour que la phytoextraction soit considérée efficace et rapide. Ainsi, l'utilisation de certaines espèces arbustives à des fins de phytoextraction, en l'occurrence le saule, est suggérée en raison de leur plasticité phénotypique et de leurs caractéristiques physiologiques. Les caractéristiques recherchées sont les suivantes : un réseau racinaire étendu, un potentiel d'évapotranspiration élevé, une tolérance aux éléments traces (Punshon & Dickinson, 1997), une capacité d'adsorption de ces mêmes éléments et une capacité de croître sur des sols relativement pauvres en nutriments (Kuzovkina et Quigley, 2004). Selon des résultats de Punshon & Dickinson (1997), plusieurs cultivars de saule survivent à des concentrations toxiques de cadmium sans présenter de signes de phytotoxicité. Plusieurs auteurs (Mench *et al.*, 2009; Kuzovkina et Quigley, 2004) affirment que le saule possède des caractéristiques physiologiques mieux adaptées que celles du peuplier, bien que ce dernier ait aussi suscité beaucoup d'intérêt en ce qui a trait aux phytotechnologies (Romeo *et al*, 2014).

Bien que les plantes hyperaccumulatrices présentent une tolérance remarquable aux concentrations élevées en éléments traces, la plupart d'entre elles croissent lentement et ne produisent pas une biomasse assez importante pour qu'elles soit utilisées dans les procédés de phytoremédiation (Szczygłowska *et al.*, 2011). Par exemple, la production de biomasse de *Salix*

viminalis, lequel est utilisé en Suède pour la production de bioénergie, peut atteindre 22 tonnes par hectare par année (Rytter, 2001). À titre de comparaison, la production de biomasse de *Thlaspi caerulescens*, une espèce hyperaccumulatrice, est évaluée à environ trois tonnes par hectare par an (Greger et Landberg, 1999).

Le saule est connu pour sa production de biomasse. Il a été démontré que les tallis de saules cultivés en courte rotation (TCR) pouvaient donner un rendement à l'hectare considérable. Kopp *et al.* (2001) ont mené une étude sur cinq cultivars de saule pour une période de 10 ans et ont montré que la production de matière ligneuse atteignait un plateau à cinq années de croissance, avec un plafond à 16 t ha⁻¹, pour ensuite fluctuer jusqu'à la fin de l'étude. Leurs résultats dévoilent que la méthode de taillis à courte rotation (TCR) permet d'obtenir une quantité maximale de biomasse de saule pour une courte période de croissance. Tel que mentionné plus haut, la production de biomasse est fondamentale en phytoextraction considérant que les quantités totales d'éléments traces extraites sont corrélées de façon positive avec celle-ci. Ainsi, on estime que les plantes à croissance rapide peuvent extraire autant, sinon davantage, d'éléments traces que les plantes hyperaccumulatrices.

La réponse d'une plante à la contamination en éléments trace dépend de plusieurs facteurs, notamment les propriétés physico-chimiques du sol (section 1.4), la nature de la contamination, l'espèce utilisée et le stade de développement de la plante (Bedell *et al.*, 2006). Plus de 150 cultivars de différentes espèces de saules ont été testés pour l'absorption, le transport et la tolérance à certains éléments traces, notamment le Cd, Zn et Cu. Plusieurs auteurs (Rosselli *et al.*, 2003; Meers *et al.*, 2007, Brieger *et al.*, 1992) ont démontré que le saule avait la capacité d'accumuler des concentrations considérables en Cd et Zn dans leurs parties aériennes. Or, Landberg et Greger (1996) ont conclu que les variations intraspécifiques étaient parfois plus importantes que les variations interspécifiques (*S. daphnioides*, *S. triandra*, *S. purpurea* et *S. viminalis*) en ce qui a trait à l'extraction de Cd, Cu et Zn. De fait, les variations intraspécifiques et interspécifiques de la réponse du saule peuvent être considérables. Lors d'une étude comparative de trois cultivars de saule, Meers *et al.* (2007) ont mesuré des rendements moyens à l'hectare se situant entre 5 à 27 kg pour le Zn. L'article ne fait cependant pas mention de la densité de plantation, laquelle peut atteindre 100 000 plants par hectare (Volk *et al.*, 2006).

Finalement, bien que le saule présente de bonnes capacités d'adaptation, il demeure relativement vulnérable aux concentrations trop élevées. Vajpayee *et al.* (2003) ont constaté l'effet délétère que pouvaient avoir des éléments essentiels et non essentiels comme le Pb, le Ni et le Cu sur *Salix acmophylla*. Au-delà de concentrations de 1000 mg kg⁻¹, des effets significatifs ont été montrés sur la biomasse produite et le contenu en chlorophylle. Selon Laidlaw *et al.* (2012), la production de biomasse de la plupart des cultivars de saule soumis à la phytoremédiation de sols contaminés est significativement inférieure (< 6 t ha⁻¹) à celle produite en conditions normales. Le degré de contamination joue un rôle dans le potentiel d'extraction du saule. De fait, Jensen *et al.* (2009) ont montré que *S. viminalis* n'était pas adapté à des degrés de contamination trop sévères considérant sa faible production de biomasse. Bien que les résultats de l'étude montrent que *S. viminalis* soit capable d'accumuler d'importantes concentrations en Cd et en Zn dans ses parties aériennes, les auteurs concluent que le saule serait plus performant sur un sol présentant une contamination modérée.

1.4 Mobilité des éléments traces dans le sol

Le sol est une matrice complexe et hétérogène composée de matière organique, de microorganismes, de minéraux, d'eau, d'air et d'autres gaz, lesquels sont tous en interaction via des échanges biogéochimiques. Chacune de ces composantes possède des caractéristiques qui lui sont propres et contribue de façon spécifique (e.g. en catalysant une réaction) au comportement des éléments traces dans le sol. La section suivante traite des constituants que l'on retrouve dans le sol et de leurs caractéristiques, des propriétés importantes du sol et des processus relatifs à la mobilité des éléments traces dans le sol. Les concepts de biodisponibilité et de spéciation sont ensuite abordés.

1.4.1 Constituants du sol

1.4.1.1 Minéralogie

Minéraux primaires

Les minéraux primaires correspondent aux minéraux formés lors de la cristallisation originelle du magma. Ils se forment selon une séquence déterminée par la chimie et les conditions physiques (e.g. température et pression) sous lesquelles le magma se solidifie. Selon leurs caractéristiques, les minéraux primaires sont considérés relativement instables lorsqu'ils se trouvent à l'interface sol et atmosphère, et ont ainsi une propension à l'altération (McBride, 1994). Trois familles de minéraux primaires dominent la minéralogie des sols, soit le quartz, les feldspaths (aluminosilicates) et les ferromagnésiens (silicates). Bien que les minéraux primaires ne soient pas impliqués dans les processus de sorption, ils représentent une source considérable de micronutriments et d'éléments traces, lesquels sont mis en solution suite aux divers processus d'altération, et déterminent la nature des minéraux secondaires formés subséquentement (Kabata-Pendias, 2011).

Minéraux secondaires

A) Phyllosilicates

On classe les phyllosilicates en cinq groupes, soit la kaolinite, la montmorillonite, l'illite, la chlorite et la vermiculite. Chacun de ces groupes se distingue par diverses caractéristiques physicochimiques, notamment par leur composition chimique et leur structure. On considère les phyllosilicates comme des constituants très réactifs dans les processus observés dans le sol, car ils possèdent une surface spécifique élevée et une charge permanente négative, ce qui fait d'eux des échangeurs de cations (McBride, 1994).

La substitution isomorphique est responsable de la charge négative des phyllosilicates. De fait, lors des périodes de forte altération - causées, par exemple, par une baisse de pH radicale ou épisodique -, les phyllosilicates présents dans le profil de sol peuvent subir une substitution isomorphique à l'intérieur de leur structure minéralogique. Ainsi, si un ion d'aluminium (Al^{3+})

est remplacé par un ion de magnésium (Mg^{2+}), une charge nette négative sera créée. Cette dernière peut être engendrée par d'autres substitutions, notamment celle de Si^{4+} par Al^{3+} .

Les phyllosilicates se caractérisent par leur surface spécifique élevée. Cette particularité majeure est expliquée par plusieurs caractéristiques, notamment par la taille granulométrique et la structure en feuillets de ces minéraux. Ainsi, une surface spécifique élevée couplée à une charge nette négative favorise une bonne capacité d'échange cationique (CEC). En ce sens, la CEC (section 1.4.2.2) varie en fonction du type de phyllosilicate selon la séquence suivante : montmorillonite > vermiculite > illite > chlorite > kaolinite > halloysite (Kabata-Pendias, 2011).

B) Oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes

Les oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes sont issus de l'altération des minéraux primaires (Sparks, 1995). Lors de l'altération, les minéraux primaires se décomposent et relâchent des cations et des anions, lesquels se recombinaient pour former des minéraux plus stables (Shulze, 1989). Les minéraux cristallins les plus communs dans cette catégorie sont la gibbsite ($Al [OH]_3$), la goethite ($FeOOH$), l'hématite (Fe_2O_3), et la birnessite, un oxyde de Mn à structure variable.

Ces minéraux sont amphotères (i.e. à charge variable), c'est-à-dire que leur charge est dépendante des valeurs de pH de la solution. Selon la concentration d'ion H^+ ou OH^- , l'espèce minérale présentera une charge nette positive ou négative, ce qui influencera sa capacité d'échange; les électrolytes présents dans la solution de sol peuvent aussi être responsables de la variabilité de cette charge (McBride, 1994).

Certains auteurs (Violante *et al.*, 2005; McBride, 1994) soulignent l'importance des oxydes dans la dynamique des éléments traces. De fait, les oxydes présentent des sites à leur surface qui favorisent la chimisorption des éléments traces. Il s'agit alors de liens spécifiques entre les oxydes et les éléments en question. Les oxydes de fer peuvent copécipiter avec les éléments traces et ainsi réduire leur toxicité dans l'environnement (Violante *et al.*, 2005; Martinez et McBride, 1998). Par exemple, la copécipitation de l'arsenic avec les oxydes de fer et d'aluminium est un traitement utilisé afin de traiter les eaux potables contaminées (Violante *et al.*, 2006). Or, Essen et El Bassam (1981) affirment qu'à des valeurs de pH inférieures à 6 les

oxydes de fer et de manganèse se dissolvent, ce qui remet en solution les éléments traces initialement adsorbés.

C) Carbonates

Les carbonates sous forme solide, dont la calcite (CaCO_3) et la dolomie ($\text{CaMg} [\text{CO}_3]_2$), jouent un rôle important dans les propriétés du sol en raison de leur alcalinité, de leur pouvoir tampon face au pH et de leur surface réactive (Essington, 2006; Kabata-Pendias, 2011). Les éléments traces peuvent précipiter avec les carbonates en intégrant leur structure (Kabata-Pendias, 2011). McBride (1980) affirme que la calcite sert de site d'adsorption pour le Cd^{2+} présent à de faibles concentrations tandis que lorsque le Cd^{2+} est présent en forte concentration, on observe la précipitation du complexe CdCO_3 (Garcia-Sanchez et Alvarez-Atuso, 2002; McBride, 1980). Garcia-Sanchez et Alvarez-Atuso (2002) ont aussi montré que la rétention du Zn en présence de calcite se fait par la précipitation d'un complexe d'hydrozincite $\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2$. Aziz et Smith (1996) ont montré qu'un filtre composé de dolomie retenait jusqu'à 97 % du Mn contenu dans une solution contaminée. Chen et al. (2000) ont montré une diminution de l'absorption des éléments traces par certaines plantes comestibles (e.g. riz, choux, blé) dans les parcelles où le contenu en carbonates était supérieur.

1.4.1.3 Matière organique

La matière organique est principalement observée dans les horizons superficiels du sol. Elle est utile à la sorption des nutriments, la rétention d'eau et la structure du sol (Sposito, 1989). Essington (2004) divise le contenu de matière organique en deux catégories : les substances non humiques et humiques. À celles-ci s'ajoutent l'humus, laquelle est composée produits d'altération en début de décomposition.

Les substances non humiques sont considérées comme le matériel parental des substances humiques (Essington, 2004). Elles regroupent plusieurs familles de composés : sucres, composés azotés, acides nucléiques, lipides et lignine. Les substances non humiques sont transitoires dans les sols, dans la mesure où elles sont utilisées comme substrat par les

microorganismes et ultimement décomposées en CO₂ et en H₂O. Certains de ces produits, lesquels sont présents à des niveaux de dégradation variés, pourront s'agencer pour former une substance humique (Essington, 2004).

Les substances humiques sont des macromolécules organiques obtenues par divers processus biotiques et abiotiques (Filella et Hummel, 2010). Parmi ces substances, on retrouve des molécules de masses moléculaires différentes, telles que les acides humique et fulvique, l'humine, les acides aminés et les saccharides. Ces composés organiques sont résistants à l'altération et jouent un rôle dans plusieurs processus, notamment dans l'altération des minéraux, la nutrition végétale, le pouvoir tampon du pH, la mobilité ainsi que la biodisponibilité des éléments traces (Filella et Hummel, 2010). Wu et al (2001) affirment que les acides humique et fulvique augmentent la solubilité du Cu dans des conditions allant de neutres à alcalines. De plus, en présence de substances humiques, un élément considéré insoluble selon le milieu peut être solubilisé (Senesi et Loffredo, 2008). En ce sens, certains auteurs (Topcuoğlu, 2012; Halim et al, 2003) ont observé une amélioration de la biodisponibilité d'éléments traces (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) lorsqu'on amendait un sol avec des acides humiques.

1.4.1.4 Microorganismes

Les microorganismes (bactéries et champignons) présents dans le sol jouent un rôle sur la biodisponibilité des éléments traces (Whiting *et al.*, 2001) en faisant varier l'acidité de la solution de sol et en catalysant les réactions d'oxydoréduction (Sposito, 1989). Les processus de réduction peuvent en effet diminuer la mobilité de certains éléments nocifs ou entraîner leur précipitation (Violante *et al.*, 2010). Ces changements dans la chimie du sol s'effectuent grâce aux exsudats, produits de l'activité biologique.

Parmi ces exsudats, on retrouve plusieurs types d'acide organiques susceptibles d'influencer la mobilité et la disponibilité des éléments traces (e.g. acide acétique, citrique, oxalique, malique). Les acides organiques possèdent une structure qui contient un groupe carboxyle (R-COOH), pour lequel la dissociation d'un proton H⁺ se fait facilement. L'acide pourra, entre autres, altérer les minéraux du sol, dégrader les matières organiques résiduelles et provoquer la dissolution de certains éléments adsorbés à la phase solide (Sposito, 1989).

De plus, l'anion carboxylate ($R-COO^-$) peut former des complexes solubles avec les cations métalliques qui sont mis en solution. Il s'agit du processus de chélation, lequel peut se produire à l'aide des différents groupes fonctionnels chargés présents dans le sol, tels que les phénols, thiols, amines et acide carboxylique (McBride, 1994). Cette chélation peut favoriser la dissolution et la biodisponibilité des éléments pour les plantes (Zhenli L. et al, 2005).

1.4.2 Propriétés du sol

1.4.2.1 pH

L'adsorption des éléments dans le sol se fait sur les particules solides, minérales et organiques, lesquelles possèdent un potentiel de rétention variable. Les processus de liaisons entre les éléments traces et la phase solide sont fonction de l'abondance et la polarité des charges électriques à la surface des particules, qu'elles soient d'origine organique ou minérale. L'importance de la charge des minéraux et l'abondance des sites d'échanges, déterminées par le pH et la structure des constituants, dans la sorption des nutriments et des éléments traces est bien documentée (Dixon & Weed, 1989; McBride, 1994; Violante *et al.*, 2008).

Le pH affecte la capacité de sorption des éléments traces soit en changeant la quantité de sites disponibles pour la sorption, ou en changeant la concentration et la spéciation de l'espèce chimique dissoute ciblée (Violante *et al.*, 2008). Ces sites réactifs, quel que soit le minéral, réagiront aux changements de pH. Ainsi, ce sont les ions H^+ et OH^- présents dans la solution qui détermineront en partie la charge nette des minéraux; dans un contexte acide (abondance de H^+), les minéraux auront tendance à développer une charge nette positive et auront un meilleur potentiel d'adsorption pour les formes anioniques, tandis que dans un contexte alcalin (abondance OH^-), le potentiel de rétention sera plus favorable pour les formes cationiques (+) (Violante *et al.*, 2008).

1.4.2.2 Capacité d'échange

Comme il a été mentionné dans la section 2.1.1, les processus de sorption par les minéraux primaires sont considérés négligeables (Kabata-Pendias, 2001). Ce sont les minéraux

secondaires et la matière organique qui montrent des capacités d'échange considérables. Cette capacité d'échange traduit le potentiel qu'ont les solides à échanger des éléments sous forme cationique (CEC) ou anionique (CEA). Il s'agit d'une propriété faisant référence aux mécanismes d'adsorption non spécifique à l'interface solide-solution.

Globalement, la CEC exprime la quantité de cations adsorbés (exprimée en mole de charges positives) par unité de poids de minéraux ou de sol (McBride, 1994). On peut donc mesurer la capacité d'échange d'un sol, ce qui nous donnera une indication sur les nutriments échangeables, donc disponibles à la plante. Bien qu'elles ne soient pas interdépendantes, la CEC est parfois associée à la surface spécifique des minéraux (Kabata-Pendias, 2004), laquelle correspond à la superficie relative (en m²/g) des particules de sol susceptible d'avoir un pouvoir d'attraction sur les éléments présents dans le sol.

1.4.3 Concepts de biodisponibilité et de spéciation

La mobilité et la biodisponibilité des éléments présents dans le sol sont des notions distinctes. D'une part, la mobilité fait référence au transport des éléments via la phase liquide, après leur mise en solution. L'élément passera d'un compartiment du sol à un autre, où il sera retenu selon des liens énergétiquement variables. Or, la biodisponibilité fait référence à l'aptitude de ce même élément à être transféré d'un compartiment du sol à la plante ou aux microorganismes du sol (Juste, 1988). Hinsinger et Courchesne (2008) précisent qu'il s'agit de la portion du contenu total d'un élément qui peut interagir et être absorbée par un organisme.

La prédiction de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments traces est cependant difficile à faire (Kabata-Pendias, 2004). Chaque organisme possède une zone d'influence biologique propre, dans laquelle il interagira avec le sol afin d'absorber certains éléments, qu'ils soient essentiels ou non (Harmsen *et al.*, 2005). Compte tenu du large éventail d'organismes que l'on répertorie dans les sols, il n'existe aucune méthode d'extraction pouvant traduire clairement l'étendue de valeurs de biodisponibilité. Des extractions, ponctuelles et séquentielles, sont proposées dans la littérature (acides, agent chélateur, solutions salines tamponnées et solutions salines non tamponnées), mais l'extraction à l'eau est suggérée par Hendershot *et al.* (2008)

pour refléter la portion des éléments solubles, lesquels sont potentiellement les plus disponibles pour les organismes.

Parmi les facteurs qui influencent la biodisponibilité, on note la spéciation chimique des éléments, laquelle se définit par les différents agencements atomiques et moléculaires possibles entre les éléments et les constituants présents dans la solution de sol. Le pH, l'abondance de la matière organique, la compétition ionique et les conditions d'oxydoréduction représentent des variables ayant un impact sur la spéciation chimique des éléments (Lindsay, 1979; McBride, 1994; Legrand *et al.*, 2005). Les ions libres, les complexes ioniques, les ions complexés aux anions organiques, aux macromolécules organiques et aux colloïdes inorganiques sont des formes différentes que peut prendre un élément donné dans la solution de sol (Hinsinger et Courchesne, 2008). En ce qui concerne la phase solide, les éléments sont observés dans les complexes d'échange (CEC, AEC), complexés à la matière organique, adsorbés sur les oxydes et phyllosilicates, coprécipitée avec certains minéraux (e.g. carbonates, phosphate) ou faisant partie de la composition des minéraux primaires (Hinsinger et Courchesne, 2008). Chacune de ces formes chimiques aura un potentiel de biodisponibilité variable, en raison de la force des liens qui lient le complexe dont l'élément ciblé fait partie.

La biodisponibilité est en fait un continuum qui intègre une gamme d'espèces chimiques relativement disponibles pour les organismes. Ainsi, les fractions solubles et échangeables sont généralement considérées biodisponibles, les portions liées aux oxydes, aux carbonates et à la matière organique peuvent être potentiellement biodisponibles, mais les fractions résiduelles (e.g. composition des minéraux primaires) ne sont généralement pas disponibles aux plantes, aux microorganismes et aux mycorhizes (Zhenli L. *et al.*, 2005).

1.5 Physiologie de la phytoextraction

La section suivante dresse un portrait des principales caractéristiques que possède la zone racinaire et aborde certaines notions, notamment au sujet des membranes biologiques et des protéines, inhérentes à l'absorption et au transport des éléments dans la plante. Les protéines sont abordées selon le type de transport qu'elles génèrent, c'est-à-dire le transport passif et le transport actif, ce dernier étant lui-même divisé en transport actif primaire et secondaire. Une revue sélective plutôt qu'exhaustive a été réalisée pour permettre une vision synthétique des mécanismes physiologiques ciblés. Une attention particulière est portée sur l'absorption des éléments traces non essentiels, à leur translocation et à leur stockage.

1.5.1 Caractérisation de la zone racinaire

1.5.1.1 La rhizosphère

Le complexe racinaire interagit fortement avec le sol qui l'entoure. La région du sol directement influencée par le réseau racinaire et les organismes auxquels ils sont associés a été définie en tant que rhizosphère par Hiltner en 1904. L'étendue de la rhizosphère peut varier en fonction du type de sol, de l'espèce végétale, de son âge et plusieurs autres facteurs. Il est néanmoins admis qu'elle s'étend de la surface de la racine à quelques millimètres dans le sol (Hinsinger et Courchesne, 2008; Krishnamurti *et al.*, 2005). Le développement de la rhizosphère est essentiel à l'augmentation des surfaces de contact et d'échange entre le sol et les plantes pour établir un continuum biophysique.

Cette zone spécifique, considérée comme une interface biogéochimique clé par Courchesne *et al.* (2008), possède des caractéristiques édaphiques qui diffèrent de celles mesurées dans le sol matrice (bulk soil) (Legrand *et al.*, 2005; Courchesne *et al.*, 2008). Les racines des plantes exercent des actions physiques (prélèvement de l'eau, tassement du sol), chimiques (échanges d'ions minéraux et de molécules gazeuses) et biochimiques (exsudation de substances carbonées R-COOH et d'ion H⁺) sur leur environnement (Marschner, 2012; Séguin *et al.*, 2005).

Par exemple, lors de la nutrition de la plante, on observe l'exsudation d'ion H⁺ et/ou OH⁻. Cette exsudation de proton et d'ion hydroxyle est nécessaire à l'équilibre des charges lors de

l'absorption de cations et d'anions respectivement. Or, la plante absorbe généralement davantage d'éléments sous forme cationique, ce qui favorise une sécrétion plus importante d'ion H^+ . La carence en fer stimule aussi ce type d'activité cellulaire chez la plupart des dicotylédones, ce qui entraîne une baisse de pH dans ce microenvironnement (Marschner, 2012). Par conséquent, la baisse du pH provoquée par cette libération de protons favorise une myriade de processus, tant indirects que directs, tels que l'altération de la minéralogie locale, la spéciation des éléments et la biodisponibilité d'éléments moins mobiles (Marschner, 2012). L'acidification de la rhizosphère est souvent interprétée comme une réponse adaptative à la carence de certains éléments comme le Fe et P (Marschner, 2012; Hinsinger, 2001).

Par ailleurs, on estime que de 20 à 60% du carbone assimilé par photosynthèse est exsudé par les racines des plantes (Grayson *et al.*, 1996). Parmi les produits carbonés exsudés, on retrouve entre autres le mucilage (polysaccharides qui enveloppe la racine), des acides aminés, des glucides (e.g. fructose, glucose), des acides aliphatiques (e.g. acide acétique) et des gaz (e.g. dioxyde de carbone) (Grayson *et al.*, 1996). L'exsudation racinaire influencera la colonisation de l'environnement racinaire par les microorganismes et le comportement des nutriments et des éléments traces en favorisant ou en réduisant leur disponibilité, notamment par des processus de chélation, de précipitation ou de réactions d'oxydoréduction (Kidd *et al.*, 2009; Tu *et al.*, 2004).

1.5.1.1 Associations symbiotiques

Dans la rhizosphère, des symbioses sont observables entre les organismes photosynthétiques et les organismes chimiohétérotrophes. Il existe plusieurs types de symbioses parmi lesquelles on retrouve les symbioses mycorhiziennes (entre champignons et végétaux). Ces dernières se caractérisent par un transfert de carbone de la plante à un champignon, et par un transfert de composés inorganiques entre le champignon et la plante hôte. On estime que plus de 80% des espèces végétales terrestres, incluant la plupart des plantes cultivées, sont colonisées par les mycorhizes. Cette symbiose possède de multiples avantages dont l'amélioration de la structure du sol par la formation d'agrégats, l'augmentation de la tolérance de la plante à la sécheresse, à la salinité, à l'amélioration de la défense des plantes contre les agents pathogènes et aux éléments traces (Whipps 2004). De plus, cette association symbiotique augmente

considérablement la surface d'échange des capteurs impliqués dans l'absorption et favorise l'acquisition de nutriments et d'éléments traces qui, dans certains milieux, sont peu mobiles. Le mycorhize permet donc aux plantes une meilleure adaptation aux conditions locales de sol et élargit l'influence de la rhizosphère.

1.5.2 Absorption et membranes

Du point de vue morphologique, les poils racinaires constituent une extension des cellules épidermiques des racines. Ils contribuent de façon considérable à l'augmentation de la surface d'échange entre la racine et le sol. La charge négative de la surface des racines, due à la présence de groupes carboxyles ($R-COO^-$) qui composent la paroi cellulaire de celles-ci, représente un complexe d'échange cationique (Hopkins, 2003). Les ions métalliques présents dans la solution de sol possèdent une forte affinité avec ces sites d'adsorption situés à la surface des racines (Clemens, 2006). Ainsi, les sites d'adsorption de la paroi des cellules épidermiques agissent en tant que sites d'échange pour les ions et molécules chargées présents dans la rhizosphère. Il s'agit de la phase initiale de l'absorption passive. Ce complexe d'échange est nommé espace libre apparent, lequel est représenté par l'apoplaste (réseau d'interstices capillaires) des cellules racinaires. Selon Hopkins (2003), l'espace libre apparent peut contenir de 10 à 25% de la concentration totale de certains ions mesurée dans les racines.

Pour ensuite pénétrer la racine, les éléments doivent traverser la membrane plasmique des cellules racinaires. La membrane plasmique (ou plasmalemm) est une membrane qui établit la frontière entre le cytoplasme d'une cellule et le milieu extérieur. Cette membrane est composée d'une bicouche de phospholipides à perméabilité sélective, ce qui assure un contrôle des échanges de solutés entre l'extérieur et l'intérieur de la cellule (Hopkins, 2003). Cette perméabilité sélective est orchestrée à l'aide de divers types de protéines associées à la membrane. Ce sont principalement les protéines transmembranaires qui facilitent le passage des solutés chargés et des ions vers l'intérieur ou l'extérieur de la cellule en formant des corridors au travers la membrane. D'autres types de membrane, similaires à la membrane plasmique, établissent la frontière de différents organites présents dans la cellule.

1.5.3 Transport transmembranaire

1.5.3.1 Transport passif

La diffusion, concept selon lequel les éléments d'un système suivent un flux en direction d'une zone de faible potentiel électrochimique, représente un des mécanismes de transport passif. Les molécules non polaires (e.g. O₂, CO₂) et faiblement polaires (e.g. H₂O) ainsi que les molécules hautement liposolubles (e.g. éthanol) peuvent traverser la membrane plasmique passivement et directement sans avoir recours à une protéine (Gilliam, 2006). Cependant, la diffusion n'est pas très sélective. Les plantes ont donc développé des stratégies de transport spécifique (Maathuis, 2006). Les canaux ioniques facilitent et accélèrent la diffusion des ions (e.g. Ca²⁺) selon un gradient électrochimique entre l'intérieur et l'extérieur de la cellule. Considérant que le cytosol est généralement chargé négativement, car il renferme de nombreuses charges fixes non diffusibles au travers la membrane, tels les groupements carboxyliques (R-COO⁻), la cellule aura tendance à accepter des cations qui seront introduits à l'aide des canaux ioniques. Il s'agit d'un processus d'absorption passif qui ne requiert pas d'énergie.

1.5.3.2 Transport actif primaire

Le transport actif permet aux cellules de conserver un milieu interne différent du milieu externe. Une portion des processus d'absorption actifs s'opère à l'aide de protéines nommées « pompes ». Les transporteurs actifs primaires (e.g. P-type ATPase) utilisent l'énergie fournie suite à l'hydrolyse de l'ATP pour faire passer les éléments au travers de la membrane plasmique. Ce processus requiert dans certains cas une quantité considérable d'énergie, car le transport peut parfois s'effectuer contre le gradient électrochimique. Par exemple, dans des conditions salines, la quasi-totalité de l'énergie des racines est utilisée afin d'extraire le sodium (Britto & Kronzucker, 2009) et le chlore (Teakle & Tyerman, 2010) du symplaste.

1.5.3.3 Transport actif secondaire

Le transport actif secondaire permet aussi aux cellules de garder un milieu intérieur différent du milieu extérieur, mais utilise le cotransport (couplage) de deux ions. Par exemple, certains

transporteurs actifs secondaires exploitent le gradient électrochimique de l'ion H^+ . Puisque l'ion H^+ est porteur de charge, il s'établit un gradient électrochimique à travers la membrane. Ce phénomène est donc électrogène et génère un cotransport puisqu'un (ou plusieurs) proton est « échangé » pour un autre ion ou une autre molécule de charge équivalente. Le proton impliqué favorisera le mouvement d'éléments dans la même direction que celle qu'il prend (symport) ou dans la direction opposée (antiport).

1.5.4 Absorption des éléments traces

Certains auteurs (Guerinot, 1999; Clemens, 2006; Hall & Williams, 2003) constatent que les éléments traces non essentiels utilisent des transporteurs normalement nécessaires à d'autres nutriments. Hall et Williams (2003) considèrent que les éléments traces sont des ions opportunistes qui empruntent des voies réservées. De fait, plusieurs auteurs affirment que les canaux de transport de certains ions peuvent être perméables au Cd, tels que le Ca (Perfus-Barbeoch *et al.*, 2002), le Zn (Zhao *et al.*, 2006) et le Fe (Thomine et Vert, 2013; Lombi *et al.*, 2002). De surcroît, la faible sélectivité des transporteurs impliqués dans l'absorption du fer (e.g. IRT1) favorise l'absorption de Zn, Mn, Co, Ni et Cd (Thomine et Vert, 2013). En ce sens, il est reconnu qu'une carence en Fe provoque une augmentation d'absorption d'autres métaux (Clemens, 2001).

Par ailleurs, Zhao *et al.* (2006) souligne une possible compétitivité entre les éléments traces, notamment entre le Cd et le Zn. De fait, les résultats de son étude en milieu hydroponique contrôlé montrent que *Arabidopsis halleri* (hyperaccumulatrice de Zn) absorbe plus de Cd (>1000 mg kg⁻¹ de matière sèche) en l'absence de Zn. Bert *et al.* (2003) suggèrent donc que le Cd et le Zn soient corrélés génétiquement, c'est-à-dire qu'ils sont transportés, au moins partiellement, à l'aide de la même protéine.

1.5.5 Translocation, stockage et détoxification

1.5.5.1 Chargement du xylème

Une fois que les éléments ont pénétré les cellules épidermiques des racines, ils peuvent être chélatés à l'aide de ligands présents dans le cytosol (e.g. phytochélatines, métallothionines, acides organiques et acides aminés). Ces chélats peuvent subir une compartimentation subséquente ou ils peuvent être transportés principalement par diffusion dans le symplaste, via les plasmodesmes (canaux intercellulaire) pour traverser l'endoderme. Lorsque les éléments ont passé l'endoderme, ils entrent dans la stèle et atteignent ultimement le xylème. Lors de ce transport, les ions ou les molécules peuvent être métabolisés ou séquestrer dans les vacuoles des cellules racinaires (Morel *et al.*, 2009; Marschner, 2012).

Les éléments qui atteignent le xylème doivent passer la membrane des cellules parenchymateuses de celui-ci à l'aide de transporteurs spécifiques ou non spécifiques. Une fois qu'ils pénètrent le xylème, les éléments sont transportés jusqu'aux tiges en tant que complexes créés à l'aide de chélats (Manara, 2012). Zhao *et al.* (2006) considèrent que les plantes hyperaccumulatrices sont caractérisées par une faible séquestration vacuolaire au niveau des racines et par un chargement rapide du xylème. Papoyan et Kochian (2004) ont identifié des protéines impliquées dans le chargement du xylème (e.g. HMA4 – Heavy Metal Associated), susceptibles de favoriser la translocation de Cd.

1.5.5.2 Détoxification et tolérance

Considérant que les éléments traces ne sont pas dégradables, les plantes doivent développer des stratégies afin de les stabiliser ou les stocker. Ainsi, dès leur entrée dans la racine, certains composés organiques empêchent les éléments nocifs de se lier aux groupes fonctionnels ayant un rôle important (Clemens, 2006). Parmi ces composés organiques, on note le glutathion, les phytochélatines, les métallothionéines, les chaperones et certains acides organiques et aminés. Ils sont considérés comme étant les principaux responsables du transport et de l'accumulation des métaux chez les plantes (Hall, 2002). Par exemple, les métallothionéines sont des protéines de faible poids moléculaire, riches en cystéines, qui se lient au Cu, Zn et Cd (Hall, 2002).

CHAPITRE 2. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

2.1 Cadre de la recherche

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'un projet de recherche interuniversitaire et multidisciplinaire, financé par Génome Canada et Génome Québec. Ce projet a été élaboré afin de faire progresser les connaissances en ce qui a trait à l'utilisation de la génomique en contexte de phytoremédiation des sols contaminés. On s'intéresse donc aux gènes qui sont exprimés dans une situation de stress, en l'occurrence la contamination, afin de bien comprendre les mécanismes biologiques et physiologiques gouvernant l'extraction et la dégradation des contaminants. Diverses études gravitent autour de la thématique centrale, notamment sur les mécanismes biogéochimiques impliqués dans les transferts des contaminants entre le sol et la plante.

Ainsi, une évaluation comparative de trois cultivars de saule et de leurs réponses respectives face à la contamination est réalisée. Les espèces utilisées sont le *Salix purpurea*, *Salix miyabeana* et *Salix dasyclados*, lesquelles correspondent respectivement aux cultivars FISH CREEK, SX67 et SV1. La thématique centrale de ce projet vise la compréhension des mécanismes impliqués dans le transfert des contaminants inorganiques entre le sol et la plante, et dans leur translocation dans les différentes parties de plantes, soient les racines, les tiges et les feuilles.

Finalement, un intérêt particulier est porté au niveau de la contribution des caractéristiques édaphiques lors de la phytoextraction. Comme il a été mentionné dans le chapitre précédent, plusieurs de ces caractéristiques influencent la mobilité et la biodisponibilité des éléments traces dans le sol. Ainsi, des analyses statistiques ont été réalisées afin de mettre en lumière les relations et les interactions entre le sol et la plante.

2.2 Objectifs

Les questions de recherche sont les suivantes :

1. Quelles sont les variations intraspécifiques de croissance et de concentrations en éléments traces extraites du cultivar FISH CREEK (*Salix purpurea*), lorsqu'il est utilisé pour la phytoextraction de six éléments traces (As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) sur deux sites d'étude, et ce, après une année de croissance?
2. Quelles sont les variations interspécifiques de croissance et de concentrations en éléments traces extraites des cultivars FISH CREEK (*Salix purpurea*), SV1 (*Salix miyabeana*) et SX67 (*Salix dasyclados*) lorsqu'ils sont utilisés pour la phytoextraction de six éléments traces (As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) sur un site d'étude, et ce, après une année de croissance?

Les indicateurs de variations sélectionnés pour chaque cultivar et chaque élément trace sont les suivants : la biomasse totale, la concentration dans chacune des différentes parties de la plante, la quantité contenue dans chacune des différentes parties de la plante et le facteur de translocation (\bar{x} pondérée concentration parties aériennes / concentration racine).

Les variations sont donc évaluées selon le patron de distribution des éléments traces dans les trois parties de plantes échantillonnées (i.e. racines, tiges et feuilles) et les concentrations mesurées dans chacune de ces parties. Ensuite, la quantité de biomasse est nécessaire au calcul des quantités extraites pour chacun des six éléments traces étudiés. Les facteurs de translocation sont aussi calculés afin d'offrir un indicateur sur la capacité de translocation, des racines vers les parties aériennes.

2.3 Sites d'étude

2.3.1 Basses-terres du Saint-Laurent (BSTL)

Le premier site d'étude se situe dans la région physiographique des Basses-terres du Saint-Laurent, à environ 30 kilomètres à l'est de Montréal, aux abords du fleuve. Le site se caractérise par des sols remaniés se situant sur les dépôts d'argiles et de limons de la mer de Champlain. Il s'agit d'un site non boisé où la contamination organique est dominante en raison d'activités industrielles pétrochimiques. Le site est divisé en deux sections, selon leur degré de contamination en composés organiques (voir section 3.1.1). On y retrouve aussi des éléments traces en faible concentration dans le sol. Pour ce site, l'abréviation BTSL sera utilisée dans ce mémoire pour éviter la répétition.

2.3.2 Bouclier canadien (BCL)

Le deuxième site d'étude se situe à une vingtaine de kilomètres au nord de la ville de Québec, dans la région physiographique du Bouclier canadien et plus précisément dans la province géologique de Grenville. Le dispositif expérimental de ce site est situé sur un ancien site d'enfouissement. Il s'agit donc d'une contamination mixte (i.e. organique et inorganique) et de niveaux variés selon les contaminants. Le site présente une hétérogénéité considérable au niveau édaphique. Ainsi, le site est divisé en deux sections selon le degré de contamination général (voir section 3.1.2). Pour ce site, l'abréviation BCL sera utilisée dans ce mémoire pour éviter la répétition.

2.4 Dispositifs expérimentaux

Le plan des dispositifs se trouve en annexe. Pour le site des BTSL, huit blocs non contaminés et trois blocs contaminés, chacun ayant une superficie de 300 mètres carrés, ont été établis aléatoirement sur un terrain afin d'observer la réponse des différents cultivars à la contamination. Ce dispositif non symétrique (huit blocs contaminés et trois non contaminés) est dû à la difficulté de trouver des partenaires qui désirent collaborer aux études environnementales. La mise en place s'est faite en juin 2011. Pour le site du BCL, il s'agit de

huit blocs variablement contaminés ayant chacun une dimension de 200 m². La mise en place s'est faite en mai 2012.

Chaque bloc se divise en parcelles de 25 mètres carrés, sur lesquelles sont plantés les différents cultivars de saule. Au site des BTSL et pour satisfaire les intérêts du groupe de recherche, 11 cultivars ont été plantés et une parcelle témoin a été réservée pour observer les variabilités temporelles sans plantation. Pour la présente étude, seuls trois de ces cultivars ont été analysés. Chaque parcelle contient 75 plants de saules, lesquels sont disposés sur 5 rangs, contenant 15 plants chacun. Il s'agit donc d'une plantation ayant une densité de 30 000 plants par hectare.

2.5 Division des sites en deux sous-ensembles

Afin de mesurer la réponse des cultivars au degré de contamination du sol, les deux sites ont été divisés en sous-ensembles, lesquels présentaient des niveaux de contamination différents et des propriétés différentes. Dans un premier temps, l'observation des données brutes (section 3.1) a permis d'émettre des hypothèses quant à une division des sites. Ensuite, des tests de comparaison de moyenne ont été réalisés pour confirmer les différences entre les sections et pour identifier laquelle de ces sections présentait les valeurs supérieures en ce qui concerne les concentrations en éléments traces et les différentes propriétés édaphiques. Ainsi, le site des BTSL comporte deux sections correspondant à sa division originelle; les blocs 1, 3, 5 et 7 de la portion non contaminée (C-) correspondent à la section 1 et la section 2 correspond aux blocs 1, 2, et 3 de la portion considérée contaminée (C+). Pour le site du BCL, les blocs 1, 2, 7 et 8 correspondent à la section 1 et les blocs 3, 4, 5 et 6 correspondent à la section 2. Les sections 3.1.1 et 3.1.2 font mention des différences entre cesdites sections.

2.6 Échantillonnage (sol et tissus)

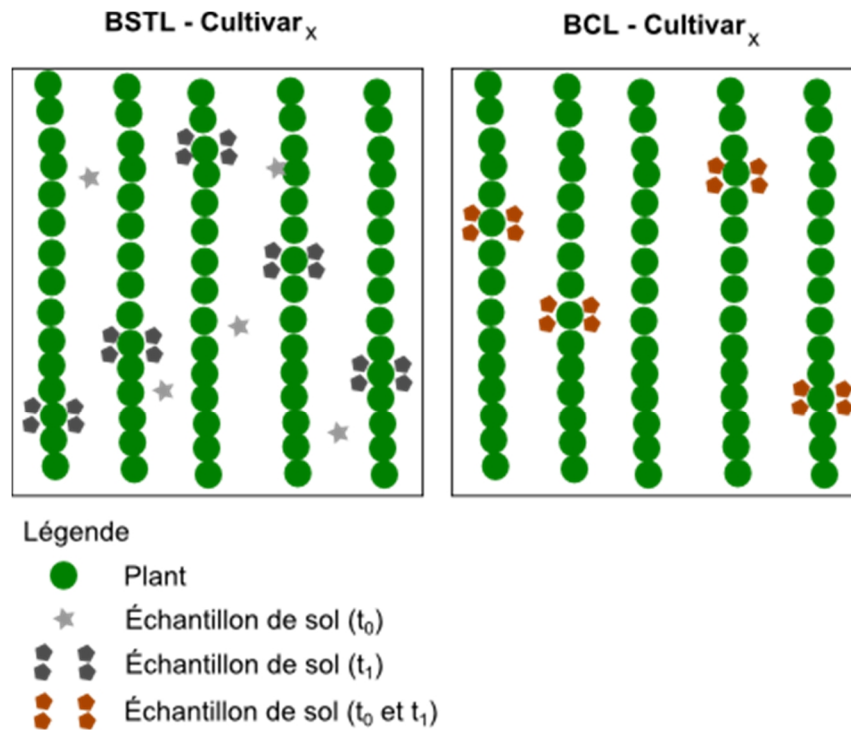


Figure 2.2 Plan d'échantillonnage type pour les deux sites d'étude.

Avant l'installation de la plantation au site des Basses-Terres-du-Saint-Laurent (BSTL), cinq prélèvements de sols, aléatoirement spatialisés et récoltés à la tarière (0-15 cm profondeur), ont formé l'échantillon composite représentant les conditions physicochimiques des sols au temps initial (t_0) pour chacune des parcelles associées aux cultivars et celles de référence (témoin) (figure 2.2). Après la première année de croissance (t_1), les échantillons de sol ont été prélevés à quatre endroits au pied de cinq plants sélectionnés aléatoirement. L'échantillonnage à proximité des plants permet une meilleure précision pour la mesure de l'influence directe de la croissance des plants de saule sur la décontamination du sol.

Au site du Bouclier canadien (BCL), l'échantillonnage composite du sol au temps initial (t_0) a été effectué en quatre points au pied de chacun des plants qui étaient destinés à être récoltés l'année suivante. Après la première année de croissance (t_1), un nouvel échantillonnage du sol a

été réalisé en quatre points au pied des plants sélectionnés pour l'échantillonnage de sol du temps initial.

L'échantillonnage des tissus s'est effectué à l'automne 2011 (BSTL) et l'automne 2012 (BCL), ce qui correspond à une première année de croissance (t_1). Tous les compartiments de saule ont été prélevés, soient les racines, les tiges et les feuilles.



Figure 2.3. Échantillonnage du sol à la tarière, des racines et des parties aériennes (tiges et feuilles)

2.7 Analyses de laboratoire

2.7.1 Préparation des échantillons et mesure de la biomasse

Les échantillons de sol ont été séchés à l'air libre au laboratoire de pédologie de l'Université de Montréal. Un tamisage a ensuite été réalisé pour obtenir des fractions de sols de 2 mm et 0,5 mm afin de répondre aux besoins analytiques.

Les échantillons de tissus (racines, tiges et feuilles) ont premièrement été pesés à l'état humide. Ils ont été séchés au four pour retirer toute l'humidité contenue dans la matière et ainsi pouvoir calculer les concentrations en éléments traces par poids sec. Des sous-échantillons ont été effectués lorsque la biomasse totale était trop importante. Un soin particulier a été porté lors du sous-échantillonnage afin de bien représenter l'ensemble du plant. Le broyage des racines et des tiges a été fait à l'aide d'un broyeur à lame. Les feuilles ont été soumises au broyage à billes.

2.7.2 Analyses des tissus

2.7.2.1 Contenu en éléments traces

Le contenu en éléments traces dans les tissus a été mesuré par la méthode de digestion à l'acide nitrique (HNO_3). Les extraits à l'acide ont été réalisés sur un bloc chauffant. Ainsi, 2 ml d'acide nitrique concentré (qualité métaux traces) ont été ajoutés à 0,2 g de tissus associés à chacune des parties de plantes (i.e. racines, tiges et feuilles). Une prédigestion sans chaleur a été réalisée pendant une nuit, suivie d'une digestion sur bloc durant cinq heures sous température contrôlée de 120° C afin d'en extraire les éléments traces totaux. La solution résultante a été filtrée à l'aide d'une membrane de nylon à 0,45 μm avant d'être diluée pour permettre l'analyse par spectrométrie de masse (ICP-MS).

2.7.3 Analyses des sols

2.7.3.1 Mesure du pH dans l'eau et conductivité électrique

Le pH a été mesuré en utilisant une suspension de 7,5g de sol avec 15 ml d'eau déminéralisée (Hendershot *et al.*, 2008). Le pH des sols a été mesuré avec un pH-mètre *Fisher Scientific Accumet* muni d'une électrode de verre. La conductivité électrique a été mesurée à

l'aide du Radiometer CDM 83. La méthode de Miller et Curtin (2008) utilise l'extraction à l'eau pour solubiliser les sels présents dans les échantillons.

2.7.3.2 Extraction des cations échangeables au BaCl₂

Nous avons mesuré la concentration des cations majeurs (Ca, Mg, K, Na, Fe, Al) et mineurs (Mn, Cu, Zn) échangeables dans les échantillons de sol composite selon la méthode d'extraction au BaCl₂. La capacité d'échange cationique (CEC) a été déterminée en mesurant les concentrations des cations cités plus haut contenus dans les différents échantillons de sol (Hendershot *et al.*, 2008).

2.7.3.3 Mesure du contenu en carbone organique et inorganique

Le carbone organique présent dans la phase solide a été mesuré par titrage du dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) avec le sulfate de fer ferreux (FeSO₄) selon la méthode de Skjemstad et Baldock (2008). La perte au feu a été réalisée par calcination des échantillons pour évaluer la présence et l'abondance de carbonates dans le sol. Ainsi, des chauffages à 600°C et à 1000°C ont été effectués pour, respectivement, éliminer tout le carbone organique et, ensuite, le carbone total de l'échantillon.

2.7.3.4 Mesure de l'azote total et du phosphore disponible

Les analyse d'azote total et du phosphore disponible ont été réalisées par Agri Direct (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec). L'azote total est mesuré par combustion des échantillons sur un appareil LECO. Le phosphore disponible est mesuré à l'aide des méthodes par spectrométrie d'absorption atomique après extraction avec la méthode Mehlich III (Mehlich, 1984).

2.7.3.5 Extraction de Fe et Al

Les concentrations de Fe et Al ont été mesurées par extraction au pyrophosphate de sodium, à l'oxalate d'ammonium (OA) et au dithionite-citrate (DC) pour évaluer l'accumulation des produits d'altération (Courchesne et Turmel, 2008). Respectivement, ces extractions permettent d'évaluer la concentration de Fe et Al complexés à la matière organique, le Fe et Al inorganiques amorphes, et les oxydes et oxyhydroxydes cristallins.

2.7.3.6 Contenu en éléments traces

Des extractions à l'acide nitrique (HNO_3) ont été réalisées afin d'estimer le contenu total en éléments traces de la phase solide (Hendershot *et al.*, 2008). La méthode utilisée pour effectuer les extraits à l'acide est la même que pour les tissus (section 2.6.2.1). La fraction de 0,5 mm a donc été digérée et ensuite diluée avant d'être soumise à l'analyse par spectrométrie de masse (ICP-MS).

2.7.3.7 Minéralogie

La minéralogie des sites a été réalisée sur des échantillons sélectionnés. Ainsi, au site du BTSL, quatre échantillons de sol ont été analysés. Ceux-ci correspondent à un échantillon prélevé dans une parcelle contaminée associée au cultivar FISH CREEK (15 cm de profondeur) et trois échantillons prélevés à différentes profondeurs (0-4 cm, 28-47 cm et 51 cm+) selon un profil non contaminé. Ces profondeurs correspondent à la zone de développement du réseau racinaire (0-4 cm) et au matériel parental (28-47 cm et 51 cm+). Au site du BCL, les échantillons de sol sélectionnés ont été prélevés dans des blocs présentant des propriétés différentes, lesquelles ont été préalablement mesurées lors des analyses de sol (section 3.1.2). Ainsi, la minéralogie des blocs 4, 5, 7 et 8 a été analysée.

Des prétraitements ont été effectués avec l'hypochlorite de sodium (Eau de Javel à pH 9.5) pour éliminer la matière organique et avec le citrate-bicarbonate pour éliminer les oxydes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) enrobant les particules de sols. Ensuite, la séparation des fractions granulométriques (limons fins : 2-20 μm et argiles : < 2 μm) a été effectuée. Pour les

argiles, le surnageant est préservé après une centrifugation à 750 tours/minute (60 G) pendant 4 ½ minutes. Cette opération a été répétée jusqu'à ce que le surnageant devienne clair. Les limons ont été prélevés après une période de sédimentation de 3 minutes et 48 secondes sur le comptoir, alternée avec une période de brassage. Cette opération a été répétée jusqu'à ce que le surnageant devienne clair.

Saturation Mg, Mg-EG et K des échantillons et chauffages

Les deux fractions granulométriques ont été saturées au magnésium (Mg) et au potassium (K) en solution. Chacun de ces sous-échantillons a été déposé sur des lames de verre afin de permettre une sédimentation des minéraux favorisant leur orientation préférentielle. Suite à la première analyse à 25°C, les échantillons saturés au potassium ont été chauffés à 300°C et à 550°C. Ces chauffages permettent l'identification minéralogique des différents phyllosilicates. Après avoir analysé les échantillons saturés au Mg, les lames Mg ont été placées dans un dessiccateur à vide contenant 20 ml d'éthylène glycol pour permettre une saturation Mg-EG. La saturation Mg-EG permet d'identifier la présence ou l'absence des argiles gonflantes comme la smectite.

Analyse minéralogique par diffraction aux rayons X

La composition minéralogique des fractions argileuses et limoneuses a été établie par diffraction des rayons X (Brindley et Brown, 1980). Les analyses ont été effectuées avec le diffractomètre Rigaku Miniflex à 30 kV et 10mA, à une vitesse de 2°min^{-1} de 2 à 70°. L'abondance relative de chaque minéral a été déterminée en utilisant le ratio d'intensité I/I_{QZ} , calculé pour chaque minéral en utilisant l'aire sous la courbe du pic propre à un minéral donné (I), divisé par l'aire sous la courbe obtenue pour le quartz (I_{QZ}). Chaque intensité est ainsi normalisée à l'intensité du pic de Quartz (I_{QZ}) à $d = 0,426$ (Courchesne et Gobran, 1997).

2.8 Calcul du facteur de translocation

Le facteur de translocation (ou ratio de mobilisation) donne une indication de la capacité qu'ont les plantes à transloquer un élément des racines vers les parties aériennes. Pour ce faire, une moyenne pondérée des concentrations en éléments traces a été calculée avec la portion de biomasse mesurée pour les parties aériennes. La moyenne obtenue est ensuite divisée par la concentration mesurée dans les racines.

$$F.T. = \frac{\text{Conc. en E.T.}_x \text{ contenus dans les parties aériennes } (\bar{x} \text{ pondérée})}{\text{Conc. en E.T.}_x \text{ contenus dans les racines}}$$

Par exemple, un plant possède une proportion de biomasse totale de 12% (feuilles), 78% (tiges) et 10% (racines). Pour ces mêmes parties de plantes, on mesure des concentrations en arsenic (mg/kg) de 0,079, 0,034 et de 0,128 pour les feuilles, les tiges et les racines respectivement. On obtiendra un facteur de translocation de 0,14, ce qui est relativement faible, selon :

$$F.T. = \frac{[(0,12_{feuille} * 0,079 \text{ mg/kg}) + (0,78_{tige} * 0,034 \text{ mg/kg})]/2}{0,128 \text{ mg/kg}_{racine}}$$

2.9 Quantité en éléments traces extraits totaux

La quantité d'éléments traces extraite sur les deux sites a été calculée en multipliant la concentration en éléments traces mesurée dans chacune des parties de plante par la biomasse (poids en g) de chacune des parties. Ensuite des moyennes ont été calculées par compartiments (racines, tiges et feuilles) pour chacun des éléments extraits. Finalement, les moyennes obtenues sont rapportées à l'hectare (10 000 m²). Les quantités totales sont calculées pour les deux objectifs.

2.10 Analyses statistiques

2.10.1 Prétraitement des données

L'application de la majorité des tests statistiques requiert la normalité des distributions. La première étape à effectuer consiste donc à tester la normalité du jeu de données. À la lumière de la série de tests Shapiro, on s'aperçoit que la majorité des variables mesurées ne sont pas conformes avec une distribution normale, ce qui est généralement le cas avec les données biologiques et environnementales (Legendre & Legendre, 2012). Ainsi, préalablement à l'exécution des tests paramétriques, une transformation logarithmique ($y' = \log_{10}(y + c)$) a été appliquée sur toutes les variables, afin de normaliser les distributions et d'uniformiser la méthode. Cette transformation est choisie, au contraire de la transformation par racine carrée ($y' = \sqrt{(y + c)}$), car les distributions des données brutes s'éloignent fortement d'une distribution normale et il n'y a pas d'absence de données au sein des variables mesurées. Les transformations normalisatrices courantes sont aussi utiles à la réduction de l'hétéroscédasticité des données, c'est-à-dire qu'elles stabilisent la variance en la rendant indépendante de la moyenne (Legendre & Legendre, 2012), en plus de s'affranchir des unités. Dans ce cas-ci, les unités ne possèdent pas toutes la même dimension (tableau 2.5).

Compte tenu des différences considérables dans les valeurs de concentrations selon l'élément mesuré, un centrage et une réduction ont été effectués pour éviter la surreprésentativité de certaines variables possédant des valeurs extrêmes (e.g. As vs Zn). Les analyses ont été exécutées à l'aide du logiciel statistique R (libraries vegan, MASS, STATS). Le jeu de données a été transformé seulement pour les analyses statistiques multivariées (i.e. PCA et LDA).

Tableau 2.5 Unités pour chacune des variables utilisées dans l'objectif 1 et 2.

| | Variables | Unités |
|-----------------------|---|-------------------------------------|
| Données tissus | Biomasse | g |
| | As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn | mg/kg |
| Données sol | Conductivité électrique | μS/cm |
| | CEC | cmol(+)/kg |
| | pH | μmol H ⁺ L ⁻¹ |
| | M.O. et Carbonates | % |
| | N total et P-MehlichIII | g/kg |
| | As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn | mg/kg |
| | Granulométrie (sables, limons, argiles) | % |

2.10.2 Analyse discriminante linéaire (LDA)

La démonstration des distinctions entre les parties de plante a été effectuée à l'aide de l'analyse discriminante linéaire (LDA), laquelle permet d'évaluer l'appartenance d'un individu à un groupe prédéfini par l'utilisateur. Lors d'une LDA, la discrimination des individus en fonction du critère de classification (i.e. groupe) est établie à l'aide d'une équation linéaire. Cette équation permet d'établir l'importance de chaque descripteur dans la discrimination des individus (Legendre et Legendre, 2012). Ce type d'analyse est considéré comme une forme d'analyse inverse par ter Braak (1987), c'est-à-dire que les groupes sont les variables réponse (Y) et les variables explicatives (données quantitatives mesurées) sont utilisées pour prédire l'appartenance des individus aux différents groupes. Dans ce cas, les variables explicatives (X) sont les concentrations en éléments traces et la biomasse de chacun des individus, et les groupes (Y) sont déjà connus, car il s'agit des parties de plantes. En ce sens, aucune analyse de groupement préalable n'est nécessaire.

➤ Objectif 1

Dans un premier temps, deux LDA préalables, une pour chaque site, ont été utiles afin de déterminer si la distinction des parties de plante (racines, tiges, feuilles) établie dans la matrice de données X était légitime. En fonction des résultats de cette première série de LDA, la distinction des parties de plante a été maintenue dans la LDA suivante, seulement si leur discrimination était significative, sans quoi leur distinction aurait été futile. Étant donné que les parties de plante présentaient des différences significatives, une division plus fine des groupes a été faite combinant les facteurs sites et compartiments végétaux afin de réaliser la LDA suivante (e.g. tige_BTSL/tige_BCL, racine_BTSL/ racine_BCL, etc.).

➤ Objectif 2

Pour l'objectif 2, deux séries de LDA ont été réalisées. Dans un premier temps, trois LDA ont été utiles à savoir si les compartiments de chacun des cultivars étaient significativement distincts. Ainsi, les variables réponses (Y) sont les compartiments associés à chacun des cultivars testés individuellement, et les variables explicatives (X) sont la biomasse et les concentrations en éléments traces mesurées dans lesdits compartiments. Ensuite, une

dernière LDA a été effectuée pour voir si nous pouvions prédire l'appartenance d'un compartiment végétal à un cultivar donné. Dans ce cas, les variables réponses (Y) étaient les parties de plante appartenant aux trois cultivars pris simultanément et les variables explicatives (X) représentaient les concentrations en éléments traces et la quantité de biomasse de chacun des compartiments de végétaux.

2.10.3 Analyse en composantes principales (PCA)

Des analyses en composantes principales ont été réalisées afin de mettre en lumière les corrélations entre les variables édaphiques. Il s'agit d'une méthode d'ordination multivariée, laquelle consiste à faire une représentation graphique des objets (i.e. individus ou échantillons) selon un nombre d'axes équivalent au nombre de variables descriptives testées. Cependant, considérant qu'il est impossible de faire une telle représentation graphique lorsque celle-ci excède trois dimensions, les utilisateurs effectuent la représentation selon deux axes orthogonaux. Ces deux axes sont choisis, car ce sont eux qui, dans un espace au nombre de dimensions réduit, expliquent la plus grande fraction de la variation au sein du jeu de données; l'axe horizontal (axe 1) expliquant davantage de variation que l'axe vertical (axe 2). Cette méthode permet d'observer les relations linéaires entre les variables projetées selon leur disposition dans l'espace. En ce sens, deux types de cadrage peuvent être utilisés : le cadrage de type I et le cadrage de type II. Le premier effectue une ordination selon l'espace euclidien. Lorsque ce type de cadrage est utilisé, l'utilisateur effectue une rotation de l'espace graphique. Le deuxième type de cadrage effectue cette rotation et positionne les descripteurs afin que le cosinus des vecteurs soit proportionnel à leur covariance. Ainsi, un angle de 0° correspond à une corrélation parfaite et un angle de 180° à une corrélation négative parfaite. À 90° , aucune corrélation n'existe. Le cadrage de type II a été utilisé pour permettre la représentation des relations entre les vecteurs projetés.

2.10.4 Analyses générales

Des analyses statistiques univariées ont été effectuées sur les données brutes afin de répondre à certaines questions, notamment sur l'hétérogénéité des caractéristiques du sol sur un site donné. L'ANOVA avec permutations a été sélectionnée compte tenu de l'asymétrie du jeu de données brutes. Finalement, le test de comparaison de moyenne de Wilcoxon (Mann-Whitney) a été effectué pour tester certaines hypothèses quant à la comparaison d'ensembles. Ces deux tests non paramétriques ne requièrent pas la normalité des données; la transformation logarithmique n'a donc pas été nécessaire.

CHAPITRE 3. RÉSULTATS

3.1 Caractéristiques des sols à l'étude

3.1.1 Basses-terres du Saint-Laurent (BTSL)

Le site des BTSL présente des caractéristiques spatialement hétérogènes (figure 3.4 et 3.5). De fait, les résultats d'ANOVA par permutations montrent qu'au niveau des éléments traces, seuls le Ni ($p=0,07$) et le Zn ($p=0,096$) présentent des valeurs significativement homogènes entre les blocs (tableau 3.6) pour un seuil α de 0,05.

Comme le site a été divisé en deux sections, soit contaminée (C+) ou non contaminée (C-), un test de comparaison de moyenne de Wilcoxon a été réalisé pour établir quelles étaient les variables significativement différentes entre les deux types de sol, lesquels étaient identifiés selon les facteurs C+ et C- (tableau 3.7). Le pH, le phosphore disponible, le contenu en carbonates, les concentrations de Cd, Cu, Ni et Pb sont différentes ($p < 0,05$) entre les deux sections. Pour certaines variables, notamment le contenu en matière organique, l'azote, le phosphore et le Cd, le bloc 3 et les blocs de la section contaminée présentent des valeurs semblables (figures 3.4 et 3.5). La division du site en deux sections est donc conservée pour déterminer la réponse du cultivar FISH CREEK au degré de contamination.

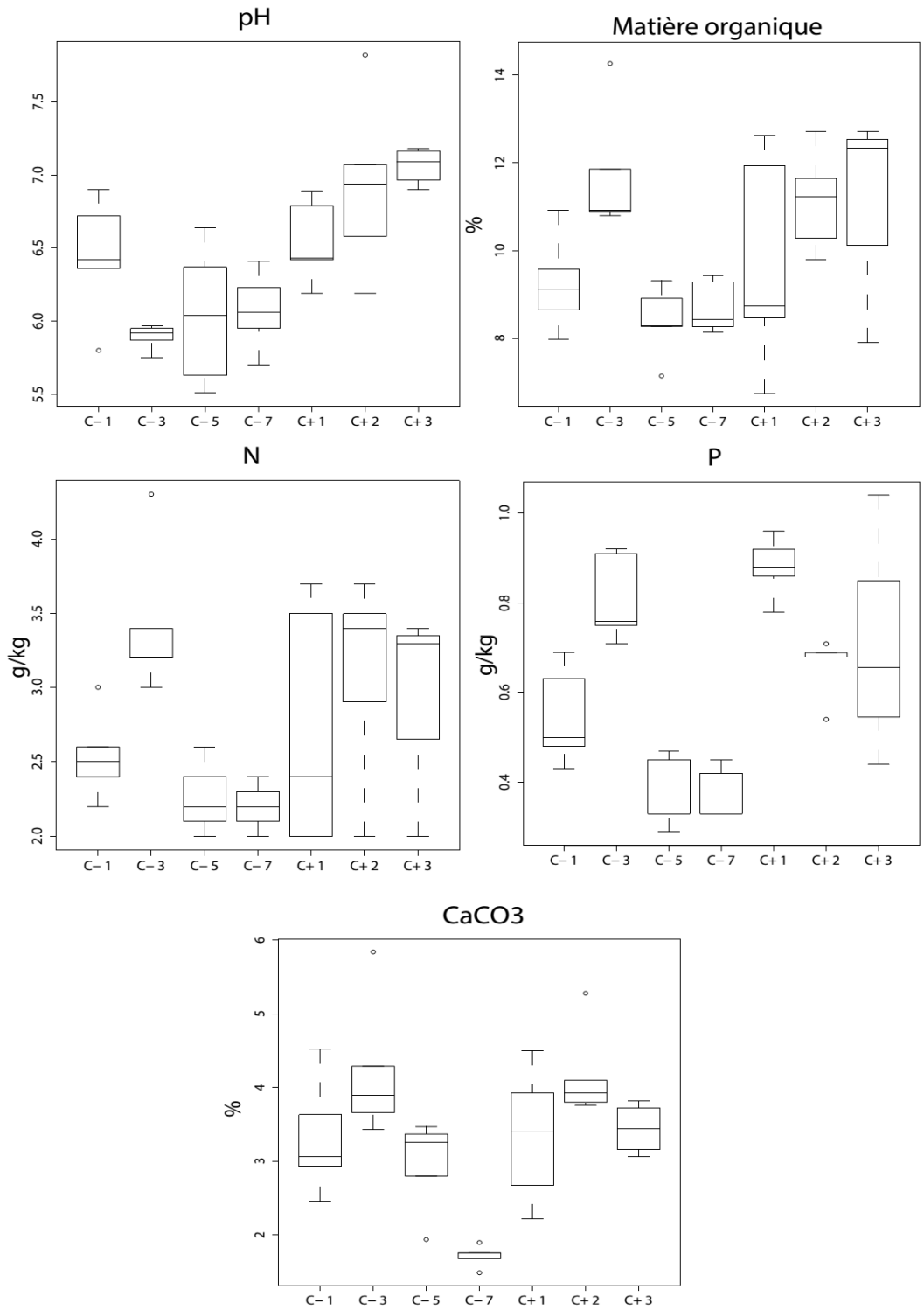


Figure 3.4. Propriétés chimiques des sols au temps 0, site BTSL. Sur l'abscisse, le sigle "C-" correspond aux blocs non contaminés et le sigle "C+" correspond aux blocs contaminés (n=35, soit 5 échantillons/bloc).

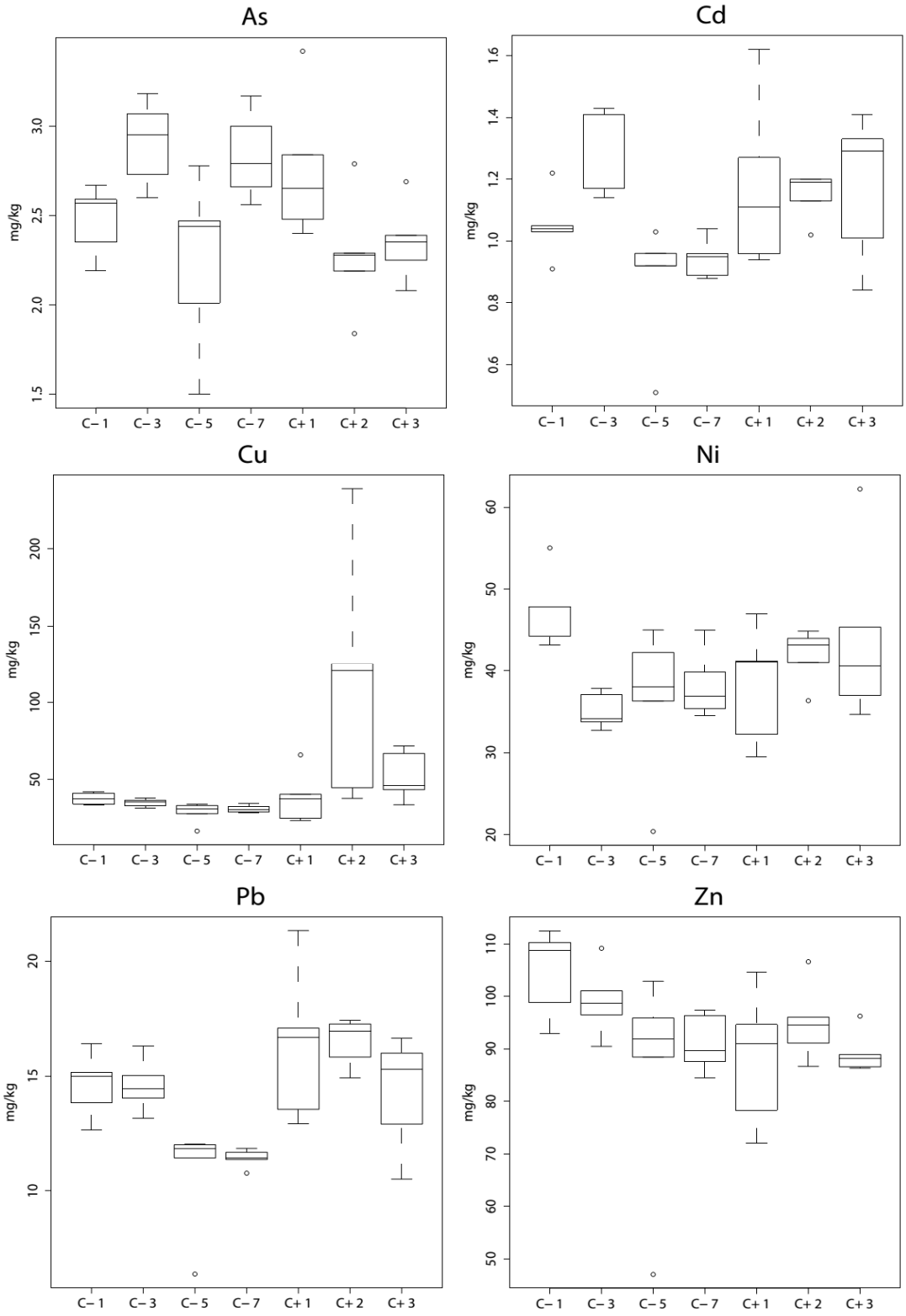


Figure 3.5 Concentrations en éléments traces totaux mesurées au temps 0, site BTSL (n=35, 5/bloc). (Référer à la figure 3.4 pour la description des axes)

Tableau 3.6 Résultats des tests d'ANOVA par permutations (nperm=999) sur les variables chimiques et les concentrations en éléments traces mesurées entre les blocs au site BTSL, temps 0.

| Variable | Sig. (ANOVA) |
|-------------------|--------------|
| pH | 0,001 *** |
| M.O. | 0,006 ** |
| CaCO ₃ | 0,001 *** |
| P | 0,001 *** |
| N | 0,015 * |
| As | 0,006 ** |
| Cd | 0,001 *** |
| Cu | 0,001 *** |
| Ni | 0,07 |
| Pb | 0,016 ** |
| Zn | 0,096 |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement.

Tableau 3.7 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) sur les variables chimiques et des concentrations en éléments traces mesurées entre les sections 1 (C-1, C-3, C-5, C-7) et 2 (C+1, C+2, C+3) du site BTSL, temps 0.

| Variable | Sig. (Wilcox) | Valeur supérieure |
|-------------------|---------------|-------------------|
| pH | < 0,001 *** | Section 2 |
| M.O. | 0,031 ** | Section 2 |
| CaCO ₃ | 0,027 ** | Section 2 |
| P | 0,003 ** | Section 2 |
| N | 0,103 | Section 2 |
| As | 0,063 | Section 1 |
| Cd | 0,056 | Section 2 |
| Cu | < 0,001 *** | Section 2 |
| Ni | 0,304 | Section 2 |
| Pb | < 0,001 *** | Section 2 |
| Zn | 0,029 * | Section 1 |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement.

Tableau 3.8 Capacité d'échange cationique (CEC) et cations échangeables des sept échantillons composites de sols au site BTSL, temps 0.

| Bloc (n) | | CEC | Ca | Mg | K | Na | Fe | Al | Mn | Zn | Cu |
|------------------------|---|------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| ----- cmol(+)/kg ----- | | | | | | | | | | | |
| Sol C- | | | | | | | | | | | |
| 1 | 1 | 29,6 | 22,4 | 5,4 | 1,6 | 0,06 | < ldm | 0,089 | 0,004 | 0,000 | < ldm |
| 3 | 1 | 30,5 | 22,0 | 5,5 | 2,7 | 0,14 | < ldm | 0,218 | 0,006 | 0,000 | < ldm |
| 5 | 1 | 25,2 | 17,9 | 5,6 | 1,4 | 0,11 | < ldm | 0,156 | 0,009 | 0,000 | < ldm |
| 7 | 1 | 26,1 | 19,0 | 5,3 | 1,6 | 0,12 | < ldm | 0,081 | 0,008 | < ldm | < ldm |
| Sol C+ | | | | | | | | | | | |
| 1 | 1 | 32,6 | 25,8 | 5,1 | 1,3 | 0,28 | 0,06 | 0,020 | 0,004 | 0,000 | < ldm |
| 2 | 1 | 33,8 | 27,4 | 4,2 | 1,9 | 0,13 | < ldm | 0,091 | 0,011 | 0,002 | < ldm |
| 3 | 1 | 35,8 | 29,0 | 4,7 | 1,7 | 0,34 | < ldm | 0,091 | 0,011 | < ldm | < ldm |

La granulométrie des échantillons composites est caractérisée par une abondance d'argiles et de limons (tableau 3.9). Le bloc 5 possède une proportion d'argiles considérable, soit de 68% de son contenu, ce qui lui confère une texture d'argile lourde. Les différences physiques entre les parcelles non contaminées et contaminées résident dans les densités mesurées, lesquelles sont légèrement plus faibles dans les parcelles contaminées.

Les blocs contaminés possèdent des valeurs de carbone organique légèrement supérieures à celles des blocs non contaminés (tableau 3.10). Ensuite, la fraction la plus abondante des oxydes est celle associée aux oxydes inorganiques amorphes, lesquels correspondent à l'extraction par oxalate d'ammonium (tableau 3.10). L'importance des fractions d'oxydes se classe selon l'ordre suivant : Oxa. > Pyro. > DC.

Dans l'échantillon associé à FISH CREEK (C+), on retrouve une abondance relative considérable au niveau des phyllosilicates de la fraction argileuse, notamment pour la chlorite, la vermiculite et les micas (tableau 3.11 et 3.12). Bien qu'elle ne soit pas aussi marquée, on peut observer cette abondance de phyllosilicates dans le profil (C-) pour la chlorite et les micas. Dans les deux fractions analysées, les feldspaths potassiques et plagioclases sont abondants.

Tableau 3.9 Granulométrie, densité et texture des sept échantillons composites de sols au site BTSL, temps 0.

| | Bloc | (n) | Densité (g/cm ³) | Sables | Limons % | Argiles | Texture ¹ |
|--------|------|-----|---------------------------------|--------|-------------|---------|----------------------|
| Sol C- | 1 | 1 | 1,71 | 16,2 | 47,6 | 36,2 | Loam limono-argileux |
| | 3 | 1 | 1,78 | 20,8 | 56,8 | 22,5 | Loam limoneux |
| | 5 | 1 | 1,24 | 5,08 | 26,5 | 68,4 | Argile lourde |
| | 7 | 1 | 1,31 | 6,29 | 55,5 | 38,3 | Loam limono-argileux |
| Sol C+ | 1 | 1 | 0,87 | 17,2 | 53,7 | 29,2 | Loam limoneux |
| | 2 | 1 | 1,03 | 18,6 | 50,2 | 31,2 | Loam limono-argileux |
| | 3 | 1 | 1,11 | 20,1 | 47,2 | 32,7 | Loam argileux |

¹ : Classes texturales selon le Système canadien de classification des sols (2002)

Tableau 3.10 Contenu en carbone organique et en oxydes de fer et d'aluminium en fonction des différents extractants des sept échantillons composites de sols au site BTSL, temps 0.

| Bloc | (n) | C-org | Pyrophosphate | | Oxalate | | DC Fe |
|--------------------|-----|-------|---------------|-----|---------|-----|----------|
| | | | Fe | Al | Fe | Al | |
| ----- (g/kg) ----- | | | | | | | |
| Sol C- | | | | | | | |
| 1 | 1 | 29,2 | 1,6 | 0,9 | 4,7 | 3,7 | 5,2 |
| 3 | 1 | 33,4 | 2,4 | 1,4 | 5 | 3,5 | 5,7 |
| 5 | 1 | 19,1 | 2 | 0,9 | 4,8 | 3,2 | 5,9 |
| 7 | 1 | 23,4 | 2,3 | 1,1 | 5,3 | 3,2 | 6,6 |
| Sol C+ | | | | | | | |
| 1 | 1 | 34,7 | 2,4 | 1,2 | 4,6 | 3,7 | 5,5 |
| 2 | 1 | 28,9 | 2,3 | 1,1 | 5 | 4,2 | 6,7 |
| 3 | 1 | 36,1 | 2,2 | 0,8 | 5,9 | 4,1 | 6,8 |

Tableau 3.11 Minéralogie (I_x/I_{QZ})¹ des argiles (< 2µm) d'un échantillon de sol composite prélevé dans les 15 premiers centimètres (horizon Ap) du bloc 1 de la section contaminée et d'un profil de sol de 50 cm situé dans la section non contaminée.

| Minéral | Pic ⁴ Å | FISH /Bloc 1 C+ | | Profil | |
|--|-----------------------|--------------------|--------|----------|--------|
| | | 0-15 cm | 0-4 cm | 28-47 cm | 51 cm+ |
| Quartz | 0,426 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Chlorite | 1,42 | 0,39 | 1,79 | 0,8 | 0,6 |
| Vermiculite ² | 1,4 | 1,96 | 0,33 | 1,43 | 0,43 |
| Micas (phlogopite) ³ | 1,01 | 2,08 | 1,33 | 1,71 | 0,69 |
| Amphiboles | 0,853 | 0,56 | 0,36 | 0,64 | 0,69 |
| Feldspath-K (microcline) | 0,324 à 0,325 | 1,00 | 1,07 | 1,29 | 0,91 |
| Plagioclase | 0,321 à 0,319 | 2,08 | 3,02 | 2,68 | 2,51 |
| Pyroxène | 0,299 | - | 0,11 | 0,48 | 0,6 |

¹: Ratio de l'intensité du pic d'un minéral donné (I_x) sur celle du pic à 4,26 du Quartz (I_{QZ})

²: Ratio du pic à 1,40 nm saturation Mg (chlorite et vermiculite) - ratio du pic à 1,40 nm

³: Pic majeur caractéristique à 0.354 nm

⁴: Tous les minéraux ont été analysés sur la lame Mg-25°C, sauf la chlorite (K-25°C)

Tableau 3.12 Minéralogie (I_x/I_{QZ})¹ des limons (2 à 20 µm) d'un échantillon de sol composite prélevé dans les 15 premiers centimètres (horizon Ap) du bloc 1 de la section contaminée et d'un profil de sol de 50 cm situé dans la section non contaminée.

| Minéral | Pic ⁴ | FISH/Bloc 1 C+ | | Profil | |
|--|------------------|-------------------|--------|----------|--------|
| | | 0-15 cm | 0-4 cm | 28-47 cm | 51 cm+ |
| Quartz | 0,426 Å | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Chlorite | 1,42 Å | 0,16 | 0,18 | 0,55 | 0,64 |
| Vermiculite ² | 1,4 Å | 0,99 | 0,48 | 0,86 | 0,5 |
| Micas (phlogopite) ³ | 1,01 Å | 0,42 | 0,45 | 0,5 | 0,73 |
| Amphiboles | 0,853 Å | 0,17 | 0,29 | 0,32 | 0,45 |
| Feldspath-K (microcline) | 0.324 à 0.325 Å | 1,08 | 1,05 | 1,07 | 1,16 |
| Plagioclase | 0.321 à 0.319 Å | 2,35 | 2,04 | 1,95 | 2,96 |
| Pyroxène | 0,299 Å | 0,38 | 0,28 | 0,42 | 0,57 |

¹: Ratio de l'intensité du pic d'un minéral donné (I_x) sur celle du pic à 4,26 du Quartz (I_{QZ})

²: Ratio du pic à 1,40 nm saturation Mg (chlorite et vermiculite) - ratio du pic à 1,40 nm

³: Pic majeur caractéristique à 0.354 nm

⁴: Tous les minéraux ont été analysés sur la lame Mg-25°C, sauf la chlorite (K-25°C)

3.1.2 Bouclier canadien (BCL)

Au temps 0, les sols au site du BCL sont très hétérogènes. Les concentrations totales en azote et en phosphore suggèrent la présence des deux sous-ensembles parmi les blocs. Les blocs 1, 2, 7 et 8 présentent des concentrations de même ordre, ce qui est aussi le cas pour les blocs 3, 4, 5 et 6. De fait, des tests unilatéraux de comparaison de moyenne confirment une ségrégation entre ces deux sous-ensembles, lesquels possèdent des valeurs significativement différentes au niveau du pH, de la matière organique, de l'azote, du phosphore et des carbonates (tableau 3.15).

En ce qui concerne les éléments traces, les résultats d'ANOVA suggèrent que seul le Pb est spatialement hétérogène sur le site. Bien que les résultats d'ANOVA par permutations ne soient pas significatifs pour les autres éléments, on peut néanmoins observer des similitudes entre les blocs 1, 2, 7 et 8. Les blocs 3, 4, 5 et 6 présentent aussi des valeurs semblables. Des tests unilatéraux de comparaison de moyenne ont montré que seules les concentrations en Cd ($p=0,51$) et en Zn ($p=0,07$) n'étaient pas significativement différentes entre les deux sections (tableau 3.15). À la suite de ce constat, la division en deux sous-ensembles est maintenue. Ainsi, la section avec une contamination supérieure (C+) correspond aux blocs 1, 2, 7 et 8 alors qu'une deuxième section correspond aux blocs 3, 4, 5 et 6, lesquels sont moins contaminés (C-).

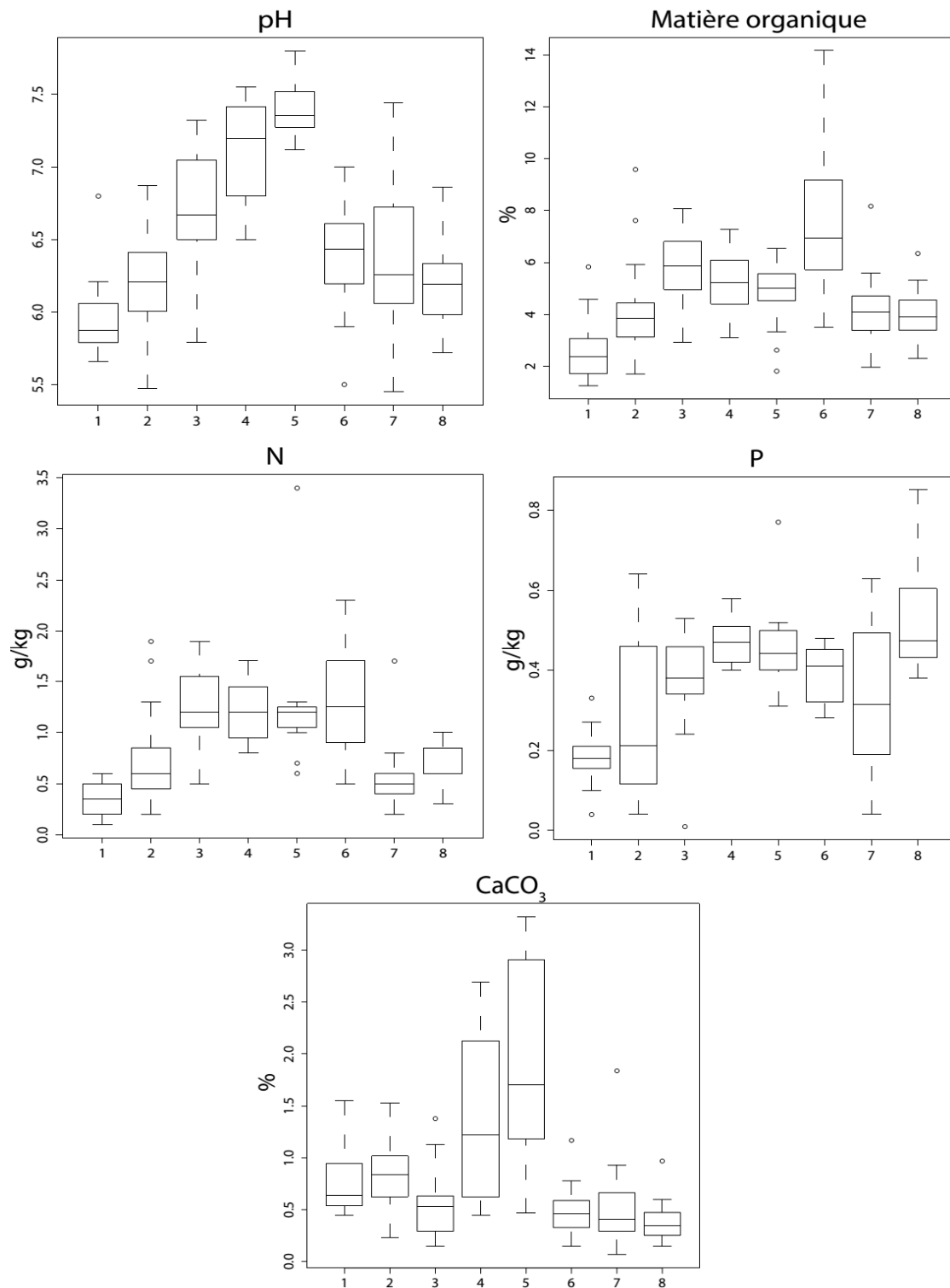


Figure 3.6 Propriétés chimiques des sols au site BCL, temps 0. L'abscisse présente les blocs numérotés selon le dispositif expérimental (n=32, soit 4 échantillons/bloc).

Tableau 3.13. Statistiques descriptives des concentrations en éléments traces (mg/kg) au site BCL, temps 0, pour les huit blocs. (La représentation graphique se trouve en annexe)

| Bloc | | As | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn |
|-----------|------------|-------|------|-------|------|------|------|
| | | mg/kg | | | | | |
| B1 | Min. | 0,18 | 0,19 | 14,47 | 4,69 | 3,08 | 45,9 |
| | Max. | 2,76 | 2,44 | 287 | 34,7 | 197 | 377 |
| | Moy. | 0,62 | 0,56 | 62,2 | 11,3 | 27,5 | 107 |
| | Écart-type | 0,60 | 0,59 | 67,3 | 7,31 | 47,1 | 87,4 |
| B2 | Min. | 0,31 | 0,25 | 6,68 | 1,94 | 4,63 | 41,8 |
| | Max. | 12,5 | 1,6 | 270,1 | 43,1 | 87,9 | 452 |
| | Moy. | 1,65 | 0,51 | 64,4 | 11,0 | 22,7 | 114 |
| | Écart-type | 2,95 | 0,36 | 69,5 | 10,4 | 21,3 | 103 |
| B3 | Min. | 0,93 | 0,31 | 11,9 | 3,5 | 14,6 | 47,3 |
| | Max. | 2,35 | 8,1 | 186 | 11,9 | 57,6 | 371 |
| | Moy. | 1,52 | 0,98 | 52,1 | 7,4 | 22,7 | 100 |
| | Écart-type | 0,39 | 1,92 | 56,7 | 2,67 | 11,1 | 78,6 |
| B4 | Min. | 0,76 | 0,24 | 6,27 | 2,28 | 9,87 | 45,3 |
| | Max. | 1,9 | 0,38 | 64,5 | 8,96 | 21,8 | 75,3 |
| | Moy. | 1,28 | 0,32 | 18,9 | 4,95 | 15,6 | 56,4 |
| | Écart-type | 0,30 | 0,05 | 13,9 | 1,65 | 3,34 | 9,25 |
| B5 | Min. | 0,85 | 0,28 | 10,3 | 3,38 | 12,6 | 46,1 |
| | Max. | 1,79 | 0,55 | 93,4 | 16,8 | 29,6 | 116 |
| | Moy. | 1,26 | 0,38 | 27,6 | 7,25 | 21,1 | 67,5 |
| | Écart-type | 0,30 | 0,09 | 20,2 | 3,82 | 5,63 | 18,3 |
| B6 | Min. | 0,54 | 0,24 | 4,79 | 1,88 | 12,4 | 37,2 |
| | Max. | 2,33 | 0,54 | 118 | 11,4 | 29,1 | 103 |
| | Moy. | 1,47 | 0,36 | 25,4 | 4,92 | 18,2 | 63,9 |
| | Écart-type | 0,49 | 0,1 | 27,8 | 2,63 | 5,23 | 21,8 |
| B7 | Min. | 0,19 | 0,23 | 7,65 | 3,3 | 2,72 | 34,1 |
| | Max. | 3,02 | 4,01 | 1952 | 46,1 | 90,1 | 365 |
| | Moy. | 0,96 | 1,01 | 202 | 16,3 | 27,8 | 151 |
| | Écart-type | 0,80 | 1,1 | 473 | 14,3 | 23,7 | 107 |
| B8 | Min. | 0,22 | 0,21 | 6,14 | 2,55 | 3,58 | 32,2 |
| | Max. | 0,96 | 0,56 | 48,8 | 12,1 | 25,1 | 73,9 |
| | Moy. | 0,48 | 0,3 | 21,1 | 6,95 | 10,6 | 50,4 |
| | Écart-type | 0,18 | 0,09 | 11,9 | 2,96 | 5,69 | 13,1 |

Tableau 3.14 Résultats des tests d'ANOVA par permutations sur les variables chimiques et les concentrations en éléments traces mesurées dans les huit blocs du site BCL, temps 0.

| Variables testées | Sig. (ANOVA) |
|-------------------|--------------|
| pH | 0,372 |
| M.O. | 0,001 *** |
| CaCO ₃ | 0,023 ** |
| P | 0,001 *** |
| N | 0,654 |
| As | 0,142 |
| Cd | 1 |
| Cu | 1 |
| Ni | 0,998 |
| Pb | 0,016 ** |
| Zn | 0,091 |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement.

Tableau 3.15. Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) sur les variables chimiques et les concentrations en éléments traces mesurées entre les deux sous-ensembles de blocs définis¹ au site du BCL, temps 0.

| Variables testées | Prob. (Wilcox) | Valeur supérieure |
|-------------------|----------------|-------------------|
| pH | < 0,001 *** | Section 1 |
| M.O. | < 0,001 *** | Section 2 |
| CaCO ₃ | 0,020 ** | Section 2 |
| P | 0,013 ** | Section 2 |
| N | < 0,001 *** | Section 2 |
| As | < 0,001 *** | Section 2 |
| Cd | 0,51 | = |
| Cu | < 0,001 *** | Section 1 |
| Ni | < 0,001 *** | Section 1 |
| Pb | 0,002 ** | Section 2 |
| Zn | 0,07 | Section 1 |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement;

¹Section 1 : blocs 1, 2, 7, 8; Section 2 : blocs 3, 4, 5, 6.

La CEC (tableau 3.16) est comparable entre les blocs 4 (13,1 cmol(+)/kg) et 5 (14,1 cmol(+)/kg) et entre les blocs 7 (4,8 cmol(+)/kg) et 8 (4,2 cmol(+)/kg) (tableau 5.16). Le cation échangeable le plus abondant dans le sol est le Ca, lequel représente en moyenne environ 90% de la CEC mesurée. Les contenus en Cu et Zn échangeables sont négligeables en comparaison aux concentrations dans les extraits à l'acide nitrique.

La granulométrie du site est caractérisée par une dominance de la fraction sableuse (tableau 3.17). Le bloc 4 est le seul possédant une proportion d'argile qui se distingue, soit 28%. La minéralogie de la fraction argileuse (tableau 3.21) présente des valeurs plus faibles au niveau de l'abondance relative de vermiculite, chlorite et de micas, voire l'absence de certains phyllosilicates dans les échantillons des blocs 4 et 5. L'abondance en plagioclase et en pyroxène est importante dans la fraction limoneuse (tableau 3.20).

Comme l'extraction des oxydes est séquentielle et cumulative, ce sont les fractions de Fe et Al associées à la matière organique (pyrophosphate de sodium) qui représentent la majorité des oxydes mesurés. L'abondance des fractions d'oxydes suit l'ordre suivant : Pyro. > DC > Oxa.

Tableau 3.16 Capacité d'échange cationique (CEC) et cations échangeables des huit échantillons composites de sols au site BCL, temps 0.

| Bloc | (n) | CEC | Ca | Mg | K | Na | Fe | Al | Mn | Zn | Cu |
|-------------------|------------|------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| cmol(+)/kg | | | | | | | | | | | |
| 1 | 1 | 2,6 | 1,7 | 0,11 | 0,57 | 0,01 | 0,05 | 0,08 | 0,012 | 0,035 | 0,004 |
| 2 | 1 | 4,6 | 3,9 | 0,16 | 0,35 | 0,01 | 0,05 | 0,09 | 0,031 | 0,030 | 0,001 |
| 3 | 1 | 11,0 | 10,4 | 0,24 | 0,18 | 0,01 | 0,03 | 0,07 | 0,026 | 0,010 | 0,001 |
| 4 | 1 | 13,1 | 12,7 | 0,13 | 0,20 | 0,01 | 0,01 | 0,06 | 0,006 | 0,000 | 0,001 |
| 5 | 1 | 14,1 | 13,7 | 0,12 | 0,20 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,003 | 0,000 | 0,000 |
| 6 | 1 | 8,0 | 7,6 | 0,16 | 0,09 | 0,01 | 0,03 | 0,06 | 0,042 | 0,005 | 0,000 |
| 7 | 1 | 4,8 | 4,2 | 0,18 | 0,20 | 0,01 | 0,06 | 0,07 | 0,021 | 0,046 | 0,002 |
| 8 | 1 | 4,2 | 3,5 | 0,16 | 0,33 | 0,01 | 0,03 | 0,08 | 0,012 | 0,011 | 0,000 |

Tableau 3.17 Granulométrie, densité et texture des huit échantillons composites de sols au site BCL, temps 0.

| Bloc | (n) | Densité | Sables | Limons % | Argiles | Texture ¹ |
|------|-----|---------|--------|-------------|---------|----------------------|
| 1 | 1 | 1,15 | 77,5 | 20,6 | 1,86 | Sable loameux |
| 2 | 1 | 1,29 | 81,18 | 16,9 | 1,85 | Sable loameux |
| 3 | 1 | 1,31 | 84,1 | 14,4 | 1,53 | Sable |
| 4 | 1 | 1,91 | 19,9 | 51,8 | 28,3 | Loam limoneux |
| 5 | 1 | 1,04 | 93,8 | 5,83 | 0,36 | Sable |
| 6 | 1 | 1,45 | 77 | 20,9 | 2,1 | Sable loameux |
| 7 | 1 | 1,34 | 81,7 | 16,4 | 1,89 | Sable lomeux |
| 8 | 1 | 1,51 | 86,7 | 12,1 | 1,2 | Sable |

¹ : Classes texturales selon le Système canadien de classification des sols (2002)

Tableau 3.18 Contenu en carbone organique et oxydes de fer et d'aluminium pour différents extractants des huit échantillons composites de sols au site BCL, temps 0.

| Bloc | (n) | C-org | Pyro | | Oxa | | DC Fe |
|--------------------|-----|-------|------|------|------|------|----------|
| | | | Fe | Al | Fe | Al | |
| ----- (g/kg) ----- | | | | | | | |
| 1 | 1 | 8,89 | 1,30 | 1,40 | 3,29 | 1,70 | 4,64 |
| 2 | 1 | 12,8 | 2,02 | 2,07 | 3,80 | 2,35 | 5,99 |
| 3 | 1 | 14,0 | 2,03 | 2,05 | 3,58 | 2,34 | 5,60 |
| 4 | 1 | 16,9 | 2,21 | 2,25 | 3,44 | 2,56 | 6,05 |
| 5 | 1 | 17,2 | 2,25 | 2,26 | 3,53 | 2,61 | 6,01 |
| 6 | 1 | 17,7 | 2,61 | 2,18 | 3,61 | 2,86 | 6,11 |
| 7 | 1 | 19,8 | 3,05 | 2,64 | 4,41 | 3,80 | 6,72 |
| 8 | 1 | 20,2 | 3,28 | 2,90 | 4,60 | 3,87 | 7,70 |

Tableau 3.19 Minéralogie (I_x/I_{QZ})¹ des argiles (< 2 μ m) de quatre échantillons composites prélevés dans les blocs 4, 5, 7 et 8 au site BCL, temps 0.

| Minéral | Pic ³ | Bloc 4 | Bloc 5 | Bloc 7 | Bloc 8 |
|--------------------------------|------------------|--------|--------|--------|--------|
| Quartz | 0,426 Å | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Chlorite | 1,42 Å | 0,55 | 0,50 | 0,64 | 0,56 |
| Vermiculite² | 1,4 Å | - | - | 0,44 | 0,09 |
| Micas | 1,01 Å | - | - | 0,32 | 0,45 |
| Amphiboles | 0,853 Å | - | - | - | - |
| Feldspath-K | 0.324 à 0.325 Å | - | - | - | - |
| Plagioclase | 0.321 à 0.319 Å | 0,66 | 0,50 | 0,72 | 0,85 |
| Pyroxène | 0,299 Å | 0,88 | 0,62 | 0,92 | 1,00 |

¹: Ratio de l'intensité du pic d'un minéral donné (I_x) sur celle du pic à 4,26 du Quartz (I_{QZ})

²: Ratio du pic à 1,40 nm saturation Mg (chlorite et vermiculite) - ratio du pic à 1,40 nm

³: Tous les minéraux ont été analysés sur la lame Mg-25°C, sauf la chlorite (K-25°C)

Tableau 3.20 Minéralogie (I_x/I_{QZ}) des limons (2 à 20 μ m) de quatre échantillons composites prélevés dans les blocs 4, 5, 7 et 8 au site BCL, temps 0.

| Minéral | Pic ³ | Bloc 4 | Bloc 5 | Bloc 7 | Bloc 8 |
|--------------------------------|------------------|--------|--------|--------|--------|
| Quartz | 0,426 Å | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Chlorite | 1,42 Å | 0,16 | - | 0,41 | 0,38 |
| Vermiculite² | 1,4 Å | 0,62 | 0,55 | 0,70 | 1,36 |
| Micas | 1,01 Å | 0,21 | 0,29 | 0,46 | 0,60 |
| Amphiboles | 0,853 Å | 0,27 | 0,25 | 0,68 | 0,63 |
| Feldspath-K | 0.324 à 0.325 Å | - | 0,25 | - | - |
| Plagioclase | 0.321 à 0.319 Å | 0,46 | 0,43 | 0,43 | 0,68 |
| Pyroxène | 0,299 Å | 1,92 | 1,25 | 1,96 | 2,57 |

¹: Ratio de l'intensité du pic d'un minéral donné (I_x) sur celle du pic à 4,26 du Quartz (I_{QZ})

²: Ratio du pic à 1,40 nm saturation Mg (chlorite et vermiculite) - ratio du pic à 1,40 nm

³: Tous les minéraux ont été analysés sur la lame Mg-25°C, sauf la chlorite (K-25°C)

3.1.3 Corrélations entre les propriétés des sols

3.1.3.1 Site du BTSL

Au site du BTSL on observe des corrélations positives entre le contenu en matière organique, l'azote, le phosphore et le contenu en carbonates (figure 3.7). De manière générale, il existe une relation positive entre les concentrations en Cd, Pb et Zn et toutes les variables mesurées (M.O., N, P et CaCO₃) sauf le pH. Ce dernier est corrélé positivement avec le Cu et le Ni, et négativement avec l'As.

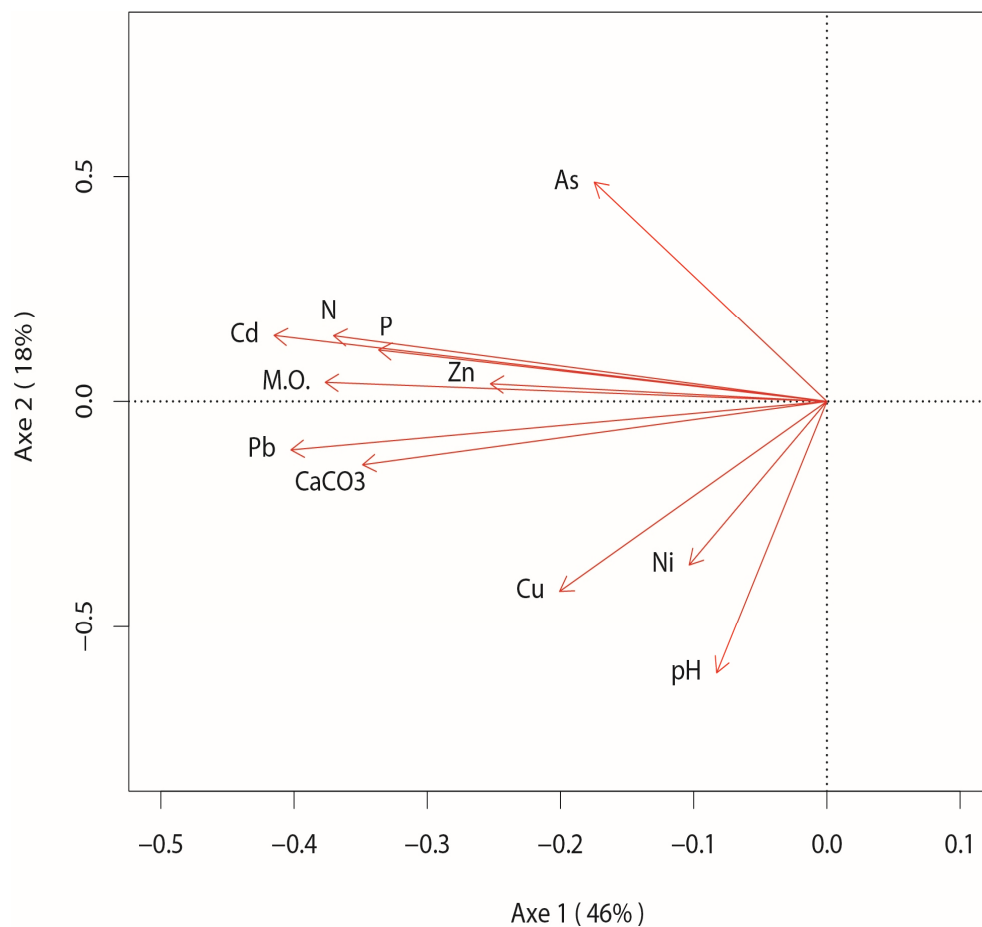


Figure 3.7 Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des variables édaphiques et des concentrations en éléments traces mesurées au site des BTSL (temps 0, n=35).

Les concentrations en As, Cd, Pb, Zn et Cu sont corrélées positivement avec les oxydes de Fe cristallins (Fe_dc) et complexés à la matière organique (Fe_P). Le Ni est corrélé positivement aux oxydes d'aluminium amorphes (Al_O).

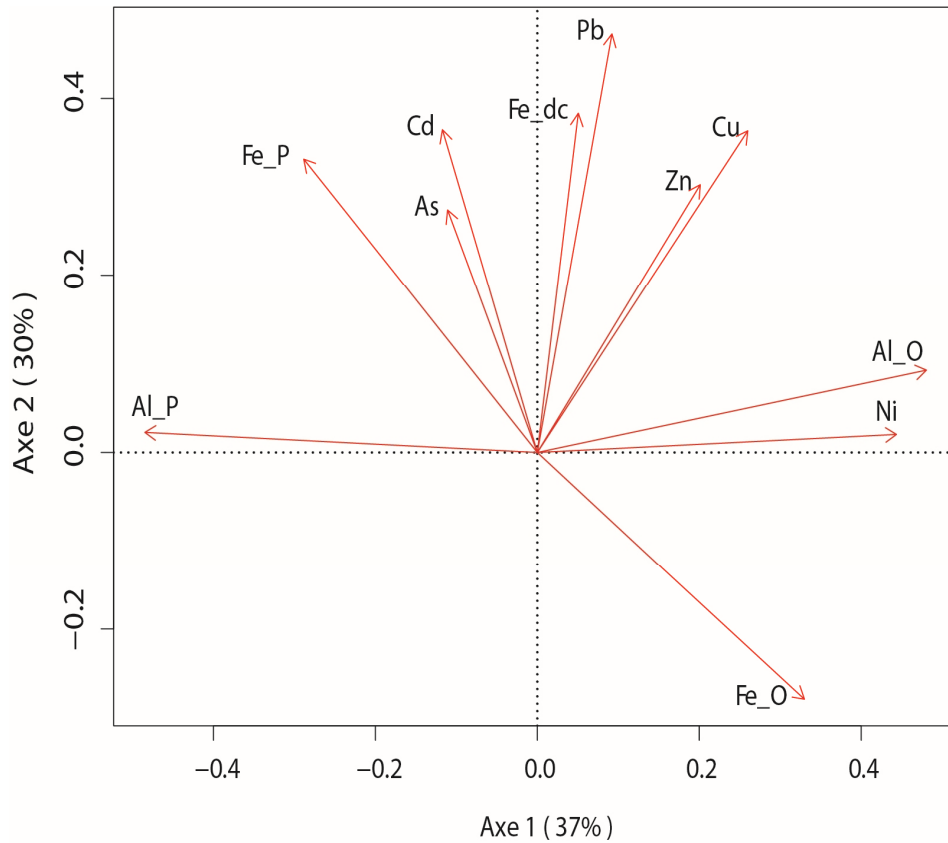


Figure 3.8. Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des oxydes et des concentrations en éléments traces mesurées au site des BTSL (temps 0, n=14).

3.1.3.2 Site du BCL

La matière organique, les contenus en azote et en carbonates sont fortement corrélés au site du BCL (figure 3.9). En ce qui concerne les corrélations entre les éléments traces et les propriétés du sol, on remarque que l'As est positivement corrélé avec le pH, la matière organique et l'azote. Le pH est aussi, dans une moindre mesure, positivement corrélé au Pb. Au contraire du site des BTSL, tous les éléments traces sauf l'As sont corrélés négativement avec le phosphore disponible.

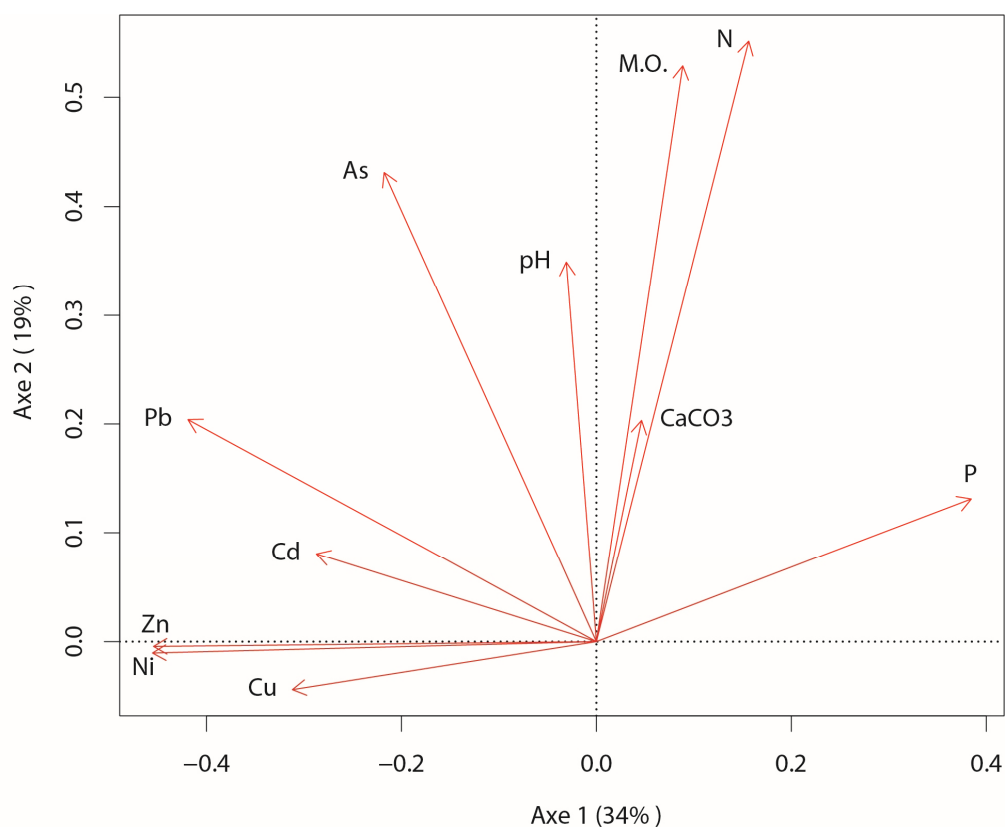


Figure 3.9. Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des variables édaphiques et des concentrations en éléments traces mesurées au site du BCL (temps 0, n=96).

Les concentrations en As sont corrélées avec toutes les formes d'oxydes alors que le Pb est corrélé positivement avec les oxydes de Fe inorganiques amorphes. Les relations entre les oxydes et le Cd, Cu, Ni et Zn sont faibles, voire inexistantes. Le Fe inorganique amorphe représente la seule forme d'oxyde corrélée avec ces éléments traces.

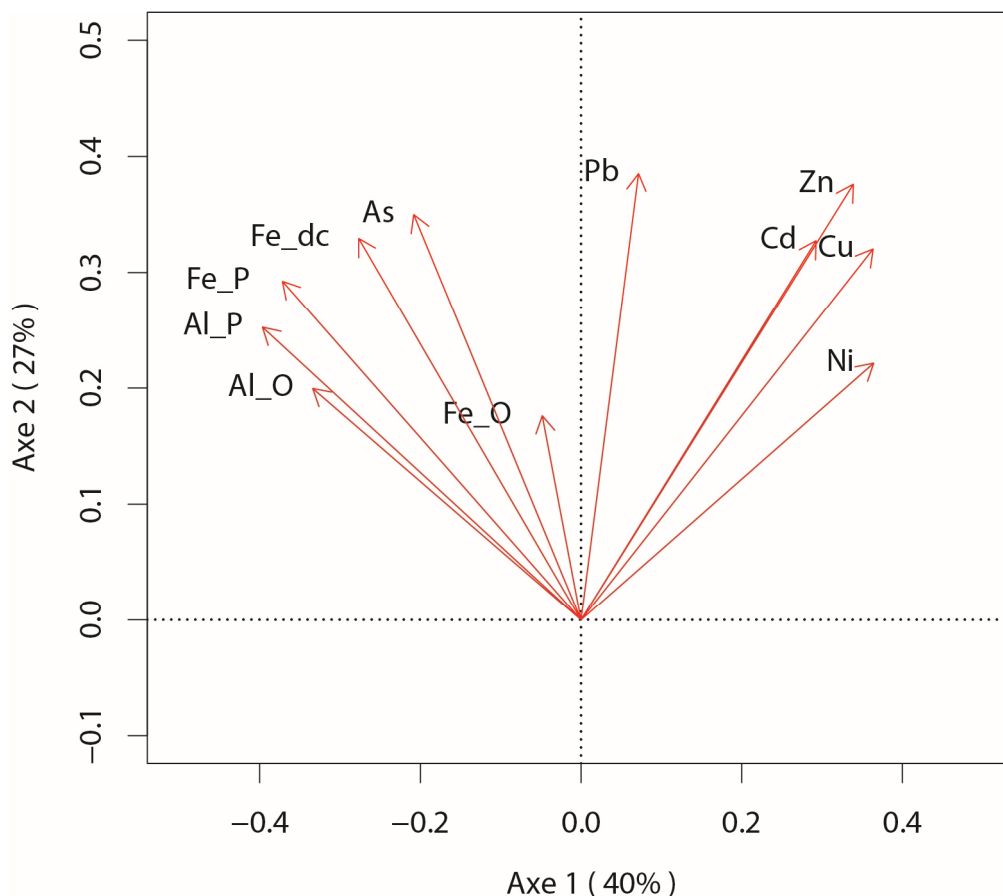


Figure 3.10. Analyse en composantes principales (PCA – cadrage type 2) des oxydes et des concentrations en éléments traces mesurées au site du BCL (temps 0, n=32).

3.1.4 Comparaison des propriétés des sols entre les deux sites

Résultats des tests de comparaison des moyennes

Les deux sites possèdent plusieurs propriétés de sol qui présentent des valeurs significativement différentes (tableau 3.21). Au site des BTSL, plusieurs variables sont supérieures, notamment au niveau du contenu en matière organique (M.O.), en azote (N) et de la capacité d'échange cationique (CEC). De plus, plusieurs cations échangeables (extraits au BaCl_2) mesurés au site des BTSL sont présents en concentrations supérieures à celles mesurées au site du BCL. À noter que la proportion en sable mesurée au site du BCL est de loin plus importante et que celle mesurée au site des BTSL présente une granulométrie surtout composée de limons et d'argiles. Au niveau des concentrations en éléments traces, on note que le site du BCL possède des valeurs significativement supérieures. Bien que l'étendue soit plus grande au site du BCL, le test de Wilcoxon (par rangs) suggère que Pb soit présent en concentrations supérieures au site des BTSL.

Tableau 3.21 Résultats du test de comparaison des moyennes (Wilcoxon) entre les deux sites pour les variables édaphiques mesurées.

| Variable | Prob. | Valeurs supérieures |
|----------------------|---------------|----------------------------|
| M.O. | p < 0,01 ** | BTSL |
| Carbonates | p < 0,01 ** | BTSL |
| P | p < 0,001 *** | BTSL |
| N | p < 0,01 ** | BTSL |
| Sables | p < 0,01 ** | BCL |
| Limons | p < 0,01 ** | BTSL |
| Argiles | p < 0,01 ** | BTSL |
| C_org | p < 0,01 ** | BTSL |
| Al_P | p < 0,01 ** | BCL |
| CEC | p < 0,01 ** | BTSL |
| Ca_BaCl ₂ | p < 0,01 ** | BTSL |
| Mg_BaCl ₂ | p < 0,01 ** | BTSL |
| K_BaCl ₂ | p < 0,01 ** | BTSL |
| Na_BaCl ₂ | p < 0,01 ** | BTSL |
| Fe_BaCl ₂ | p < 0,05 * | BCL |
| Al_BaCl ₂ | p < 0,05 * | BTSL |
| Zn_BaCl ₂ | p < 0,05 * | BCL |
| As_HNO ₃ | p < 0,001 *** | BCL |
| Cd_HNO ₃ | p < 0,001 *** | BCL |
| Cu_HNO ₃ | p < 0,05 * | BCL |
| Ni_HNO ₃ | p < 0,001 *** | BCL |
| Pb_HNO ₃ | p < 0,05 * | BTSL |
| Zn_HNO ₃ | p < 0,001 *** | BCL |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement.

3.2 Objectif 1

3.2.1 Concentrations en éléments traces mesurées dans les parties de plantes

Les deux sites possèdent des valeurs significativement différentes pour plusieurs éléments traces, et ce, dans chacun des compartiments analysés (figures 3.11 à 3.16, tableaux 3.22 à 3.24). On remarque une tendance générale pour les deux sites : As, Cu et Pb s'accumulent préférentiellement dans les racines du saule et les éléments Cd et Zn s'accumulent dans les feuilles. Le Ni présente des différences entre les deux sites. Les plants au site du BCL accumulent davantage de Ni dans leurs feuilles qu'au site des BTSL. Le Pb affiche la même tendance au site du BCL.

La réponse de la phytoextraction des éléments traces au degré de contamination du sol est variable selon l'élément et, dans certains cas, selon la partie de plante analysée. Les racines semblent répondre positivement au degré de contamination pour tous les éléments, et ce, sur les deux sites. Le Cd est néanmoins une exception à cette tendance. La réponse des parties aériennes au degré de contamination est moins éloquente.

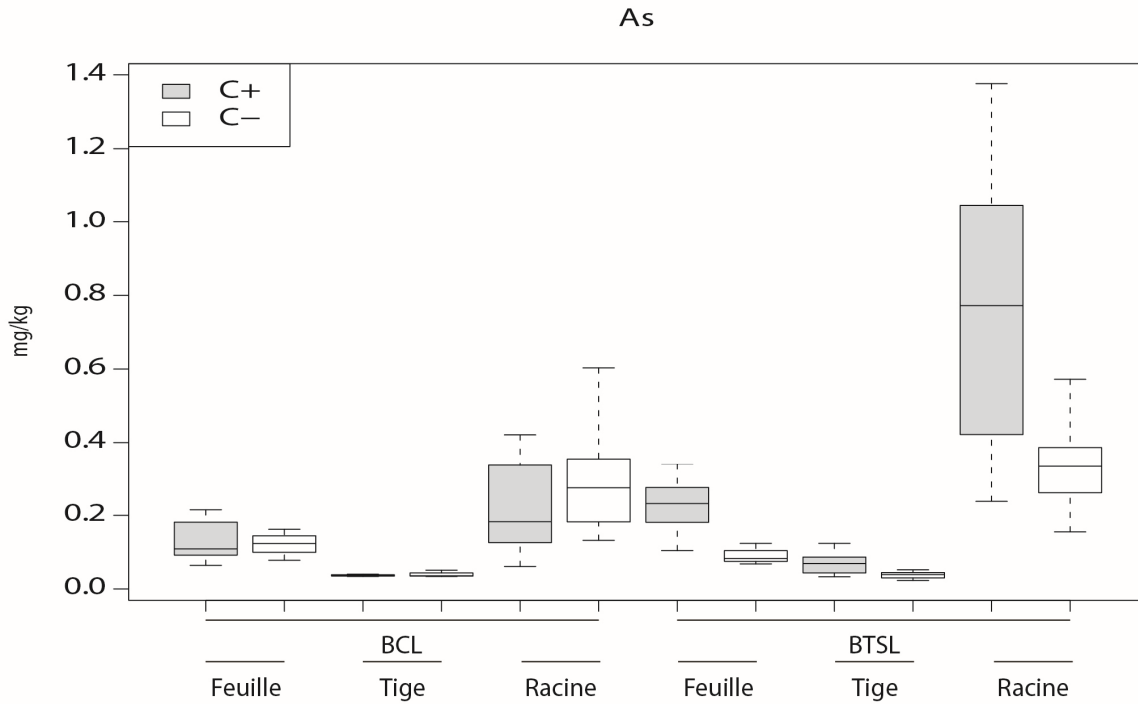


Figure 3.11. Concentrations en As mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination.

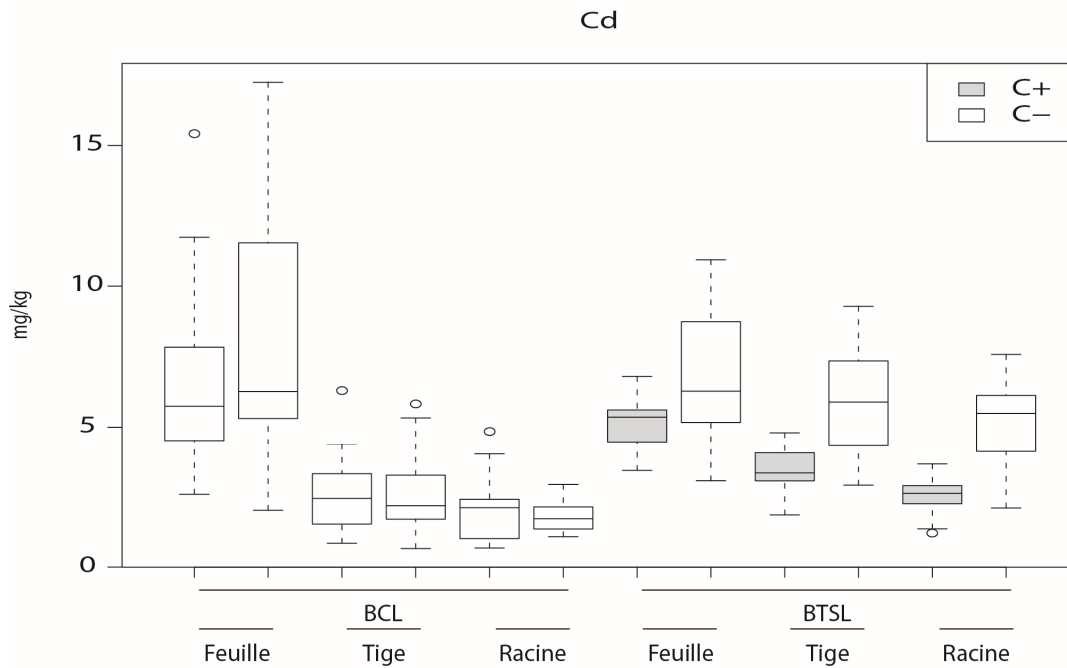


Figure 3.12. Concentrations en Cd mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination.

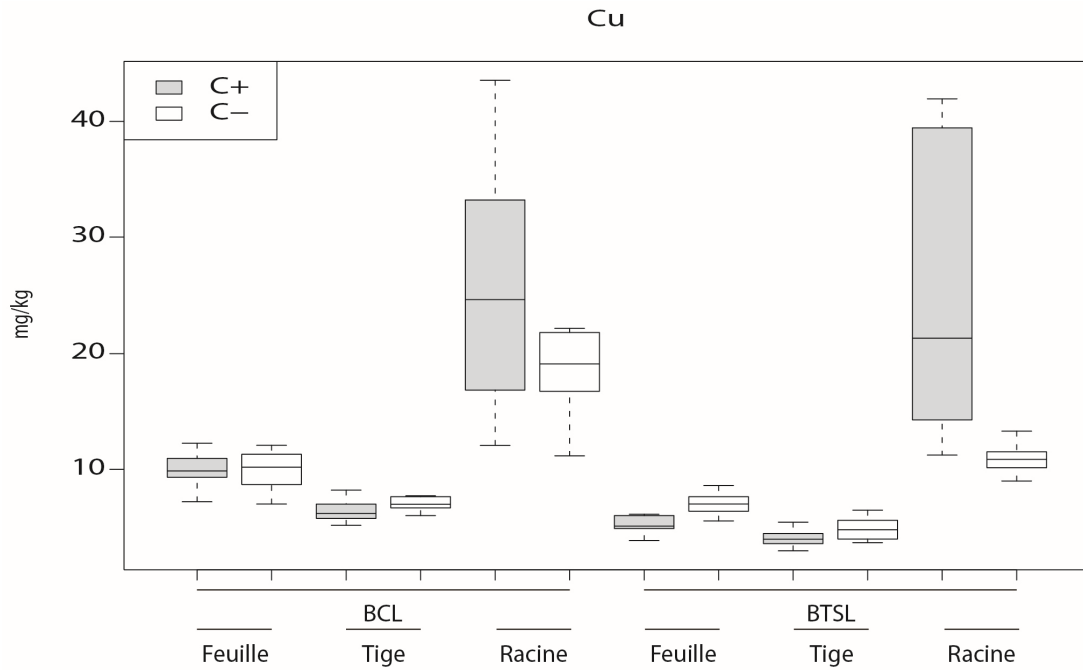


Figure 3.13. Concentrations en Cu mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination.

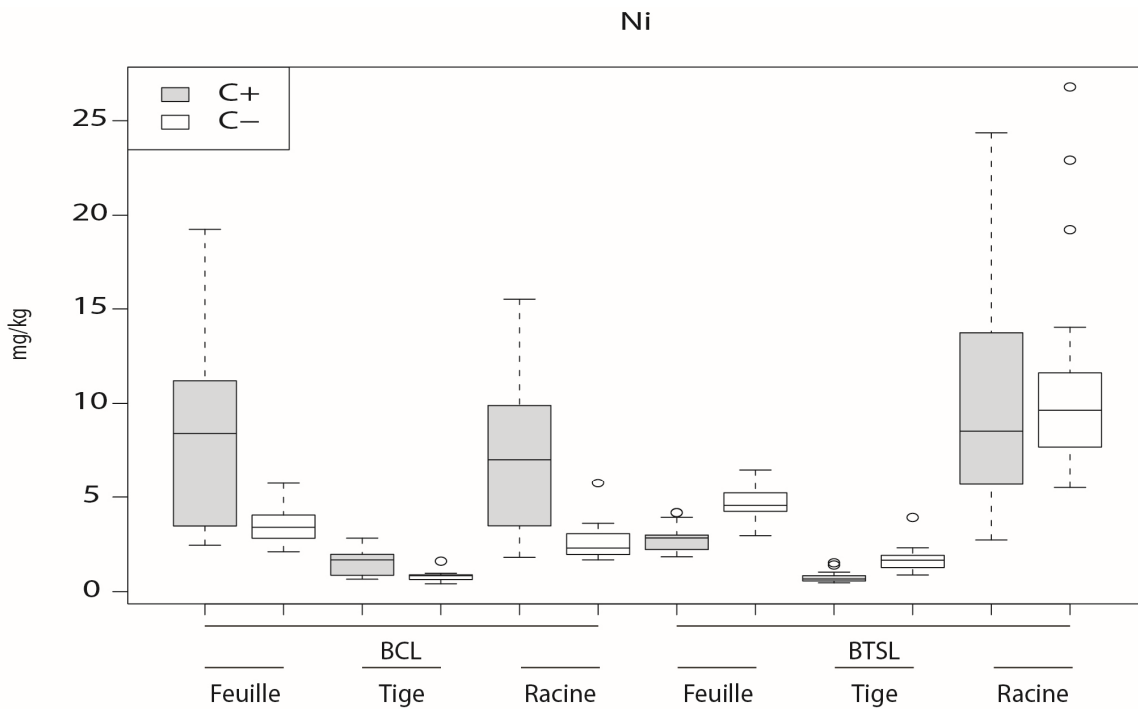


Figure 3.14. Concentrations en Ni mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination.

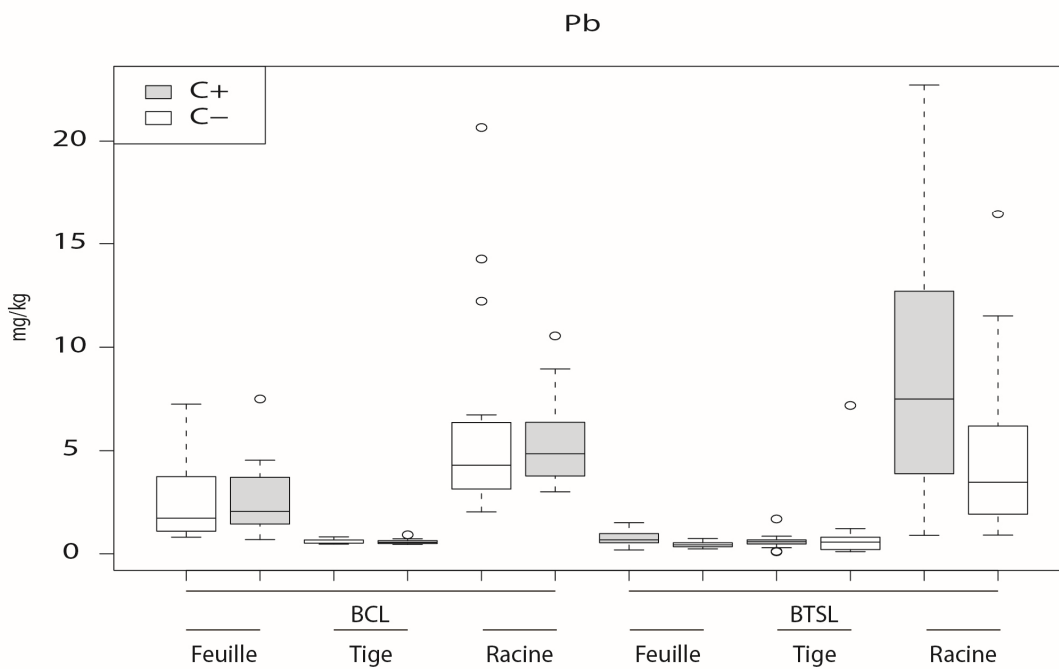


Figure 3.15. Concentrations en Pb mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination.

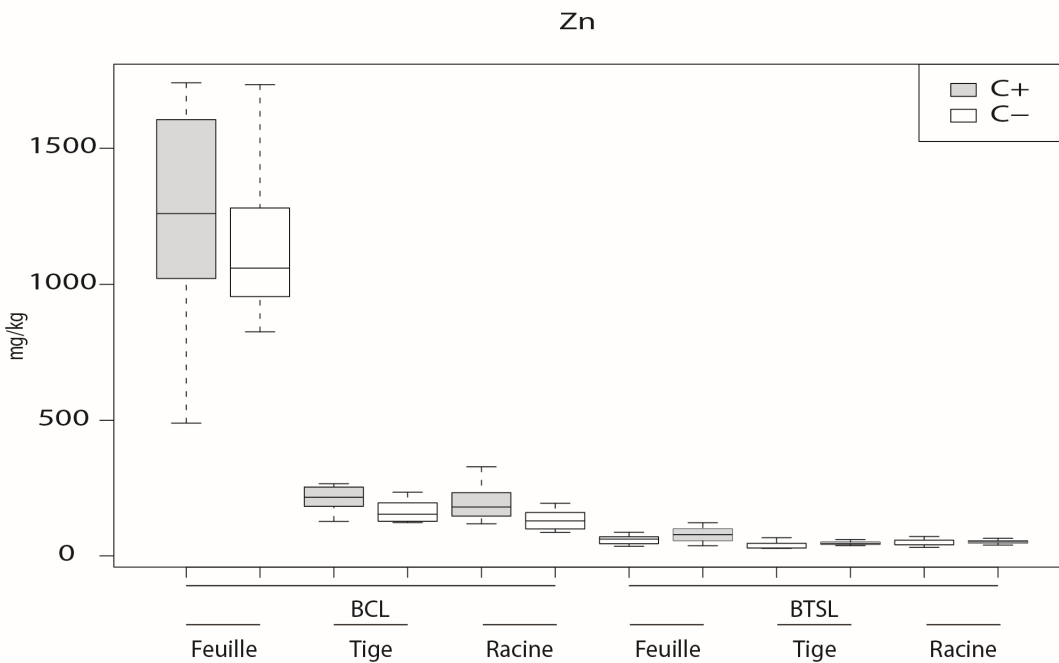


Figure 3.16. Concentrations en Zn mesurées dans les parties de plantes du cultivar FISH CREEK aux deux sites en fonction du degré de contamination..

Tableau 3.22 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) effectués sur les données de concentrations des racines.

| Compartment | Variable | Prob. | Site supérieur |
|--------------------|-----------------|--------------|-----------------------|
| Racine | As | < 0,001 *** | BTSL |
| Racine | Cd | < 0,001 *** | BTSL |
| Racine | Cu | < 0,001 *** | BTSL |
| Racine | Ni | < 0,001 *** | BTSL |
| Racine | Pb | 0,011 * | BCL |
| Racine | Zn | < 0,001 *** | BCL |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement

Tableau 3.23 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) effectuées sur les données de concentrations des tiges.

| Compartment | Variable | Prob. | Site supérieur |
|--------------------|-----------------|--------------|-----------------------|
| Tige | As | 0,045 * | BTSL |
| Tige | Cd | < 0,001 *** | BTSL |
| Tige | Cu | < 0,001 *** | BCL |
| Tige | Ni | 0,084 | |
| Tige | Pb | 0,023 * | BCL |
| Tige | Zn | < 0,001 *** | BCL |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement

Tableau 3.24 Résultats des tests unilatéraux de comparaison des moyennes (Wilcoxon) effectués sur les données de concentrations des feuilles.

| Compartiment | Variable | Prob. | Site supérieur |
|---------------------|-----------------|--------------|-----------------------|
| Feuille | As | 0,232 | |
| Feuille | Cd | 0,016 * | BCL |
| Feuille | Cu | < 0,001 *** | BCL |
| Feuille | Ni | 0,011 * | BCL |
| Feuille | Pb | < 0,001 *** | BCL |
| Feuille | Zn | < 0,001 *** | BCL |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement

3.2.2 Biomasse et quantités totales d'éléments traces extraits

Pour les deux sites, les tiges représentent la fraction de biomasse la plus importante (figure 3.17). Les racines et les feuilles possèdent chacune une quantité de biomasse comparable. En ce qui concerne les quantités d'éléments traces extraites, le site du BCL extrait une plus grande quantité de Cu et de Zn tandis que le site des BTSL extrait une plus grande quantité d'As, de Cd, de Ni et de Pb à l'hectare (tableau 3.25).

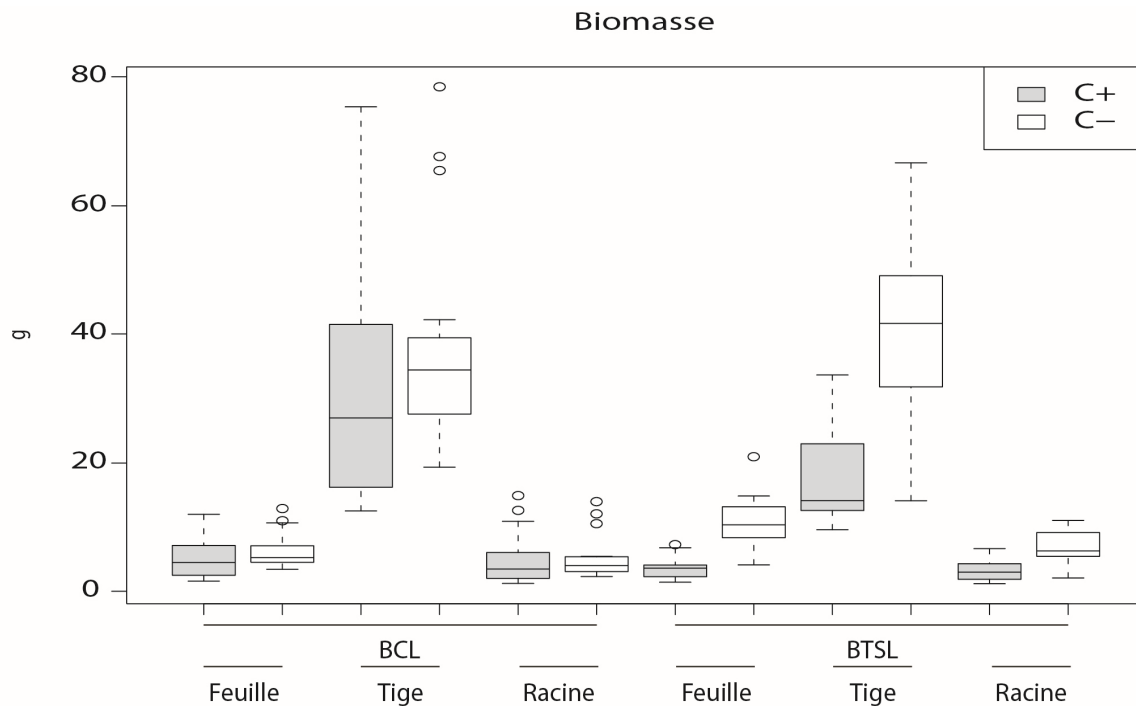


Figure 3.17 Quantités de biomasse mesurées pour chacune des parties de plantes du cultivar FISH CREEK sur les deux sites.

Tableau 3.25 Quantité moyenne d'éléments traces extraits à l'hectare (et écarts-types) pour chacun des trois compartiments du cultivar FISH CREEK après une année de croissance au sites BTSL et BCL.

| | | As | | Cd | | Cu | | Ni | | Pb | | Zn | |
|--------------------------------|----------------|-----------|---------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|
| ----- g/kg matière sèche ----- | | | | | | | | | | | | | |
| BTSL | Racine | 0,073 | (0,044) | 0,69 | (0,54) | 3,71 | (5,54) | 1,72 | (1,29) | 0,93 | (0,88) | 8,2 | (4,62) |
| | Tige | 0,042 | (0,021) | 5,18 | (4,04) | 4,43 | (2,64) | 1,38 | (1,16) | 0,83 | (1,98) | 42 | (24,6) |
| | Feuille | 0,028 | (0,016) | 1,57 | (1,36) | 1,57 | (1,05) | 1,00 | (0,76) | 0,12 | (0,07) | 18 | (14,1) |
| BCL | Racine | 0,042 | (0,040) | 0,27 | (0,19) | 3,73 | (3,11) | 0,60 | (0,39) | 0,776 | (0,55) | 24 | (17,6) |
| | Tige | 0,038 | (0,024) | 2,65 | (1,71) | 7,25 | (3,97) | 1,06 | (0,49) | 0,625 | (0,36) | 201 | (120) |
| | Feuille | 0,022 | (0,013) | 1,25 | (0,79) | 1,72 | (0,99) | 0,80 | (0,44) | 0,443 | (0,51) | 220 | (140) |

Tableau 3.26. Comparaison des moyennes (Wilcoxon) pour la biomasse et les quantités d'éléments traces mesurés dans les racines

| Compartiment | Variable | Prob. | | Site supérieur |
|---------------------|-----------------|--------------|-----|-----------------------|
| Racine | Biomasse | 0,27 | | - |
| Racine | Q. As | < 0,001 | *** | BTSL |
| Racine | Q. Cd | < 0,001 | *** | BTSL |
| Racine | Q. Cu | 0,16 | | - |
| Racine | Q. Ni | < 0,001 | *** | BTSL |
| Racine | Q. Pb | 0,9 | | - |
| Racine | Q. Zn | < 0,001 | *** | BCL |

Tableau 3.27. Comparaison des moyennes (Wilcoxon) pour la biomasse et les quantités d'éléments traces mesurés dans les tiges

| Compartiment | Variable | Prob. | | Site supérieur |
|---------------------|-----------------|--------------|-----|-----------------------|
| Tige | Biomasse | 0,57 | | - |
| Tige | Q. As | 0,27 | | - |
| Tige | Q. Cd | 0,01 | * | BTSL |
| Tige | Q. Cu | < 0,001 | *** | BCL |
| Tige | Q. Ni | 0,95 | | - |
| Tige | Q. Pb | 0,04 | * | BCL |
| Tige | Q. Zn | < 0,001 | *** | BCL |

Tableau 3.28. Comparaison des moyennes (Wilcoxon) pour la biomasse et les quantités d'éléments traces mesurés dans les feuilles

| Compartiment | Variable | Prob. | | Site supérieur |
|---------------------|-----------------|--------------|-----|-----------------------|
| Feuille | Biomasse | 0,17 | | - |
| Feuille | Q. As | 0,1 | | - |
| Feuille | Q. Cd | 0,76 | | - |
| Feuille | Q. Cu | 0,6 | | - |
| Feuille | Q. Ni | 0,75 | | - |
| Feuille | Q. Pb | < 0,001 | *** | BCL |
| Feuille | Q. Zn | < 0,001 | *** | BCL |

3.2.3 Discrimination des parties de plantes du cultivar FISH CREEK

Les résultats des analyses discriminantes préliminaires sont de 97% pour le site du BTSL (figure 3.18) et de 100% pour le site du BCL (figure 3.19). De manière plus détaillée, le bon classement pour le site BTSL était respectivement de 100%, 97% et de 94% pour les racines, les tiges et les feuilles, respectivement. Par ailleurs, le modèle du site du BCL a obtenu des classements parfaits, soit 100%, pour les trois compartiments.

Au site des BTSL, le Cd, le Cu, le Pb et le Zn sont responsables de la variance de l'axe 2, tandis que le l'As et le Ni sont responsables de la variance de l'axe 1 (figure 3.18). Au site du BCL, le Cd, le Cu et le Zn sont responsables de la variance de l'axe 1 et l'As, le Ni et le Pb sont responsables de la variance de l'axe 2 (figure 3.19). Pour les deux sites, les concentrations de Zn jouent un rôle majeur au niveau de la discrimination des feuilles. Au site du BCL, les éléments As, Cu, Ni et Pb semblent expliquer en bonne partie la discrimination des racines. Au site des BTSL, cette tendance est moins marquée. En revanche, la discrimination observable dans les tiges du site des BTSL semble répondre aux variations en Cd, Cu et Pb. Aux deux sites, la majorité de la biomasse de FISH CREEK se trouve dans la tige.

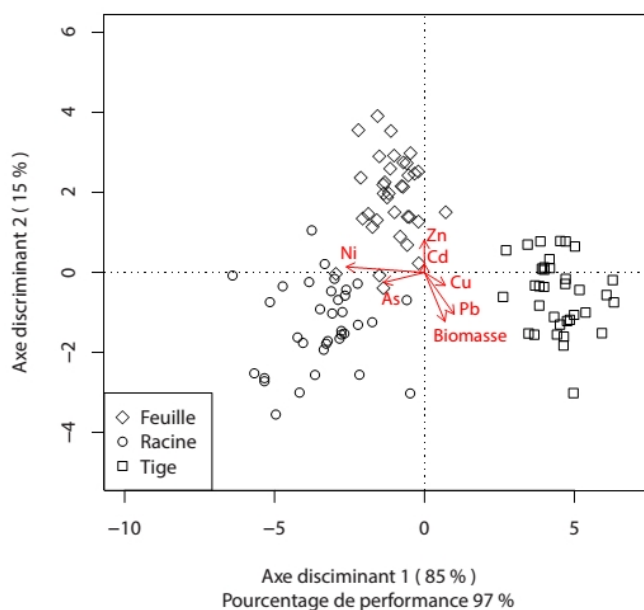


Figure 3.18 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les compartiments végétaux du cultivar FISH CREEK au site des BTSL après une année de croissance.

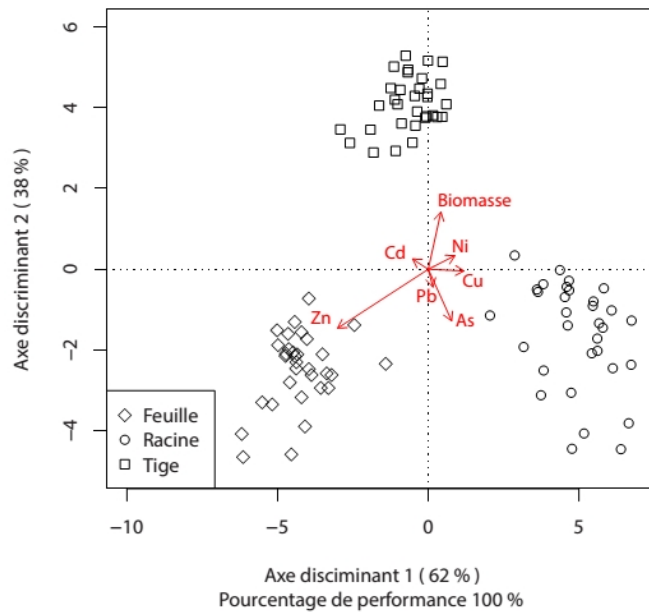


Figure 3.19 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les parties de plante du cultivar FISH CREEK au site du BCL après une année de croissance.

L'analyse discriminante incluant les deux sites et les trois compartiments (figure 3.20) est réalisée à l'aide des concentrations en éléments traces mesurées dans les trois parties de plantes et leur quantité de biomasse totale respective. Le pourcentage de performance (98%) correspond au rapport entre les valeurs prédites et les valeurs réelles, ce qui nous donne un indicateur de la force du modèle. L'axe discriminant 1 explique 68% de la variance et l'axe discriminant 2 en explique 23%. Les sites se distinguent le long de l'axe 1, principalement grâce aux concentrations en Zn contenues dans les feuilles au site du BCL et, dans une moindre mesure, en raison des concentrations d'As et de Ni contenues dans les racines au site des BTSL. La distribution des objets correspondant aux trois parties de plantes suit le même patron pour les deux sites, ce qui suggère une compartimentation comparable.

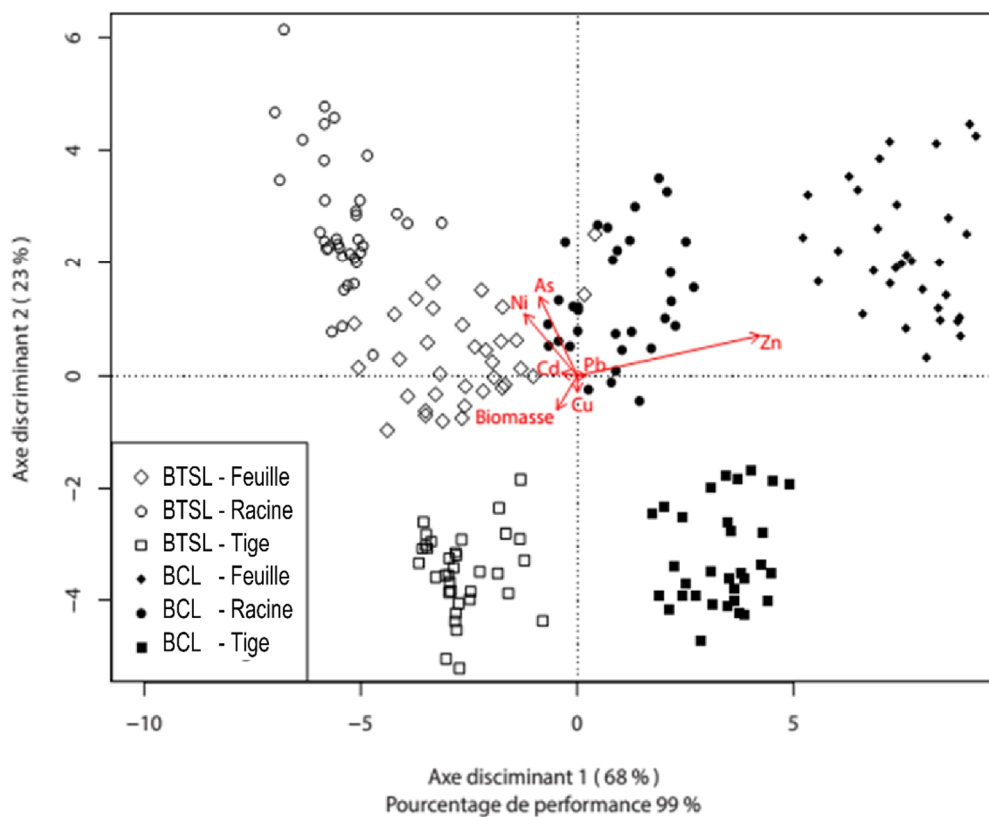


Figure 3.20 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les parties de plante (racine, tige, feuille) du cultivar FISH CREEK, sur deux sites.

3.2.4 Facteur de translocation du cultivar FISH CREEK au deux sites d'étude

Le site du BCL présente de meilleurs facteurs de translocation que le site des BTSL (figure 3.21). Les facteurs de translocation du BCL pour As, Cd, Ni, Pb et Zn présentent des médianes supérieures. De surcroit, le facteur de translocation du Zn est nettement supérieur pour le BCL.

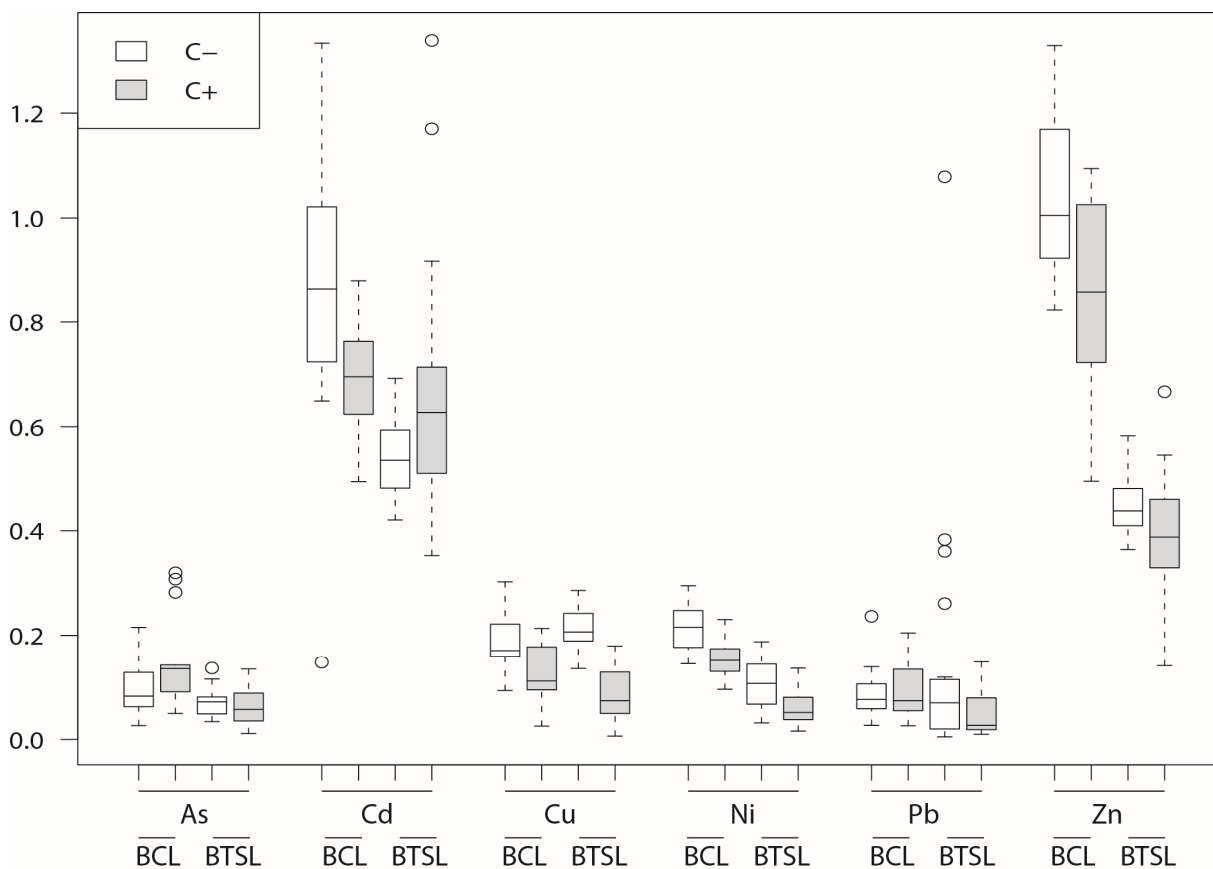


Figure 3.21. Facteurs de translocation (ratio des concentrations mesurées dans les parties aériennes sur les concentrations mesurées dans les racines) calculés pour le cultivar FISH CREEK sur deux sites d'études en fonction du degré de contamination.

3.3 Objectif 2

3.3.1 Concentrations en éléments traces mesurées dans les parties de plantes

Le site a été divisé en deux sous-ensembles de quatre blocs chacun présentant des degrés de contamination distincts (référer à la section 2.5 et 3.1.2 pour la division). Les représentations sont faites en fonction du degré de contamination du sol (C+ ou C-) afin de voir s'il existe un lien entre les concentrations mesurées dans le sol et celles dosées dans les tissus après une année de croissance au site du BCL (figures 3.15, 3.16 et 3.17). Les éléments Cu, Ni et Zn répondent positivement au degré de contamination. Cependant, la relation entre ce dernier et les autres éléments, soit As, Cd et Pb, semble négative.

Tous les cultivars présentent la même tendance : le Cd et le Zn s'accumulent dans les parties aériennes, tandis qu'As, Cu et Pb s'accumulent dans les racines. Le Ni s'accumule tant dans les racines que les feuilles. Au niveau des différences entre cultivars, le cultivar SX67 accumule des concentrations légèrement supérieures dans ses racines, en comparaison aux autres cultivars. Les cultivars SX67 et SV1 accumulent davantage de Cu et de Pb dans les racines que le cultivar FISH CREEK. La compartimentation du Cd, du Ni et du Zn est similaire entre cultivars.

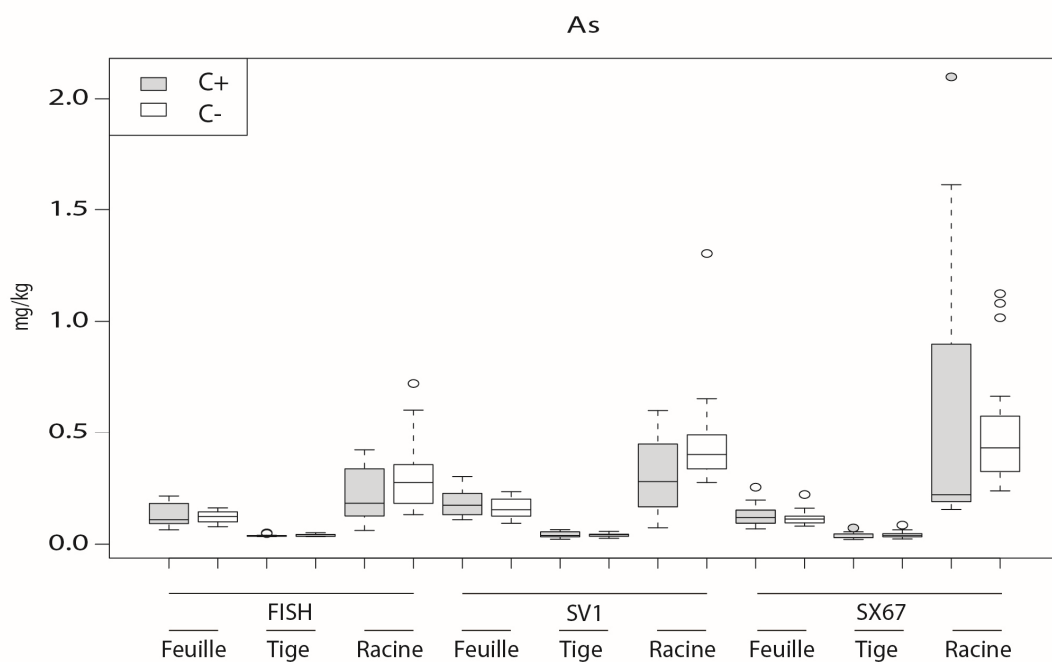


Figure 3.22. Concentrations en As mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination.

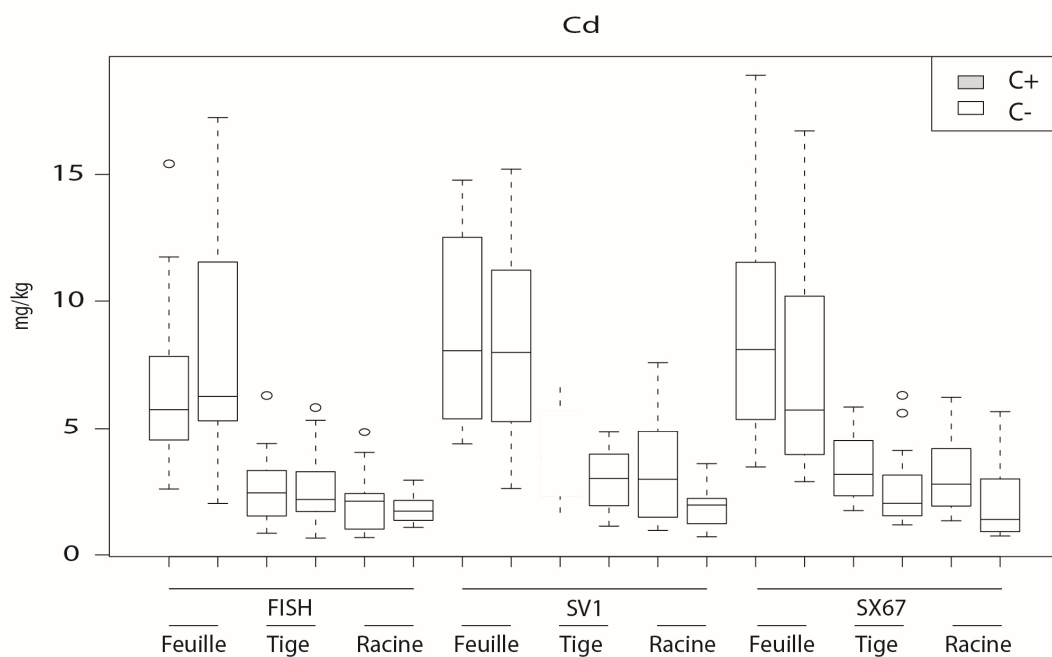


Figure 3.23. Concentrations en Cd mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination.

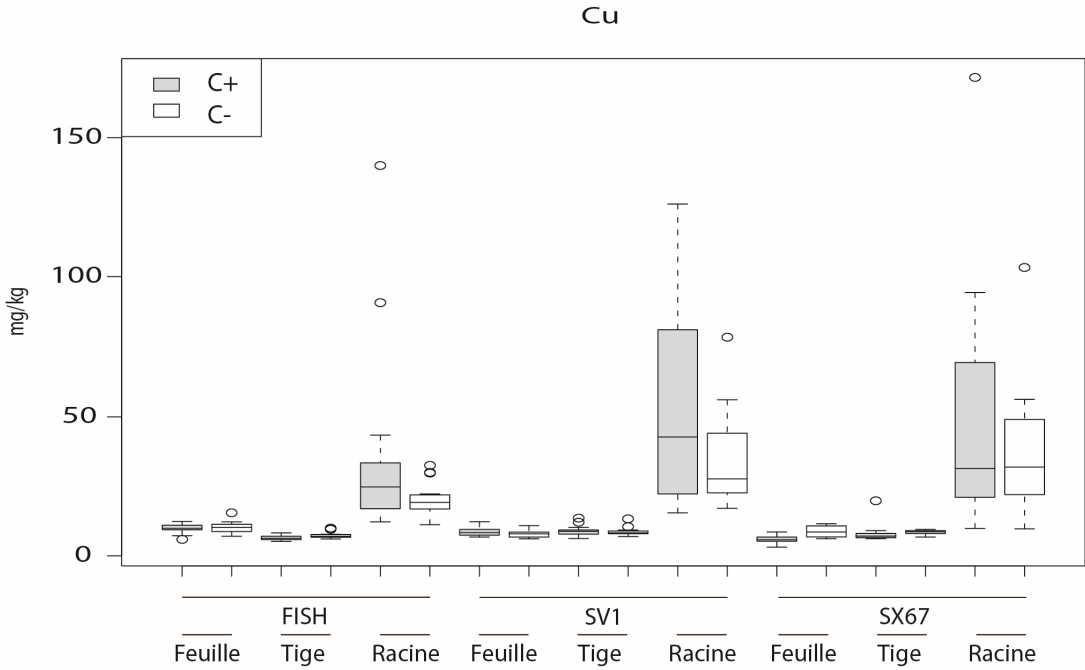


Figure 3.24. Concentrations en Cu mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination.

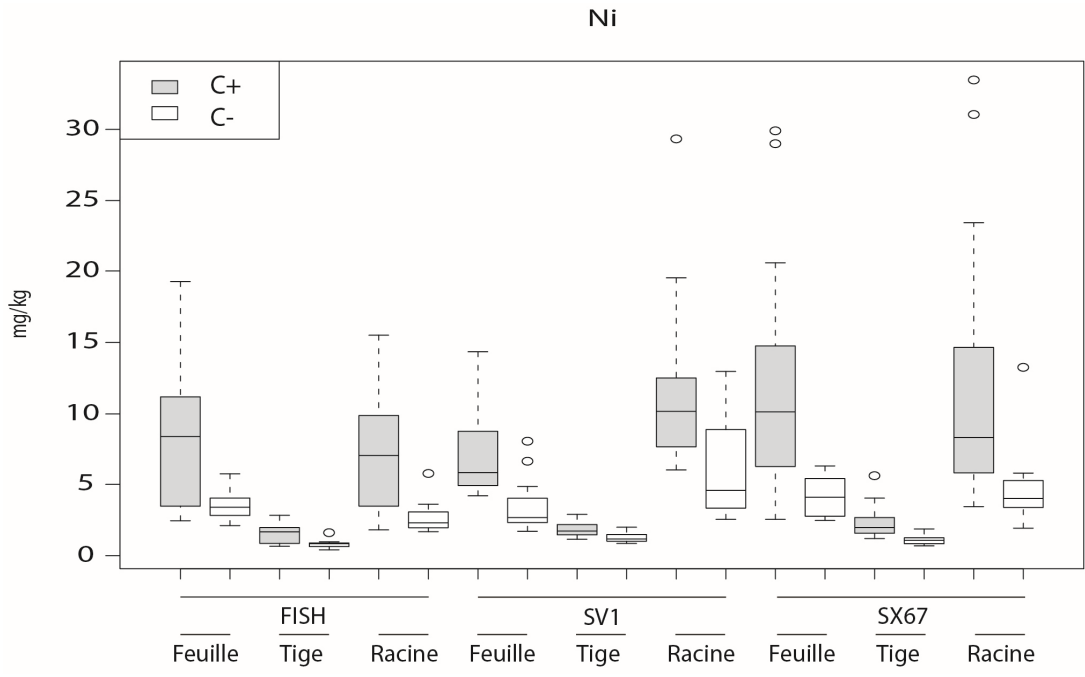


Figure 3.25. Concentrations en Ni mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination.

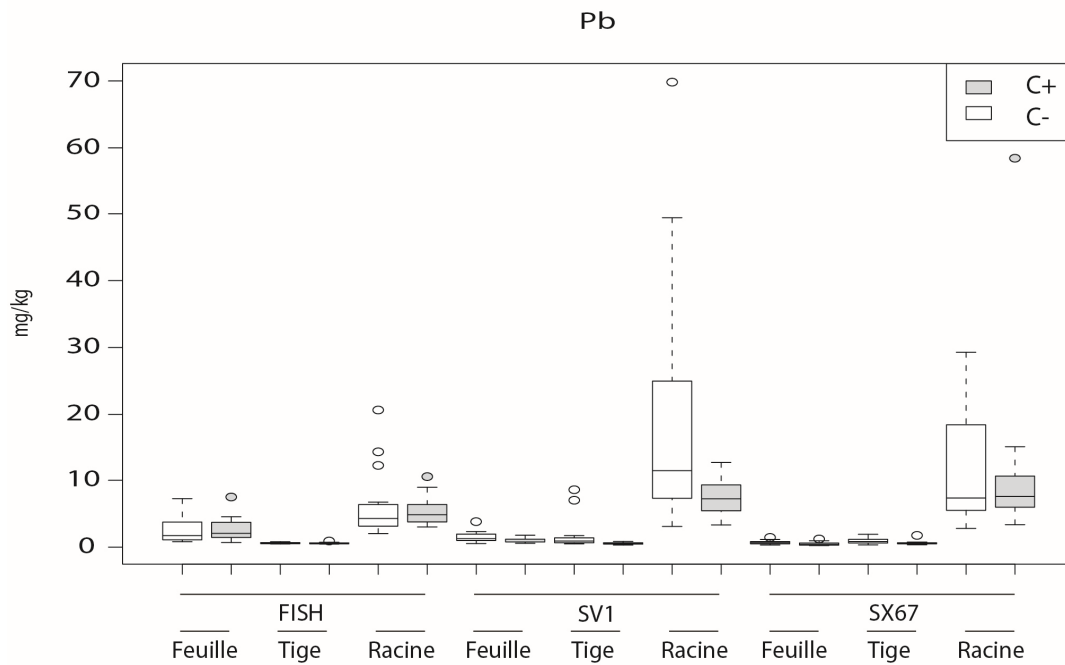


Figure 3.26. Concentrations en Pb mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination.

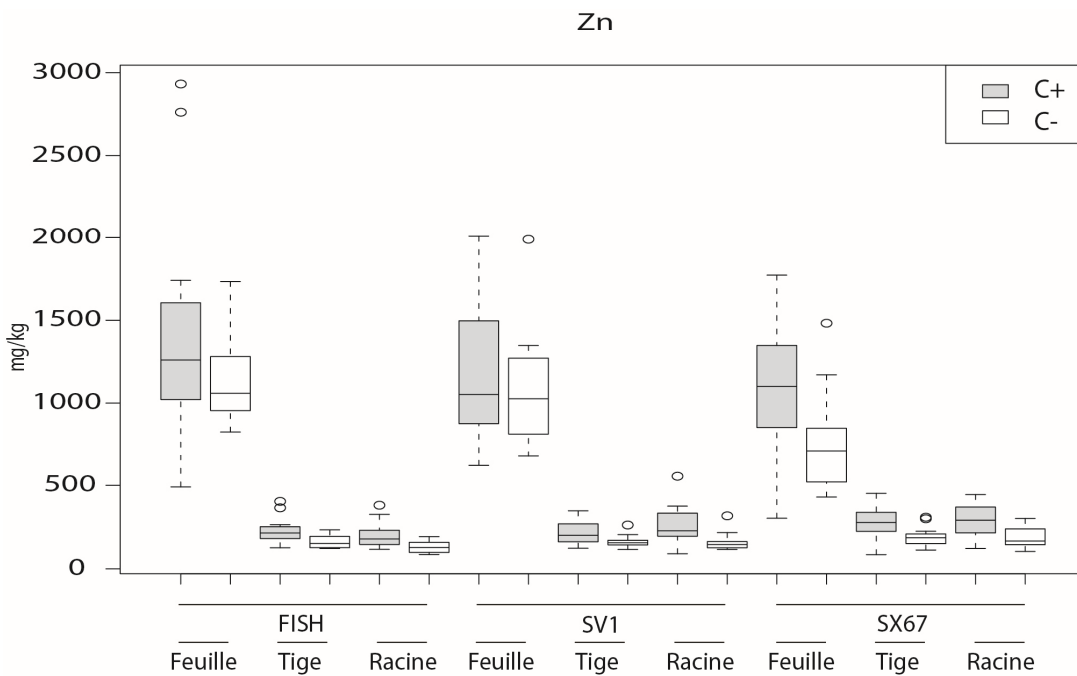


Figure 3.27. Concentrations en Zn mesurées dans les trois parties de plantes des trois cultivars au site du BCL en fonction du degré de contamination.

Tableau 5.29 Probabilités des tests d'ANOVA par permutations (nperm=999) effectués sur les concentrations en éléments traces et la quantité de biomasse mesurées pour les différentes parties de plante des trois cultivars au site du BCL après une année de croissance.

| | Biomasse | As | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------|-----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Racine | < 0,05 | < 0,01 | 0,1 | 0,066 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| Tige | < 0,001 | 0,57 | 0,08 | < 0,001 | < 0,05 | 0,056 | 0,256 |
| Feuille | 0,71 | < 0,001 | 0,49 | < 0,001 | 0,053 | < 0,001 | < 0,05 |

3.3.2 Biomasse et quantités totales d'éléments traces extraits

Bien qu'elle ne soit pas significativement différente entre les cultivars, la biomasse du cultivar FISH CREEK est légèrement supérieure aux cultivars SV1 et SX67 (figure 3.28). Pour les trois cultivars, les tiges représentent la fraction de biomasse la plus importante. À l'hectare, le cultivar FISH CREEK extrait des quantités légèrement supérieures aux deux autres cultivars.

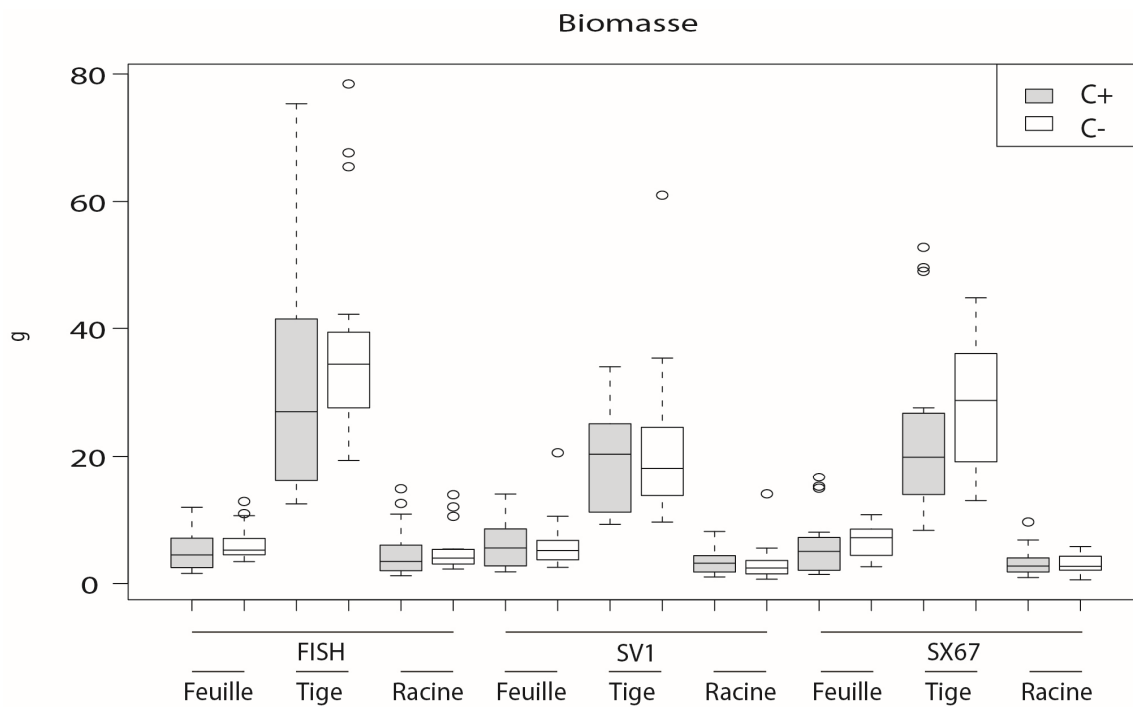


Figure 3.28 Biomasse totale pour chaque cultivar après une année de croissance au site du BCL en fonction du niveau de contamination.

Tableau 3.30 Quantité moyenne d'éléments traces extraits à l'hectare (et écarts-types) pour chacun des trois compartiments des trois cultivars après une année de croissance au site du BCL.

| | | As | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn | | | | |
|--------------------------------|----------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|-------------|--|--|--|--|
| ----- g/kg matière sèche ----- | | | | | | | | | | | |
| FISH CREEK | Racine | 0,042 (0,040) | 0,27 (0,189) | 3,73 (3,11) | 0,600 (0,389) | 0,776 (0,551) | 24 (17,6) | | | | |
| | Tige | 0,038 (0,024) | 2,65 (1,71) | 7,25 (3,97) | 1,06 (0,494) | 0,625 (0,360) | 201 (120) | | | | |
| | Feuille | 0,022 (0,013) | 1,25 (0,794) | 1,72 (0,993) | 0,802 (0,439) | 0,443 (0,505) | 220 (140) | | | | |
| SV1 | Racine | 0,038 (0,037) | 0,261 (0,277) | 4,66 (4,74) | 0,864 (0,713) | 1,41 (2,26) | 21,7 (18,8) | | | | |
| | Tige | 0,026 (0,015) | 2,03 (1,28) | 5,71 (4,16) | 0,936 (0,486) | 0,629 (0,718) | 119 (71,2) | | | | |
| | Feuille | 0,029 (0,016) | 1,56 (1,12) | 1,52 (1,11) | 0,873 (0,668) | 0,193 (0,093) | 221 (171) | | | | |
| SX67 | Racine | 0,049 (0,046) | 0,245 (0,192) | 3,64 (3,12) | 0,747 (0,655) | 1,03 (1,44) | 23,3 (14,9) | | | | |
| | Tige | 0,031 (0,016) | 2,27 (1,47) | 6,30 (2,83) | 1,22 (0,677) | 0,601 (0,398) | 188 (130) | | | | |
| | Feuille | 0,023 (0,014) | 1,44 (0,997) | 1,46 (0,887) | 1,31 (1,09) | 0,120 (0,104) | 186,7 (141) | | | | |

3.3.3 Discrimination entre les différentes parties de plantes

La discrimination est réalisée à l'aide des concentrations en éléments traces mesurées dans les différentes parties de plante et leur biomasse totale. Le pourcentage de performance (64%) correspond aux valeurs prédites en comparaison aux valeurs réelles, ce qui nous donne un indicateur de la force du modèle. L'axe discriminant 1 explique 61% de la variance et l'axe discriminant 2 en explique 3%. Le Zn discrimine fortement les feuilles des trois cultivars, tandis que le Cu et le Pb discriminent les racines des cultivars. La disposition des objets suggère que les trois cultivars présentent la même compartimentation.

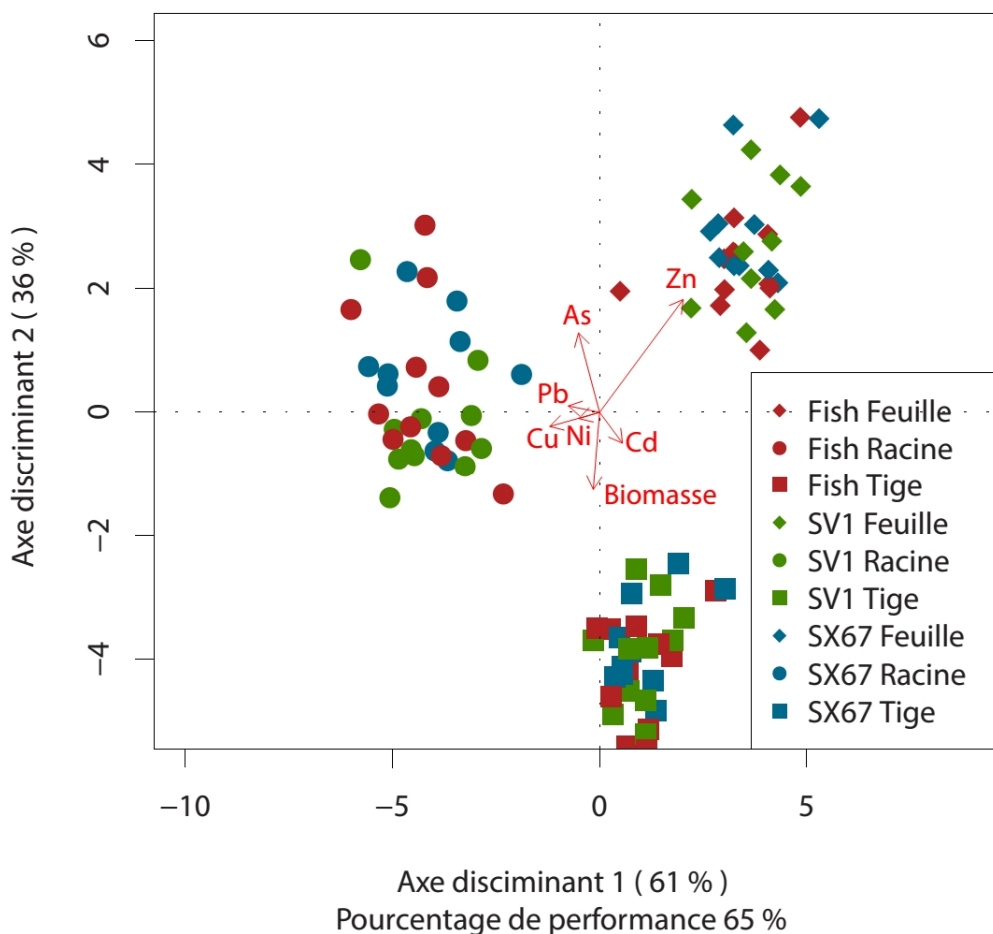


Figure 3.29 Analyse discriminante linéaire (LDA) effectuée sur les parties de plante (racine, tige, feuille) des trois cultivars, au site du BCL.

3.3.4 Facteur de translocation des cultivars FISH CREEK, SV1 et SX67 au site du BCL

En ce qui concerne les facteurs de translocation, ce sont le Cd et le Zn qui présentent les ratios les plus élevés pour chacun des cultivars. L'As semble être moins bien transloqué pour le cultivar SX67. Les facteurs de translocation associés au Cu sont similaires entre les différents cultivars. Le cultivar SV1 présente un facteur de translocation de Ni inférieur aux autres cultivars et le cultivar FISH CREEK possède un meilleur facteur de translocation pour le Pb et le Zn que les deux autres cultivars. Les tendances décrites plus haut sont confirmées par les analyses ANOVA par permutation (tableau 3.31).

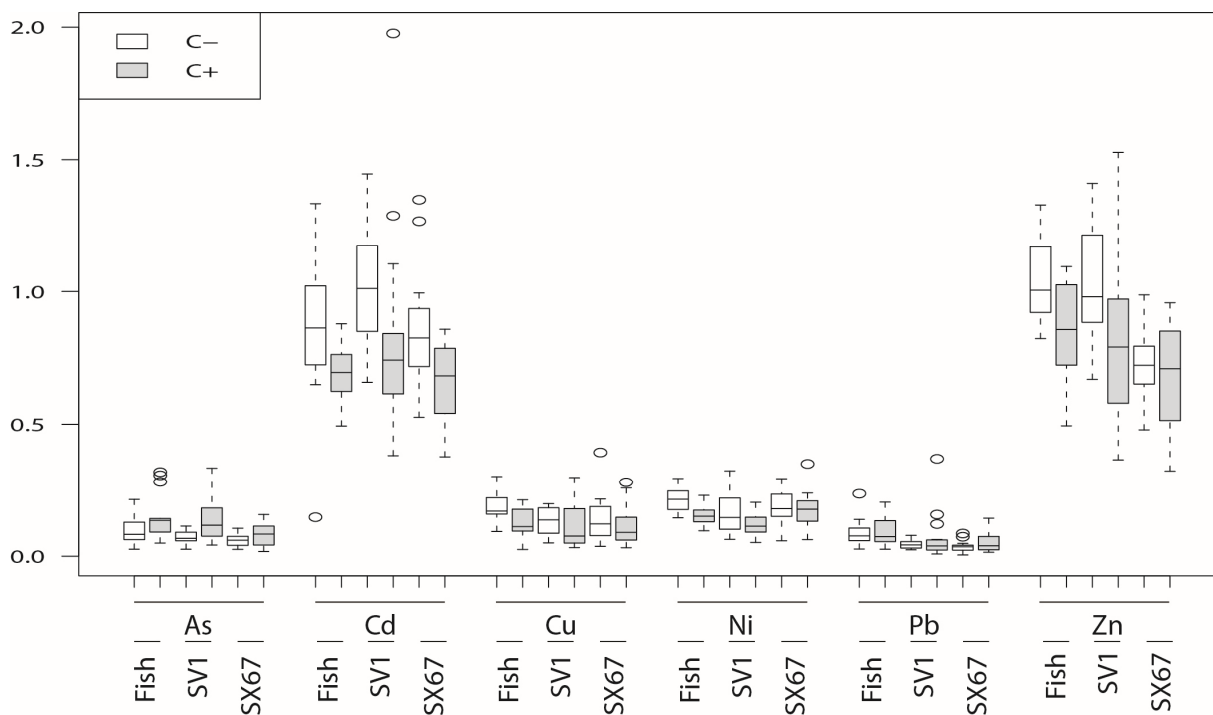


Figure 3.30. Facteur de translocation (F.T.) pour chacun des cultivars et pour chaque élément trace en fonction du niveau de contamination au site du BCL

Tableau 3.31. Résultats des tests d'ANOVA par permutations (nperm=999) sur les facteurs de translocation

| Élément | Prob. (ANOVA) |
|---------|---------------|
| As | 0,01 ** |
| Cd | 0,021 * |
| Cu | 0,167 |
| Ni | 0,004 ** |
| Pb | 0,004 ** |
| Zn | 0,001 *** |

*, **, ***: les valeurs de ces variables sont différentes d'un bloc à un autre à $\alpha=0,05$; 0,01 et 0,001, respectivement.

3.5 Sommaire des résultats

Objectif 1 : *Quelles sont les variations intraspécifiques du cultivar FISH CREEK (*Salix purpurea*), lorsqu'il est utilisé pour la phytoextraction de six éléments traces (As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) sur deux sites d'étude, et ce, après une année de croissance?*

Propriétés des sols :

- Les sites sont significativement différents l'un de l'autre.
- Le site du BCL présente des concentrations en As, Cd, Cu, Ni et Zn supérieures tandis que le site BTSL présente des valeurs de Pb, M.O., CEC, N, et P supérieures.
- La minéralogie du site des BTSL présente une abondance relative de phyllosilicates supérieure à celle du BCL.
- Le site du BCL est caractérisé par une abondance de sables.
- Le site des BTSL est caractérisé par une abondance de limons et d'argiles.
- Les éléments traces au site des BTSL sont corrélés positivement avec les oxydes de Fe cristallins et aux oxydes de Fe complexés à la M.O.

Comparaison des tissus :

- Aux deux sites, les compartiments végétaux de FISH CREEK se distinguent bien à l'aide des LDA.
- La compartimentation des éléments traces suit la même tendance aux deux sites.
- Le site BCL se différencie par les concentrations plus élevées de Zn mesurées dans ses parties de plantes, notamment dans les feuilles.
- Le cultivar FISH CREEK au site des BTSL accumule des concentrations et des quantités d'éléments traces significativement supérieures dans ces racines.
- Le cultivar FISH CREEK au site des BCL accumule des quantités significativement supérieures de Pb et de Zn dans ses parties aériennes.
- Les facteurs de translocation du Cd et du Zn sont supérieurs au site du BCL

Rôle du niveau de contamination :

- Le cultivar FISH CREEK accumule davantage d'éléments traces dans ses parties aériennes au site du BCL, lequel site présente des concentrations significativement supérieures.
- Les concentrations en Cu et Pb dans les racines sont supérieures sur les parcelles qui présentent des concentrations supérieures en Cu et Pb dans le sol.
- La biomasse est en général supérieure dans les parcelles moins contaminées (C-).
- Les facteurs de translocation sont négativement corrélés au degré de contamination à chacun des sites.

Objectif 2 : *Quelles sont les variations interspécifiques des cultivars FISH CREEK (Salix purpurea), SV1 (Salix miyabeana) et SX67 (Salix dasyclados) lorsqu'ils sont utilisés pour la phytoextraction de six éléments traces (As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) sur un site d'étude, et ce, après une année de croissance?*

Propriétés des sols :

- Les propriétés de sols sont spatialement hétérogènes
- Le site possède deux sous-ensembles de blocs présentant des caractéristiques distinctes; une section plus contaminée incluant les blocs 1, 2, 7, 8, et une section moins contaminée formée des blocs 3, 4, 5, 6.
- L'As est positivement corrélé avec le contenu en M.O.

Comparaison des cultivars :

- Les parties de plantes se distinguent bien entre elles pour chacun des cultivars
- Les trois cultivars présentent des valeurs de concentrations significativement différentes dans les trois parties de plantes, sauf pour le Cd
- SX67 et SV1 présentent des tendances similaires au niveau des concentrations en éléments traces mesurées dans les racines.
- SX67 et SV1 possèdent des concentrations en Cu significativement supérieures à FISH CREEK dans leurs racines
- Les facteurs de translocation pour le Cu sont comparables entre les cultivars (ANOVA)
- Le cultivar FISH CREEK présente des médianes de facteurs de translocation supérieures aux deux autres cultivars pour As, Cu, Ni, Pb et Zn.

CHAPITRE 4: DISCUSSION

4.1 Compartimentation des éléments traces

Les résultats des analyses discriminantes linéaires, lesquelles ont permis de visualiser la discrimination des parties de plante, ont montré que les concentrations en éléments traces mesurées pouvaient être utilisées afin de mettre en lumière une compartimentation selon trois groupes : feuilles, tiges et racines. Des analyses d'ANOVA par permutation (nperm=999) ont aussi appuyé cette observation pour chacun des éléments traces d'intérêt. Ainsi, certains éléments s'accumulent préférentiellement dans une partie de plante plutôt qu'une autre, ce qui est bien documenté dans la littérature. Il est connu que les saules accumulent généralement le Zn et le Cd dans leurs feuilles, et que l'As, le Cu, le Ni et le Pb sont accumulés dans les racines, ou absorbés en concentrations inférieures dans les parties aériennes (Labrecque *et al.*, 1994; Punshon and Dickinson, 1997; Stolz and Greger, 2002; Rosselli *et al.*, 2003; Pulford et tWatson, 2003). Les résultats ont montré ces tendances pour les deux sites; le cultivar FISH CREEK du site des BTSL présente néanmoins une capacité à immobiliser davantage d'éléments dans ses racines.

4.1.1 Racines

Globalement, le Cu et le Pb sont les deux éléments qui semblent être le mieux stockés dans les racines du saule si on considère les quantités totales calculées aux sections 3.2.2 et 3.3.2, et les faibles facteurs de translocation présentés aux sections 3.2.4 et 3.3.4. La séquestration du Cu dans les racines du saule a été documentée dans la littérature (McGregor *et al.*, 1996). Le stockage du Pb et son faible potentiel de translocation ont aussi été constatés par plusieurs auteurs (Dahmani- Muller *et al.*, 2000; Klassen et al., 2000; Jarvis and Leung, 2002). Par exemple, lors d'une expérience en pots, Rosselli *et al.* (2003) ont montré que les racines de *Salix viminalis* pouvaient accumuler des concentrations de Cu jusqu'à 20 fois supérieures aux concentrations mesurées dans les tiges, et ce, après trois mois de croissance. Après huit mois, la même expérience donne des concentrations de Cu dans les racines jusqu'à 30 fois supérieures à celles mesurées dans les tiges. Ces observations témoignent non seulement de l'habileté que

possède *S. viminalis* à stocker le Cu dans ses racines, mais aussi de l'effet du temps de croissance sur l'absorption et le stockage des éléments dans la plante. Comme l'étude se concentre sur une année de croissance seulement, il est possible que les cultivars utilisés puissent extraire davantage de contaminants au fil du temps.

L'accumulation de ces éléments dans les racines du saule, et leur faible potentiel de transfert vers les parties aériennes peuvent être expliqués par divers mécanismes de stockage (Marschner, 2012) ou par leur faible mobilité dans la plante en raison de l'adsorption sur les parois du xylème (Lepp, 1991; Nissen and Lepp, 1997). Les mécanismes de stockage qui s'opèrent dans les racines comprennent (i) les liaisons électrostatiques à la surface de la paroi cellulaire (ii) la restriction au passage de la membrane plasmique, (iii) la compartimentation vers la vacuole, (iv) la chélation à l'interface paroi-membrane de la cellule et (v) la chélation intracellulaire par les différents composés organiques (e.g. acides, phytochélatines et métallothionines) présents dans le cytoplasme (Marschner, 2012). En plus des mécanismes proposés par Marschner (2012), Walker *et al.* (2003) suggèrent que le mucilage, un polymère organique présent à la surface des racines et contenant plusieurs groupes fonctionnels d'oxygène, soit responsable de l'adsorption du Pb sur les racines. Dans une étude au sujet de l'absorption du Pb par le noyer d'Europe, Marmioli *et al.* (2005) ont montré que la cellulose des racines était responsable de l'adsorption et du stockage du Pb dans les racines.

De plus, Zimmer *et al.* (2011) affirment que le potentiel d'oxydoréduction serait en partie responsable de l'immobilisation des éléments par les racines. En conditions réductrices, il a été démontré que le saule exsudait de l'oxygène dans la rhizosphère. Selon certains auteurs, il s'agit d'un mécanisme d'adaptation observé chez les plantes de milieux humides. Cette exsudation d'oxygène par le système racinaire serait responsable de la précipitation des oxydes de Fe et de Mn à la surface des racines, ce qui engendrerait la formation de plaques possédant un potentiel d'adsorption considérable. De fait, en conditions oxydantes, les oxydes de Fe et de Mn précipitent dans la matrice de sol, ce qui confère à cette dernière une coloration rougeâtre-brunâtre caractéristique. Burton *et al.* (2009) ont montré que certains éléments traces, comme l'As et le Cu, pouvaient être adsorbés sur ces plaques. Ce mécanisme joue un rôle dans l'immobilisation, l'absorption et, indirectement, dans la translocation subséquente des éléments par la plante. Considérant que le site des BTSL présente des caractéristiques favorisant un

environnement réducteur (donc là où le Fe est réduit et ne forme pas d'oxydes), ce mécanisme pourrait expliquer en partie le fait que le cultivar FISH CREEK y accumule davantage de d'éléments traces dans ses racines que le même cultivar au site du BCL.

Étant donné que les parties aériennes représentent la portion de biomasse exploitable et facile à récolter, la translocation des éléments vers les parties aériennes est souvent préférée pour optimiser le procédé de phytoextraction. Toutefois, le stockage dans les racines ne constitue pas un problème en soi; les plantes capables de stocker une quantité importante d'éléments traces dans leurs racines peuvent être utilisées pour les procédés de phytostabilisation. Cette technique utilise les plantes pour limiter la mobilité des éléments traces dans le sol et ainsi diminuer les risques environnementaux inhérents.

4.1.2 Parties aériennes

Comme il a été démontré par plusieurs auteurs (Rosselli *et al.*, 2003; Vandecasteele, 2007), le saule est capable d'accumuler le Cd et le Zn dans ses feuilles. De fait, le Zn possède un ratio de translocation élevé (jusqu'à 1.2 au site du BCL), ce qui suggère une accumulation préférentielle dans les feuilles. Rosselli *et al.* (2003) ont montré que les concentrations en Zn mesurées dans les feuilles de deux clones de *S. viminalis* affichaient des concentrations supérieures dans les parties aériennes. Les facteurs de translocation présentés dans la section résultats ont aussi montré que la mobilité du Cd était considérable (jusqu'à 1.2 au site du BCL). En ce sens, le Cd et le Zn sont positivement corrélés entre eux au site des BTSL ($\rho=0,62$) et du BCL ($\rho=0,44$), pour tous les cultivars confondus. Cette relation entre le Cd et le Zn a aussi été observée chez *Arabidopsis halleri*, ce qui suggère que les deux éléments étaient corrélés génétiquement, c'est-à-dire qu'ils sont transportés et/ou stockés à l'aide de la même protéine de transport (Bert *et al.*, 2003). Bert *et al.* (2003) affirment que la coségrégation du Cd et du Zn est contrôlée par des processus biologiques communs.

Lorsqu'un élément traverse le complexe racinaire et atteint le xylème, il intègre la composition de la sève et est ensuite transloqué vers les parties aériennes. Cette translocation des éléments traces dans la plante est assurée par une complexation entre l'élément donné et une molécule organique tels un acide ou un ligand organique, ce qui prévient l'immobilisation dans

le xylème et favorise le transport de la sève vers les feuilles (Kabata-Pendias, 2011). Les éléments peuvent ensuite être stockés et accumulés dans différents organites des feuilles, telle la vacuole.

4.2 Phytorecyclage

La chute des feuilles représente un moyen de détoxifier la plante lors de la sénescence. La gestion de la litière provenant des parties aériennes constitue ainsi une contrainte relative à la phytoremédiation. Si le Cd et le Zn sont présents dans les feuilles à des concentrations supérieures à celles mesurées dans le sol, la chute des feuilles engendrera une augmentation des concentrations dans les horizons superficiels du sol (i.e. phytorecyclage). Ces concentrations pourront excéder les seuils établis par le MDDEFP, ce qui nécessitera une intervention de décontamination. En outre, les concentrations mesurées dans les feuilles montrent des valeurs supérieures à celles dans le sol, et ce, pour les deux sites.

De fait, les horizons de surface contiennent généralement une quantité d'éléments supérieure à celle des horizons plus profonds. Ce constat est en partie expliqué par ce phénomène de phytorecyclage (Jobbagy et Jackson, 2001), lequel influence la distribution verticale des éléments. Le couvert végétal absorbe les micronutriments du sol par divers mécanismes (section 1.5) et redistribue ceux-ci à la surface du sol lors de la sénescence ou de la décomposition des tissus dans lesquels ils se sont accumulés. Les éléments du sol prélevés à des profondeurs variables par les racines se retrouvent donc, en fin de course, dans les horizons de surface. Le résultat net est une redistribution verticale des éléments, du bas vers le haut du profil de sol.

Les résultats ont montré que les feuilles des cultivars de saule pouvaient accumuler des quantités considérables de Cd et de Zn. Ainsi, sans intervention ou gestion de la biomasse foliaire, ces deux éléments seraient phytorecyclés lors de la chute des feuilles. Ce phytorecyclage concentre donc certains éléments préférentiellement prélevés par la plante dans les horizons de surface.

4.3 Variabilité intra- et inter-spécifique à un site

Les cultivars FISH CREEK, SV1 et SX67 ont présenté des caractéristiques différentes lorsqu'ils étaient utilisés pour la phytoextraction d'un sol contaminé. Par exemple, les cultivars SV1 et SX67 ont entre autres accumulé des concentrations légèrement supérieures en Cu et en Pb dans leurs racines contrairement au cultivar FISH CREEK. Bien que des différences significatives aient été soulignées, on remarque cependant des tendances partagées entre les cultivars pour toutes les caractéristiques mesurées (i.e. compartimentation des éléments traces, biomasse et facteur de translocation). Tel que mentionné, certains éléments s'accumulent préférentiellement dans les racines (As, Cu, Ni, Pb) et d'autres dans les parties aériennes (Cd et Zn). De plus on constate que pour les trois cultivars à l'étude, le Cd et le Zn sont les deux éléments présentant les facteurs de translocation les plus élevés.

Greger et Landberg (1999) ont confirmé que le saule démontrait des habiletés d'absorption et des niveaux de tolérance variables selon l'espèce utilisée. Dans une étude sur l'absorption et la translocation du Cd et du Cu, Kuzovkina et al (2004) ont observé des différences significatives entre cinq espèces de saule d'origine nord-américaine (*S. discolor*, *S. eriocephala*, *S. exigua*, *S. nigra* et *S. lucida*). Dans une étude comparative de huit espèces de saule (*S. alba*, *S. caprea*, *S. cinerea*, *S. fragilis*, *S. forbyana*, *S. pupurea*, *S. sericans* et *S. viminalis*), Nissen and Lepp (1997) ont montré une variation interspécifique significative entre les concentrations de Cu et de Zn mesurées dans trois compartiments, soit l'écorce, les tiges et les feuilles. Malgré que les huit espèces analysées aient présenté des différences significatives au niveau de la compartimentation, une tendance générale a néanmoins été soulignée. Selon les faibles facteurs de bioaccumulation calculés (ratio des concentrations dans les tissus/concentrations dans le sol), Nissen et Lepp (1997) ont conclu que le Cu présentait une faible mobilité dans les tissus des huit espèces de saule et que le Zn était au contraire très mobile dans la plante. Ces facteurs de bioaccumulation n'ont pas été calculés dans le présent travail. Cependant, les facteurs de translocation révèlent la même tendance (sections 3.2.4 et 3.3.4).

Il est aussi connu que différents cultivars d'une même espèce peuvent montrer des niveaux différents de phytoextraction des éléments traces (Kabata-Pendias, 2011). Par exemple, Rosselli *et al.* (2003) ont montré que deux cultivars différents de *S. viminalis*, un provenant de Suède et un autre de Suisse, montrait des différences significatives en ce qui a trait à l'absorption

et à la translocation du Cd et du Zn vers les parties aériennes. Dans une étude réalisée le long d'un cours d'eau situé au sud de la Pologne (rivière Przemsza), sur un tronçon d'environ un kilomètre, Landberg et Greger (1996) ont conclu que les variations intraspécifiques étaient plus importantes que les variations interspécifiques (*S. daphnioides*, *S. triandra*, *S. purpurea* et *S. viminalis*) en ce qui a trait à la phytoextraction de Cd, Cu et Zn. Selon la même étude, les concentrations respectives de Cd extraites par *S. viminalis* et *S. daphnioides* variaient par un facteur de 25 pour la même espèce, tandis que les valeurs médianes de concentrations extraites par les deux espèces affichaient une différence beaucoup moins importante. Encore en Pologne, Mleczek *et al.* (2010) ont remarqué des différences significatives entre quatre clones de l'espèce *S. viminalis* en ce qui concerne les concentrations de Cd, de Cu et de Zn extraites et stockées dans les parties aériennes. Bien que des différences significatives aient été calculées entre la réponse des trois cultivars utilisés dans la présente étude, il s'avère que les différences entre les médianes des distributions présentées à la section 3.3 sont parfois plus faibles que les étendues de ces mêmes distributions. La variabilité intraspécifique peut donc être plus importante que la variabilité interspécifique lorsqu'il est question de l'extraction des éléments traces par le saule sur un site d'étude. Lorsqu'un même cultivar est utilisé sur deux sites possédant des caractères différents, la variabilité intraspécifique est davantage marquée, ce qui suggère l'implication des variables édaphiques dans le processus de phytoextraction. Les deux sites présentent des caractéristiques significativement différentes, lesquelles jouent un rôle considérable au niveau de la biodisponibilité des éléments dans le sol (Kabata Pendias, 2011). La contribution de ces caractéristiques sur la phytoextraction est abordée à la section 4.4.

Même s'il existe des différences au niveau des variables édaphiques mesurées, les deux sites présentent néanmoins des tendances similaires en ce qui a trait à la réponse du cultivar FISH CREEK. Ces tendances concernent notamment les facteurs de translocation des éléments traces. Pour les deux sites, les cultivars possèdent des facteurs de translocation considérables pour le Cd et le Zn, ce qui signifie qu'ils peuvent être considérés comme des candidats potentiels pour la phytoextraction de ces deux éléments. Mertens *et al.* (2003) fait la même conclusion en ce qui concerne l'efficacité du saule lorsqu'il est utilisé pour la phytoremédiation de sédiments de dragage. De fait, les parties aériennes représentent la fraction de biomasse exploitable en contexte de phytoremédiation et de production de bioénergie. Or, bien que le Cd et le Zn soient

très mobiles dans la plante et qu'ils possèdent une propension à s'accumuler dans les feuilles, la quantité de biomasse reste la variable clé dans l'évaluation du potentiel de phytoextraction. Ainsi, considérant que le cultivar FISH CREEK produit une quantité de biomasse moyenne supérieure aux deux autres cultivars, il représente à ce titre le candidat le mieux adapté à l'extraction du Cd et du Zn.

4.4 Effet du degré de contamination du sol sur la phytoextraction des éléments traces et la production de biomasse

4.4.1 Concentrations mesurées dans les tissus

La division des sites en deux sous-ensembles distincts (C- et C+) permet, d'une part, de confirmer l'hétérogénéité locale propre à chacun des sites, mais surtout d'évaluer la réponse des cultivars face aux différents degrés de contamination. De fait, il a été montré que le degré de contamination jouait un rôle au niveau de la phytoextraction des éléments traces. Par exemple, Vandecasteele *et al.* (2002) ont remarqué une relation positive entre les concentrations en Cd contenues dans le sol et celles mesurées dans les parties de plante. Cette relation entre le contenu en Cd mesuré dans le sol et celui mesuré dans les tissus n'est pas aussi évidente dans la présente étude si on compare les deux sites. En l'occurrence, les tests de comparaison de moyenne montrent que les concentrations de Cd mesurées dans les racines ($p < 0,001$) et les tiges ($p < 0,001$) sont significativement supérieures au site des BTSL, bien que celui-ci présente des concentrations inférieures en Cd dans le sol. Néanmoins, les concentrations mesurées dans les feuilles sont significativement supérieures au site du BCL ($p = 0,016$). Le même genre de relation est observable au niveau des concentrations de Pb; alors que le site du BCL présente des concentrations significativement inférieures en Pb dans le sol, le cultivar FISH CREEK présente des concentrations significativement supérieures dans ses feuilles ($p < 0,001$), ses tiges ($p=0,011$) et ses racines ($p=0,023$).

Si on compare les cultivars du site du BCL, le degré de contamination joue un rôle variable selon l'élément analysé. En ce sens, le Ni est l'élément qui répond le mieux au degré de contamination, c'est-à-dire que les cultivars absorbent davantage de Ni lorsque les concentrations mesurées dans le sol sont supérieures. Le Zn et le Cu suivent la même tendance,

quoique celle-ci soit moins affirmée. La concentration en éléments traces contenue dans le sol ne semble donc pas être la seule variable déterminante dans l'absorption par la plante.

Notons cependant que les concentrations en éléments traces mesurées dans la présente étude correspondent à la fraction totale (extractible au HNO₃). Ainsi, une proportion de ces concentrations n'est pas biodisponible à la plante. Comme il a été mentionné à la section 1.4.3, les fractions biodisponibles comprennent principalement les formes solubles à l'eau et les formes ioniques libres (e.g. Cd²⁺). Cette précision explique que la relation observée entre le degré de contamination et les concentrations extraites par le saule ne soit pas systématiquement éloquente, voire absente.

4.4.2 Facteurs de translocation

Au niveau des facteurs de translocation, le site du BCL possède des valeurs légèrement supérieures à celles du site des BTSL. Cette différence peut être due aux concentrations en éléments traces contenues dans le sol, lesquelles sont supérieures au site du BCL. Comme il a déjà été souligné, il est connu que la chimie des tissus reflète la composition du sol, ce qui a été en partie démontré (Kabata-Pendias, 2011). Selon Kabata-Pendias (2011), lorsque les concentrations en éléments traces dépassent un certain seuil, les propriétés biologiques des cellules racinaires sont altérées et les éléments traces peuvent être absorbés de façon passive (référer à la section 1.5 pour les mécanismes d'absorption). Ainsi, si on considère les résultats de l'objectif 1, l'extraction des éléments traces et les facteurs de translocation du cultivar FISH CREEK seraient en relation positive avec le degré de contamination du sol. Or, bien que FISH CREEK présente des facteurs de translocation supérieurs pour le site du BCL, les degrés de contamination (C+ et C-) du site en question ont généralement présenté une relation négative entre les concentrations d'éléments traces et les facteurs de translocation calculés. Vysloužilová *et al.* (2006) ont observé cette relation pour *Salix rubens*, c'est-à-dire que les plants utilisés sur les parcelles contaminées présentaient des facteurs de translocation plus faibles que ceux utilisés sur les parcelles moins contaminées. Landberg et Greger (1996) ont fait les mêmes observations. Cela suggère un mécanisme de protection, lequel limiterait le transfert des éléments vers les parties aériennes à la faveur de l'accumulation de ces éléments dans les racines. Les propriétés

du sol, lesquelles présentent des différences significatives entre les deux sections, peuvent aussi jouer un rôle indirect dans cette translocation.

4.4.3 Biomasse produite

Bien que les tests de comparaison de moyenne aient montré que la biomasse des trois compartiments n'était pas statistiquement différente entre les deux sites, il subsiste tout de même de légères dissemblances. De fait, la section 3.2.2 a montré que les niveaux de contamination présentaient généralement une relation négative avec la biomasse, ce qui peut en partie expliquer la différence de biomasse entre les deux sites considérant que le site du BCL est caractérisé par une contamination significativement supérieure. Cet effet délétère qu'engendrent les éléments traces sur la production de biomasse a été souligné par Vajpayee *et al.* (2003). La section 3.2.3 a aussi démontré que la biomasse totale des racines du cultivar FISH CREEK au site du BCL était légèrement inférieure. Punshon (1996) affirme que des concentrations en éléments traces trop élevées dans le sol peuvent inhiber l'élongation du système racinaire. Ainsi, on observe une diminution de la quantité de biomasse racinaire au site du BCL, où les concentrations en éléments traces sont supérieures.

De plus, selon les résultats des tests de Wilcoxon présentés à la section 3.1.4, on note des valeurs de phosphore disponible et d'azote total significativement supérieures au site des BTSL. Ces variables édaphiques sont connues pour favoriser la croissance de la plante à différents niveaux. De fait, l'azote est l'élément qui est requis en plus grande quantité par la plante après le carbone. L'azote est un constituant intégral des protéines, des acides nucléiques, de la chlorophylle, de coenzymes, de phytohormones et de métabolites secondaires (Marschner, 2012). Pour sa part, le phosphore est utile à l'énergie métabolique des cellules (i.e ATP-ADP). On le retrouve aussi dans plusieurs macromolécules comme les acides nucléiques. Les fonctions qu'occupent ces deux éléments sont essentielles au développement de la plante et peuvent ainsi favoriser un meilleur développement de la biomasse.

En plus de jouer un rôle sur la production de biomasse et la formation de macromolécules organiques, le phosphore intervient dans la phytoextraction de certains éléments, notamment l'arsenic. Gomes *et al.* (2013) ont montré que l'application de phosphore favorisait une

meilleure accumulation de l'As dans les racines et les tiges d'*Anadenanthera peregrina*, une plante de la savane brésilienne. Cong et Ma (2002) ont montré les mêmes effets pour *Pteris vittata*. De fait, l'arséniate (généralement sous forme AsO_4^{3-}) et le phosphate (PO_4^-) présentent des similarités dans leur comportement chimique dans le sol (Kabata-Pendias, 2010). Considérant que les deux espèces chimiques présentent des comportements analogues, l'ajout de phosphate peut, par effet de compétition, désorber l'arséniate initialement adsorbé sur la phase solide du sol et ainsi le rendre disponible pour la plante. Au niveau de la plante, des études ont montré que l'arséniate et le phosphate utilisaient les mêmes protéines lors des processus d'absorption et de transport (Esteban *et al.*, 2003; Pickering *et al.*, 2000). Qui plus est, Meharg *et al.* (1994) a montré que l'arséniate pouvait remplacer le phosphore dans les molécules biologiques tels l'ATP, l'ADN et certaines protéines.

4.5 Rétention, biodisponibilité et sources des éléments traces dans le sol

Il est connu que les propriétés du sol, lesquelles sont spatialement hétérogènes, jouent un rôle significatif dans l'absorption des contaminants. Ainsi, les mécanismes de rétention ionique, déterminés par la nature des constituants et les conditions physicochimiques du sol, détermineront la variabilité du potentiel de biodisponibilité des éléments traces (Kabata-Pendias, 2011). Qui plus est, l'interception des éléments par le réseau racinaire est contrôlée par trois facteurs principaux : (i) le contenu de la fraction en éléments disponibles (ii) le volume du réseau racinaire et (iii) le pourcentage de porosité du sol, lequel permet d'estimer le potentiel de diffusion des éléments dans la solution de sol (Marschner, 2012). Ce sont les interactions entre ces variables qui détermineront en partie l'efficacité de la phytoextraction.

Toutefois, les concentrations en éléments traces qui ont été présentées dans la section des résultats correspondent au contenu total (extraction au HNO_3), lequel n'est pas entièrement disponible pour la plante. Comme il a été mentionné à la section 1.4.3, les formes biodisponibles ne représentent qu'une fraction de ce contenu total. Il a aussi été soulevé que le potentiel d'absorption d'un organisme vivant variait en fonction de l'espèce chimique présente dans la solution de sol (Kabata-Pendias, 2011). En l'occurrence, il est donc difficile d'estimer l'entière du potentiel d'absorption étant donné que les concentrations dans les sols de cette étude font

référence au contenu total. Nous pouvons néanmoins évaluer la source de ces éléments et avancer quelques hypothèses au sujet du potentiel de biodisponibilité à l'aide des propriétés des sols et des corrélations obtenues.

4.5.1 pH

Le pH est considéré comme la variable centrale en ce qui concerne le comportement des éléments traces dans le sol (McBride, 1994). De fait, le pH fournit une multitude d'informations concernant les caractéristiques chimiques des sols (Essington, 2004), car il détermine entre autres la solubilité de la matière organique et la charge nette des solides. Il s'agit d'un des facteurs les plus importants en ce qui a trait à la mobilité des ions, l'équilibre des ions, ainsi que le taux de précipitation et des réactions de dissolution de certains constituants, notamment les carbonates et les phosphates (Carrillo-Gonzalez *et al.*, 2006; Bloom *et al.*, 2005). La mesure du pH du sol est aussi nécessaire à la compréhension de la biodisponibilité des éléments et de leur toxicité, lesquelles sont déterminées par la spéciation (référé à la section 1.4.3).

Plusieurs études ont montré que le pH affectait la mobilité et la biodisponibilité des éléments traces. En conditions acides, la désorption des éléments depuis la phase solide est stimulée par la compétition ionique entre les protons et les éléments traces pour les sites d'échanges cationiques. Le pH affecte non seulement la biodisponibilité des éléments, mais aussi l'absorption de ceux-ci par le réseau racinaire. Par exemple, Wuang *et al.* (2006) ont mené une étude en serre sur l'extraction de Cd et de Zn par *T. caerulea*, à six niveaux de pH et pour deux degrés de contamination. La tendance observée confirme l'augmentation des concentrations dans les tissus (tiges et racines) lorsque le pH diminue. Ils ont conclu que des valeurs de pH plus faibles stimulaient l'extraction du Cd et du Zn par la plante en plus de diminuer le temps de traitement. De plus, Matrinez et Motto (2000) ont montré que pour plusieurs types de sols, la baisse des valeurs de pH était responsable de l'augmentation de la solubilité du Cu, du Pb et du Zn. Dans une étude sur la libération des éléments dans des sédiments d'eau douce au Pays-Bas, Buyks *et al.* (2002) ont montré que la réduction du pH engendrait une mobilité des éléments selon l'ordre suivant : Mn > Fe > Ni > Zn > Cd > Al >

Pb > Cu. Cette séquence d'extraction dépend toutefois du type de liaison qui retient les éléments traces sur la phase solide.

Bien que les tests de comparaison de moyenne n'aient pas montré une différence significative entre les deux sites, le site BCL possède des valeurs de pH plus faible qu'au site des BTSL. Cette propriété que présente le site du BCL favorise donc la mise en solution des éléments et l'augmentation du potentiel de biodisponibilité. De surcroît, les concentrations mesurées dans les tissus des cultivars de saule sont souvent supérieures à celles mesurées au site des BTSL. Cela suggère une possible contribution du pH dans l'absorption et la translocation des éléments traces par le saule sans que celle-ci soit déterminante.

4.5.2 Granulométrie

La granulométrie influence la conductivité hydraulique du sol en modifiant la fraction de porosité et la surface de contact entre l'eau et les solides. La perméabilité d'un sol est fonction de la taille de ses pores; plus la taille des particules solides est petite, plus il y aura de surface de contact entre l'eau et la phase solide du sol (Fetter, 2001). Cela augmente la résistance à l'écoulement et entrave les échanges diffus dans la solution de sol. À titre indicatif, les matériaux argileux possèdent une conductivité hydraulique se situant entre 10^{-9} et 10^{-6} cm s⁻¹, tandis que les matériaux sableux présentent des valeurs entre 10^{-5} et 10^{-3} cm s⁻¹ (Fetter, 2001). Ainsi, le site du BCL, lequel contient une proportion de sable élevée, serait susceptible de présenter une perméabilité intrinsèque supérieure à celle du site des BTSL, lequel possède plutôt une texture limoneuse.

Cette perméabilité joue un rôle dans le contact entre les formes biodisponibles des éléments présents dans la solution de sol et le réseau racinaire. Ce contact entre la rhizosphère et la solution de sol est primordial en phytoextraction. Cependant, la perméabilité du sol engendrée par une texture sableuse peut favoriser le lessivage des contaminants vers la nappe phréatique. Ce lessivage sera aussi fonction des autres propriétés du sol, dont les valeurs de pH. Un sol acide favorisera davantage la solubilisation des éléments traces. Globalement, la réactivité des constituants du sol (minéralogie et matière organique) permettra d'évaluer ce potentiel de lessivage. Ainsi, les propriétés du sol au site du BCL (i.e. faible abondance de

phyllosilicates, faible contenu en matière organique, valeurs de pH relativement faibles, texture sableuse) tendent davantage vers un lessivage que d'une rétention des éléments traces.

4.5.3 Minéralogie

A) *Phyllosilicates*

Les principales composantes minérales du sol responsables de la sorption des éléments traces incluent les phyllosilicates (micas, chlorites, vermiculite, etc.), les carbonates et les minéraux à charge variable comme les oxydes (Violante, 2010). Comme il a été mentionné à la section 1.4.1.1, les minéraux secondaires sont des constituants très réactifs dans le sol. Cette réactivité est déterminée par la surface spécifique des solides et leur charge électro-négative. En ce sens, les phyllosilicates présentent des valeurs de surface spécifique selon l'ordre suivant : montmorillonite > vermiculite > chlorite > illite > hayllosite > kaolinite. Par exemple, la vermiculite est très efficace en ce qui a trait à l'absorption du Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} et Ni^{2+} (Malla, 2002).

Considérant que le site du BCL possède très peu de phyllosilicates dans ses fractions granulométriques analysées, tant argileuse que limoneuse, il est moins susceptible de retenir les éléments traces sous forme échangeable. Au contraire, le site des BTSL présente une relative abondance en phyllosilicates (micas, vermiculites et chlorites) dans ses deux fractions granulométriques analysées. Cela suggère donc une meilleure capacité d'échange au site des BTSL.

Ainsi, selon sa composition minéralogique, la fraction minérale du sol possèdera un potentiel de rétention variable (Violante, 2010). Ce potentiel est fonction de la taille, la morphologie et la minéralogie des constituants (Locat *et al.*, 1984). La surface réactive d'un minéral peut être déterminée en partie par la mesure de la capacité d'échange cationique (Locat *et al.*, 1984). Comme le site des BTSL présente des valeurs de CEC significativement supérieures au site du BCL, il est susceptible de contenir une réserve d'éléments échangeables supérieure, qu'ils soient essentiels ou non. Cette différence notoire des valeurs de CEC entre les deux sites est attribuée partiellement à la composition minéralogique (laquelle présente une abondance relative de phyllosilicates supérieure au site des BTSL), mais aussi au contenu en

matière organique et aux valeurs de pH. De plus, la CEC détermine la saturation en bases, laquelle traduit la fraction des nutriments échangeables qui sont essentiels au bon développement de la plante et, parallèlement, à la production de biomasse. En ce sens, le site des BTSL présente des valeurs en cations échangeables essentiels (e.g. Ca, Mg) à la plante nettement supérieures à celles mesurées au site du BCL. Comme il s'agit de macronutriments essentiels à la croissance, le site des BTSL est susceptible de présenter une production de biomasse supérieure, ce qui est le cas.

B) Oxydes de Fe et d'Al

Selon Violante (2010), les oxydes absorbent davantage d'éléments traces cationiques que les phyllosilicates. En effet, les minéraux non cristallins comme les oxydes possèdent une abondance de sites réactifs (Violante *et al.*, 2008). Certains éléments traces comme le Pb, le Cu, le Ni et le Zn peuvent être adsorbés de façon spécifique par les oxydes (Violante *et al.*, 2008). De plus, les oxydes de Fe et d'Al jouent un rôle au niveau de la rétention des éléments traces dans le sol en coprécipitant avec ceux-ci. La coprécipitation s'effectue à des valeurs de pH variables, mais est optimale à des valeurs entre 4 et 5 (Violante *et al.*, 2008). Cependant, des conditions réductrices peuvent provoquer une dissolution de ces mêmes éléments (Kabata Pendias, 2011).

Bien que les valeurs de pH présentées soient supérieures aux valeurs optimales favorisant la coprécipitation, les corrélations impliquant les oxydes de Fe et d'Al ont montré des liens positifs avec plusieurs éléments traces. Par exemple, le Ni mesuré au site des BTSL est fortement corrélé avec les oxydes d'aluminium amorphe (extraction à l'oxalate d'ammonium), ce qui a aussi été observé dans la littérature (Kabata Pendias, 2011). Au même site, le Pb est fortement corrélé avec les oxydes de Fe cristallins, ce qui suggère qu'il soit aussi retenu par ceux-ci. Finalement, l'As est positivement lié aux oxydes de Fe pour les deux sites. Dans une étude réalisée en Alberta, Dundas (1987) a montré que l'As contenu dans les sols était généralement associé aux oxydes de Fe amorphes et cristallins.

La coprécipitation n'est pas le seul processus impliqué dans la rétention des éléments traces par les oxydes; ces derniers présentent une capacité d'échange ionique considérable avec

les ions présents dans le sol. Selon Sparks (2003), la capacité d'échange cationique des oxydes augmente lorsque le pH augmente. Ainsi, les relations positives suggèrent trois possibilités au site des BTSL : (i) un mécanisme de rétention à la surface des oxydes, (ii) une coprécipitation ou (iii) une possible réserve contenue dans la structure minérale des oxydes. Attendu que la baisse du pH limite ce type de rétention, le site du BCL ne présente pas de relations claires avec les oxydes.

4.5.5 Carbone organique et matière organique

Selon la forme sous laquelle on la retrouve dans le sol, la matière organique peut jouer un double rôle sur la solubilité des éléments traces ; un premier rôle favorise la rétention des éléments traces via l'augmentation de la CEC (i.e. matière organique solide) et un second rôle favorise la mobilisation des éléments traces via la dissolution des solides et/ou la complexation des ET en solution (i.e. matière organique dissoute).

L'abondance des charges négatives associées à la phase solide de la matière organique participe à l'augmentation de la CEC d'un sol. Stevenson (1982) a montré que la matière organique pouvait être responsable d'environ 80% de la CEC du sol. La force de cette contribution se manifeste lorsque le pH augmente. Dans un tel cas, il y a abondance accrue d'ions hydroxydes (OH^-) en solution ce qui engendre une déprotonation des groupes fonctionnels associés aux composés organiques, tel les groupes carboxyles (R-COOH). La matière organique solide déprotonée (R-COO^-) agit donc en tant que puits d'éléments traces en sorbant ces derniers à sa surface.

En outre, McBride (1991) a montré que la matière organique dissoute (MOD) diminuait la capacité de sorption du Cd et du Cu à la surface des solides. De fait, la formation de chélats métalliques à l'aide de la MOD favorise la mobilité des éléments dans la solution de sol. Cette MOD est composée d'un mélange hétérogène composé à près de 80% d'acide fulvique et humique (Sposito, 1984), lesquels peuvent former des complexes solubles avec, par exemple, le Cd, Ni et le Zn, et migrer verticalement dans le profil de sol. La contribution de la MOD à l'éluviation des éléments traces est proportionnelle à la concentration des ligands présents en solution, et la stabilité des complexes organométalliques est fonction du potentiel de dégradation

par les microorganismes. Par exemple, les molécules organiques de faible masse molaire comme l'oxalate ou le citrate sont plus facilement dégradées, tandis que les substances humiques complexes sont plus difficiles à dégrader.

Les analyses effectuées pour mesurer le contenu en matière organique dans ce projet traduisent seulement la phase solide (pertes au feu) et le carbone organique (titrage au dichromate). Il est donc difficile d'évaluer la contribution des chélats métalliques solubles dans les sols à l'étude et leur potentiel de mobilité relatif. Une analyse de carbone organique dissout (COD) aurait été mieux adaptée pour estimer l'importance de cette contribution. Cependant, les analyses par pertes au feu indiquent que le site du BCL possède un contenu en matière organique sous phase solide beaucoup moins importante que celui du site des BTSL. Attendu que cette phase solide contribue à la rétention des éléments traces, le site du BCL semble plus favorable au lessivage des éléments. De plus, si l'on considère que les sites réactifs de la matière organique sont généralement associés aux groupes fonctionnels carboxyles ($R-COO^-$), l'abondance de carbone organique obtenu par titrage confirme cette hypothèse. De fait, le site des BTSL possède des valeurs de carbone organique supérieures au site du BCL, ce qui suggère une abondance de sites réactifs.

Les corrélations présentées à la section 3.1.3 ont montré un lien entre l'As et le contenu en matière organique pour les deux sites. L'implication de la matière organique (dissoute et solide) au niveau du comportement de As est bien documentée (Wang et Mulligan, 2004). Dans une étude concernant la contribution de la matière organique au comportement de l'arsenic dans des sols contaminés à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC), Dobran et Zagury (2006) ont montré que le carbone organique dissout augmentait la solubilité de l'As tandis que la matière organique solide favorisait la réduction de l'As(V) et la rétention de son produit, l'As(III). Ce constat confirme le double rôle de la matière organique et l'intérêt de mesurer le carbone organique dissout pour évaluer le potentiel de solubilisation.

4.5.6 Fertilisation des sols

Au site des BTSL, on note des relations positives entre plusieurs variables du sol. Le Cd, le Zn, le Pb, le contenu en matière organique, en carbonate, l'azote total et le phosphore

disponible sont tous positivement corrélés. La matière organique constitue une des sources principales d'azote minéral présent dans le sol, ce qui explique la corrélation positive entre les deux variables. La corrélation positive que présentent la matière organique et le phosphore disponible suggère que ce dernier soit (i) minéralisé suite à la décomposition des produits organiques ou (ii) immobilisé lors son assimilation par les microorganismes du sol. Cependant, étant donné que le site des BTSL fut jadis une terre agricole, il est probable qu'une fertilisation du sol y ait eu lieu. En ce sens, il a été reconnu que les fertilisants, les insecticides et les pesticides constituaient une source potentielle d'éléments traces dans les sols.

Les concentrations en éléments traces dans les minéraux phosphatés sont variables selon leur origine; les roches ignées phosphatées contiennent généralement de plus faibles concentrations que les roches sédimentaires (Van Kauwenbergh, 2002). Lors d'une étude sur le risque de contamination des sols par les fertilisants, Nziguheba et Smolders (2008) ont analysé la composition de 196 fertilisants phosphatés et déterminé leur contenu respectif; ils ont mesuré des concentrations moyennes (mg kg^{-1}) de 7,6 (As), 7,4 (Cd), 89,5 (Cr), 18,4 (Ni), 2,9 (Pb) et de 166 (Zn). De surcroît, les fertilisants phosphatés génèrent non seulement une augmentation des concentrations en éléments traces dans le sol, mais aussi une augmentation des fractions solubles de certains éléments comme le Cd. Lambert *et al.* (2007) ont démontré lors d'une étude mixte de terrain et de laboratoire que l'ajout de fertilisants phosphatés augmentait les concentrations de Cd dans les extraits à l'eau jusqu'à concurrence de 87% en comparaison aux parcelles témoins.

Ainsi, il serait possible que la fertilisation soit la source de certains éléments, comme le Cd et du Zn, considérant que ceux-ci dépassent le critère A ($\text{Cd} > 1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ et $\text{Zn} > 110 \text{ mg kg}^{-1}$) du MDDEFP pour certains échantillons. Comme la production de biomasse est un aspect central de la phytoremédiation et potentiellement la production de bioénergie à l'aide du saule, la fertilisation chimique des sols n'est pas entièrement conséquente si l'on considère le risque de contamination soulevé par Nziguheba et Smolders (2008).

CHAPITRE 5: CONCLUSION

Les résultats présentés ont montré que, sur deux sites, la variabilité intraspécifique du cultivar FISH CREEK était expliquée par la variabilité des propriétés du sol. De fait, les variables édaphiques mesurées sur les deux sites, entre lesquelles une différence significative a été démontrée, sont responsables du comportement des éléments traces et de la croissance des plantes par divers mécanismes. Parmi ces caractéristiques, la texture, la minéralogie, le contenu en matière organique et le pH semblent être celles présentant les plus fortes contributions aux différences intraspécifiques observées.

Les variations intraspécifiques qu'a présentées chacun des cultivars (FISH CREEK, SV1 et SX67) étaient parfois plus importantes que la variabilité interspécifique observée entre ceux-ci. Ce constat suggère que les espèces (*S. purpurea*, *S. miyabeana*, *S. dasyclados*) utilisées présentent des mécanismes analogues et une génétique comparable, attestant ainsi l'intérêt d'approfondir les recherches sur la génomique du saule en contexte de phytoremédiation des sols contaminés. De plus, cela confirme que les propriétés du sol présentent une contribution potentiellement plus marquée que les différences génétiques que possèdent les cultivars étudiés.

Les trois cultivars, pour les deux sites confondus, présentent néanmoins des tendances similaires. Celles-ci sont observées au niveau de la distribution des éléments traces dans chacune des parties de plante (i.e. racines, tiges et feuilles) et aux valeurs de translocation calculées. Ainsi, le Cd et le Zn s'accumulent préférentiellement dans les parties aériennes (i.e. tiges et feuilles), tandis que le Cu et le Pb sont stockés dans les racines. L'As et le Ni présentent chacun un comportement variable, mais ne tendent pas à être transloqués vers les parties aériennes en grandes quantités. En ce sens, il a été souligné que les éléments qui s'accumulaient dans les racines pouvaient être phytostabilisés à défaut d'être phytoextraits, ce qui ne constitue pas une limite en soi, mais plutôt une opportunité d'utiliser le saule dans d'autres contextes, notamment sur les bandes riveraines.

Les facteurs de translocation ont été utiles à la confirmation du potentiel de compartimentation et de translocation des éléments dans les différentes parties de la plante. Lorsque le cultivar FISH CREEK est comparé sur deux sites, le saule du site BCL présente des

facteurs de translocation supérieurs et extraits davantage de quantités de Cd et de Zn à l'hectare. Le site du BCL présente donc des propriétés plus favorables à l'absorption et à la translocation du Cd et du Zn vers ses parties aériennes. Or, les propriétés du site des BTSL semblent favoriser davantage la phytostabilisation des éléments puisque le cultivar de ce site accumule des concentrations significativement supérieures dans ses racines.

Par ailleurs, il semble que le degré de contamination ne soit pas la seule variable déterminante dans l'extraction des éléments traces par le saule. La relation entre les degrés de contamination et les concentrations mesurées dans les parties de plantes n'est pas systématiquement positive. Au contraire, cette relation est parfois négative. Par exemple, les concentrations en Cd extraits par le cultivar FISH CREEK au site BTSL présente une relation négative avec le degré de contamination (figure 3.12). De plus, les facteurs de translocation calculés pour les deux sites et pour les trois cultivars ont montré une relation négative avec les degrés de contamination en éléments traces, ce qui suggère que les plantes utilisent des mécanismes de protection face à des niveaux de concentration trop élevés. Ces observations rendent compte que les degrés de contamination trop élevés pourraient diminuer l'efficacité de la phytoextraction. Cette dernière serait donc limitée aux sites possédant une contamination modérée en éléments traces.

Cette affirmation contient toutefois deux biais. Premièrement, la représentation graphique des concentrations en éléments traces contenues dans chacune des parties de la plante ne tient compte que du degré de contamination de ce même élément trace dans le sol; les variables édaphiques considérées déterminantes, tels le pH et le contenu en matière organique, n'y sont pas représentées. Les sections (i.e. sous-ensembles établies, section 2.5) des sites étudiés, selon lesquelles les degrés de contamination sont établis, présentent d'autres caractéristiques édaphiques différentes. Ces dernières sont connues pour leur contribution au comportement des éléments traces dans le sol. Cette précision témoigne de la précarité des relations linéaires simples réalisées entre les concentrations en éléments traces dans le sol et celles mesurées dans la plante. Deuxièmement, les valeurs de concentrations en éléments traces utilisées sont issues des extraits à l'acide, lesquels traduisent le contenu total en éléments traces dans le sol. Ce contenu total n'est évidemment pas entièrement biodisponible à la plante, ce qui explique en partie la faiblesse des relations entre les concentrations en É.T. du sol et celles

mesurées dans les tissus. La fraction biodisponible du contenu total n'est certainement pas homogène sur le site BCL considérant qu'il s'agisse d'un site d'enfouissement présentant une hétérogénéité spatiale considérable. Ainsi, des extractions à l'eau auraient été mieux adaptées pour représenter la relation entre le degré de contamination et la chimie des tissus puisque les formes solubles à l'eau sont considérées les plus biodisponibles pour la plante. De plus, l'intégration des autres variables édaphiques (e.g. pH, NO₃-H₂O, M.O., etc.) dans des représentations graphiques aurait permis de bien saisir la contribution de chacune d'elle dans la variance observée au niveau de la chimie des tissus, et la covariance entre les variables mesurées sur les échantillons de sol aurait été évoquée. La représentation de la covariance à l'aide d'une analyse en composante principale (PCA) aurait aussi permis de spéculer sur la spéciation des éléments traces dans le sol.

Une dernière limite de cette étude concerne les quantités en éléments traces extraites. Bien que les valeurs calculées (moyenne par plant à l'hectare) aux sections 3.2.2 et 3.3.2 donnent une indication du potentiel d'extraction par le saule, il s'agit de résultats recueillis après seulement une année de croissance. La caractérisation des réponses du saule doit se faire sur de plus longues périodes pour apporter davantage de précisions sur les modèles de phytoextraction actuels, lesquels considèrent que la production de biomasse et les concentrations en éléments traces extraites sont linéaires dans le temps (Nevel *et al.*, 2007). De plus, le calcul des quantités totales extraites par les racines comporte un biais considérable, celui de la sous-estimation de la biomasse totale due à la difficulté de récolter l'entièreté de cette partie de plante lors de l'échantillonnage. Le réseau racinaire constitue une structure relativement fragile et pour lequel il est difficile de conserver son intégrité dans un contexte *in situ*. Ainsi, il est possible que les valeurs de biomasse ainsi que et les quantités totales d'éléments traces extraits à l'hectare présentées soient sous-évaluées.

Malgré certaines faiblesses, cette étude a mis en évidence la complexité des mécanismes impliqués dans la phytoextraction et la variabilité que présentent différents cultivars de saule utilisés à des fins de phytoextraction; les mécanismes biologiques et édaphiques sont régulés par une multitude de variables en constante interaction, ce qui rend difficile la prédiction précise du potentiel d'extraction par une plante sélectionnée. Néanmoins, la contribution de certaines variables clés a été soulignée. Par exemple, un pH près de la neutralité, une minéralogie riche

en phyllosilicates, un contenu en matière organique abondant et une granulométrie dominée par la fraction argileuse peuvent favoriser le potentiel de rétention des éléments traces dans le sol. Ce potentiel de rétention réduira l'efficacité de la phytoextraction en diminuant la biodisponibilité des éléments à extraire. Cependant, dans les conditions où il y a un fort potentiel de rétention, le risque de lessivage et de propagation des contaminants dans l'environnement peut être diminué par les propriétés des sols.

La contribution de cette étude est multiple. D'une part, les articles couvrant le sujet de la phytoremédiation portent pour la plupart sur la physiologie métabolique et la biochimie végétale. Ces papiers sont très importants pour permettre l'acquisition des connaissances en ce qui a trait aux réponses biochimiques et physiologiques des plantes face à la contamination, au destin des éléments traces dans l'appareil végétal (i.e. mobilisation, séquestration, détoxification, etc.) et aux différences génétiques entre les « espèces candidates » potentielles. Cependant, peu d'articles font mention de la contribution des mécanismes édaphiques à la performance de la phytoremédiation. Parmi les papiers abordant en détail les processus qui ont cours entre un médium (qu'il s'agisse d'une matrice de sol en pot ou d'une solution hydroponique) et la plante, plusieurs constituent des études effectuées *ex situ*. Ainsi, des expériences à l'échelle du terrain doivent compléter les informations fournies par les expériences *ex situ* (i.e. hydroponiques et serres), car, bien qu'elles soient utiles à l'isolement et au contrôle des variables, les conditions *ex situ* n'évoquent pas l'intégrité et l'hétérogénéité des propriétés du sol en contexte *in situ*. L'acquisition des connaissances au niveau de la variabilité du comportement d'une plante utilisée en contexte de phytoremédiation selon la variabilité des propriétés du sol à traiter est nécessaire pour permettre une éventuelle « standardisation » de la méthode. Ensuite, cette étude souligne la complexité de ces variables édaphique ainsi que l'importance d'une caractérisation systématique et complète du sol. Cette caractérisation permet de mieux décrire les mécanismes impliqués dans la phytoremédiation et d'estimer le potentiel d'extraction d'une plante en fonction du profil de sol à décontaminer.

Pour conclure, il a été mentionné en introduction que les éléments traces étaient des contaminants pour lesquels l'intervention de décontamination était difficile. Au contraire des contaminants organiques, les éléments traces ne sont pas biodégradables, mais plutôt bioaccumulateurs. Ainsi, les techniques dites conventionnelles, parmi lesquelles on retrouve

l'excavation et la vitrification, sont non seulement très coûteuses, mais ne génèrent pas une véritable décontamination puisqu'elles consistent seulement à déplacer le sol d'un site à un autre. La phytoremédiation est donc proposée en tant qu'alternative phytotechnologique pour permettre d'extraire, à faibles coûts, les éléments traces du sol. Les phytotechnologies possèdent plusieurs qualités qui les rendent très intéressantes sur le plan environnemental. La mise sur pied de programmes de recherche et développement en phytoremédiation pourrait permettre de diminuer l'impact des éléments traces sur l'environnement. De plus, la production de bioénergie, à l'aide de la biomasse produite, pourrait être concomitante avec l'extraction des éléments traces ou la dégradation des contaminants organiques. La combinaison de telles méthodes apportent des avantages environnementaux considérables et justifient la poursuite des recherches en phytoremédiation malgré les temps de traitement plus longs que les techniques conventionnelles.

BIBLIOGRAPHIE

- Alloway, B.J. (1995) Heavy metals in soils. 3rd Edition, John Wiley and Sons, Somerset, 339p.
- Allen, B.L. & Hajek, B.F. (1989) Mineral Occurrence in Soil Environments in Minerals in Soil environments, SSSA Book Series, 2nd Edition, p. 199-278.
- Aziz, H.A. & Smith, P.G. (1996) Removal of manganese from water using crushed dolomite filtration technique. *Water Resources*, 30 : 489-492.
- Baker, A.J.M. (1981) Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3:643–654.
- Baker, A.J.M., Reeves, R.D. & Hajar, A.S.M. (1994) Heavy-metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. and C. Presl (Brassicaceae). *New Phytologist*, 127:61–68.
- Baker, A.J.M. & Brooks, R.R. (1989) Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1 : 81-126.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D. & Smith, J.A.C. (2000) Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils, dans *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Terry, N. & Baelos, G. (Eds.), Lewis Publishers, CRC Press, p. 85–10
- Bert, V., Meerts, P., Saumitou-Laprade, P., Salis, P., Gruber, W. & Verbruggen, N. (2003) Genetic basis of Cd tolerance and hyperaccumulation in *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil*, 249: 9 –18.
- Blanchard, C. (2000) Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon.
- Borda, M.J. & Sparks, D.L. (2008) Kinetics and Mechanisms of Sorption-Desorption in soils: A Multiscale Assessment, dans *Biophysico-Chemical Processes of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environment*, A. Violente *et al.*, Volume 1, Wiley Series, p. 97-124.
- Bolan, N.S. & Duraisamy, V.P. (2003) Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*, 41: 533-555.
- Brooks, R. R., Lee, J. & Jaffre, T. (1974) Some New Zealand and New Caledonian plant accumulators of nickel. *Journal of Ecology*, 62: 493-499.
- Brooks, R. R. (1987) *Serpentine and its vegetation*. Dioscorides Press, Portland.

- Brindley, G.W. & Brown, G. (1980) *Crystal Structures of Clay Minerals and the X-Ray Identification*, Mineralogical Society, p.496.
- Britto, D.T. & Kronzucker, H.J. (2009) Ussing's conundrum and the search for transport mechanisms in plants. *New Phytologist*, 183 : 243-146.
- Buyks, S. E. J., van de Hoop, M. A. G. T., and Loch, J. P. G. (2002) Dissolution kinetics of heavy metals in Dutch carbonate and sulfide-rich freshwater sediments. *Journal of Environmental Quality*, 31, 573–580.
- Camel, V. (2003) Solid phase extraction of trace elements. *Spectrochimica Acta Part B* 58 : 1177–1233.
- Chen, H. M, Zhen, C. R., Tu, C. & Shen, Z. G. (2000) Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, 41:229-234.
- Chiarucci A. & Baker, A. J. M. (2007) Advances in the ecology of serpentine soils. *Plant and soils*, 293:1–2.
- Clemens, S (2006) Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88 : 1707–1719.
- Cong T. & Ma, L.Q. (2002) Effects of arsenate and phosphate on their accumulation by an arsenic-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Plant and Soil*, 249:373-382.
- Courchesne, F. & Turmel, M.C. (2008) Extractable Al, Fe, Mn, and Si, *dans Soil Sampling Methods of Analysis*, M.R. Carter, 2nd edition, Ed., Canadian Society of Soil Science, p. 307-316.
- Courchesne, F., Cloutier-Hurteau, B. & Turmel, M.C. (2008) Relevance of Rhizosphere Research to the Ecological Risk Assessment of Trace Metals in Soils, *Human and Ecological Risk Assessment*, 14: 54–72.
- Courchesne, F., Gobran, G.R. (1997) Mineralogical variations of bulk and rhizosphere soils from a Norway stand. *Soil Science Society America Journal*, 61, 1245-1249.
- Davranche, M. & Bollinger, J.C. (2000) Heavy Metals Desorption from Synthesized and Natural Iron and Manganese Oxyhydroxides: Effect of Reductive Conditions. *Journal of Colloid and Interface Science*, 227 : 531–539.
- Dobran, S. & Zagury, G. J. (2006) Arsenic speciation and mobilization in CCA-contaminated soils: Influence of organic matter content. *Science of the Total Environment* 364 : 239 - 250.
- Dudas, M.J. (1987) Accumulation of native arsenic in acid sulphate soils in alberta, *Canadian journal of Science*, 67: 317-331.

- Essen, J. & El Bassam, N. (1981) On the mobility of cadmium under aerobic soil conditions. *Environmental Pollution Series A*, 15-31.
- Esteban E., Carpena, R.O. & Meharg, A.A. (2003) High-affinity phosphate/arsenate transport in white lupin (*Lupinus albus*) is relatively insensitive to phosphate status. *New Phytologist*, 158:165–173.
- Filella, M. & Hummel W. (2010) Trace element complexation by humic substances: issues related to quality assurance. *Accreditation and Quality Assurance*, 16:215–223.
- Foy, C.D. (1984) Physiological effects of hydrogen, aluminium, and manganese toxicities in acid soil. F. Adams (Ed.), *Soil Acidity and Liming* (deuxième édition.), Agronomy Monograph N°12, ASA-CSSA-SSSA Publisher, Madison WI, p. 57–97.
- Garcia-Sanchez, A. & Alvarez-Ayuso, E. (2002) Sorption of Zn, Cd and Cr on calcite. Application to purification of industrial wastewaters. *Minerals Engineering*, 15 : 539-547.
- Giasson, P. (2005) Utilisation de champignon mycorhiziens dans le processus de phytorestauration de sols contaminés aux métaux lourds. Québec, Université du Québec à Montréal, Département des Sciences de la terre, thèse de Doctorat.
- Glass, D.J. (1999) Current market trends in phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 1:1-8.
- Gomes, M.P, Carvalho M., Carvalho, G.S., Marques, T.C., Garcia, Q.S. & Guilherme, L.R., Soares, A.M. (2013) Phosphorus improves arsenic phytoremediation by *anadenanthera peregrina* by alleviating induce oxidative stress. *International Journal of Phytoremediation*, 15:633-646.
- Grant C.A. & Sheppard, S.C. (2008) Fertilizer Impacts on Cadmium Availability in Agricultural Soils and Crops, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. Agriculture and Agri-Food Canada, Brandon Research Centre, 14: 210-228
- Grayston, S.J., Vaughan, D. & Jones, D. (1996) Rhizosphere carbon flow in tree, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. *Applied Soil Ecology*, 5:29-56.
- Guirenot, M.L. (1999) The ZIP family of metal transporters. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1465 : 190-198
- Halim, M., Conte, P. & Piccolo, A. (2003) Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. *Chemosphere* 52 : 265-275.
- Hall, J.L & Williams, L.E (2003) Transition metal transporters in plants, *Journal of Experimental Botany*, 54 : 2601-2613.

- Hall, J.L. (2002) Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53: 1-11.
- Hendershot, W.H., Lalonde, H. & Duquette, M. (2008) Soil Reaction and exchangeable Acidity, dans *Soil Sampling and Methods of Analysis*, M.R. Carter, 2nd edition, Ed., Canadian Society of Soil Science, p. 173-178.
- Hendershot, W.H., Lalonde, H. & Duquette, M. (2008) Ion Exchange and Exchangeable Cations, dans *Soil Sampling and Methods of Analysis*, M.R. Carter, 2nd edition, Ed., Canadian Society of Soil Science, p. 197-206.
- Hendershot, W.H., Lalonde, H., Reyes, D. & MacDonald, J.D. (2008) Trace Element Assessment, dans *Soil Sampling and Methods of Analysis*, M.R. Carter, 2nd edition, Ed., Canadian Society of Soil Science, p. 109-119.
- Hiltner, L. (1904) Über neuere Erfahrungen und Probleme auf dem Gebiete der Bodenbakteriologie unter besonderer Berücksichtigung der Gründüngung und Brache. *Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft*, 98: 59 – 78.
- Hinsinger, P. (2001) Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil*, 237: 173–195.
- Hinsinger, P. & Courchesne, F. (2008) Biogeochemistry of metals and metalloids at the soil-root interface, dans *Biophysicochemical Processes of heavy metals and Metalloids in Soil Environments*, John Wiley & Sons, p. 267-310.
- Huang, J.W., Chen, J.J., Berti, W.B. & Cunningham, S.D. (1997) Phytoremediation of lead contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science Technology*, 31:800–805.
- Jaffré, T., Brooks, R. R., Lee, J. & R. D. Reeves. (1976) *Sebertia acuminata*, a hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. *Science* 193: 579-580.
- Jaffré, T. (1980) Étude écologique du peuplement végétal des sols dérivés de roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie. *Coll. Trav. Doc. ORSTOM* 124: 1-274.
- Jensen, J.K., Holm, P.E., Nejrup, J., Larsen, M.B. & Borggaard, O.K. (2009) The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Environmental Pollution*, 157: 931-937.
- Jobbagy, E.G & Jackson, R.B. (2001) The distribution of soil nutrient with depth : Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry*, 53: 51-77.
- Juste, C. (1988) Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sciences du Sol*, 26 : 103–112.
- Kabata-Pendias, A. (2004) Soil–plant transfer of trace elements - an environmental issue. *Geoderma*, 122: 143–149.

- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (1992) Trace Elements in Soils and Plants, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kidd, P, Barcelo, J., Pilar Bernal, M., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R. & C. Mnterroso (2009) Trace element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*, 67:243-259.
- Kopp, RF, Abrahamson, L.P, White E.H, Volk T.A, Nowak C.A, Fillhart R.C (2001) Willow biomass production during ten successive annual harvests. *Biomass and Bioenergy*, 20: 1-7.
- Krishnamurti, G.S.R., McArthur, D.F.E., Wang, M.K., Kozak, L.M. & P.M. Huang (2005) Biogeochemistry of soil cadmium and the impact on terrestrial food chain contamination. *Biochemistry of Trace Elements in the Rhizosphere*, 197-257.
- Kuffner, M., Puschenreiter, G., Wieshammer, M., Gorfer & Sessitsch, A. (2008) Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows. *Plant and Soil*, 304: 35-44.
- Kuzovkina, Y.A. & Quigley, M.F (2005) Willows beyond wetlands: Uses of salix species for environmental projects. *Water, Air, and Soil Pollution*, 162: 183-204
- Lai, H.Y. & Chen, Z.S. (2005) The EDTA effect on phytoextraction of single and combined metals-contaminated soils using rainbow pink (*Dianthus chinensis*). *Chemosphere*, 60: 1062-1071.
- Laidlaw, W.S., Arndtb, S. K., Huynhad, T. T., Gregoryc D. & Bakera, A. J. M. (2012) Phytoextraction of Heavy Metals by Willows Growing in Biosolids under Field Conditions. *Journal of Environmental Quality*, 41: 134-143.
- Lambert, R., Grant, C. & Sauvé, S. (2007) Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. *Science of the Total Environment*, 378 : 293-305.
- Landberg, T. & Greger, M. (1996) Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Applied Geochemistry*, 11:175-180.
- Lasat, M.M. (2002) Phytoextraction of toxic metals – A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 31: 109-120.
- Legrand, P., Turmel, M.-C., Sauvé, S. & Courchesne, F. (2005) Speciation and Bioavailability of Trace Metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) in the Rhizosphere of Contaminated Soils. *Biochemistry of Trace Elements in the Rhizosphere*, 261-299.
- Lombi, E., Tearall, K.L., Howart, J.R., Zhao, F.J., Hawkesford, M.J. & McGrath, S.P. (2002) Influence of iron status on cadmium and zinc uptake by different ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology*, 128: 1359-1367.

- Lucas, W.J. & Lee, Y.J. (2004) Plasmodesmata as a supracellular control network in plants. *Nature Review Molecular Cell Biology*, 5 : 712-726.
- Malla, P. B. (2002). Vermiculites, dans *Soil Mineralogy with Environmental Applications*. Dixon, J.B and Schulze, D. G. (Eds.), SSSA Book series, pp. 501–529.
- Martinez, E.C & McBride, M.B. (1998) Coprecipitates of Cd, Cu, Pb et Zn in iron oxides : Solid phase transformation and metal solubility after aging and thermal treatment. *Clays and Clay Minerals*, 46 : 537-545.
- McBride, M.B. (1994) *Environment Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
- McBride, M.B. (1991) Processes of heavy and transition metal sorption by soil minerals, dans *Interaction at the Soil Colloid-Soil Solution Interface*, ed. Bolt, G.h., De Boodt, M.F, Haynes, M.H.B. & McBride, M.B. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands, p. 149-176.
- McBride, M.B. (1980) Chemisorption of Cd²⁺ on Calcite Surfaces. *Soil Science Society of America Journal*, 44:26-28.
- McGrath, S.P. & Zhao, F.J. (2003) Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 14 : 277–282.
- Meharg A.A., Naylor, J. & Macnair, M.R. (1994) Phosphorus nutrition of arsenate-tolerant and nontolerant phenotypes of velvetgrass. *Journal of Environmental Quality*, 23:234–238.
- Mehlich A. (1984) Mehlich III soil test extractant: A modification of Mehlich II extractant. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409-1416.
- Mench, M., Schwitzguébel, J-P., Schroeder, P., Bert, V., Gawronski, S. & Gupta, S. (2009) Assessment of successful experiments and limitation of phytotechnologies : contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science Pollution Research*, 16:876-900.
- Meers, E., Vandecasteele, B., Ruttens, A., Vangronsveld, J. & Tack, F.M.G. (2007) Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 60 : 57-68.
- Mertens, J., Vernaeke, P., Meers, E. & Tack, P. M. G. (2006) Seasonal Changes of Metals in Willow (*Salix* sp.) Stands for phytoremediation on Dredged Sediment. *Environmental Sciences Technology*, 40:1962-1968.
- Miller, J.J. & Curtin, D. (2008) Electrical Conductivity and Soluble Ions in Soil Sampling and Methods of Analysis, M.R. Carter, 2nd edition, Ed., Canadian Society of Soil Science, p. 161-171.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (2013) Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. Gouvernement du Québec, Québec.

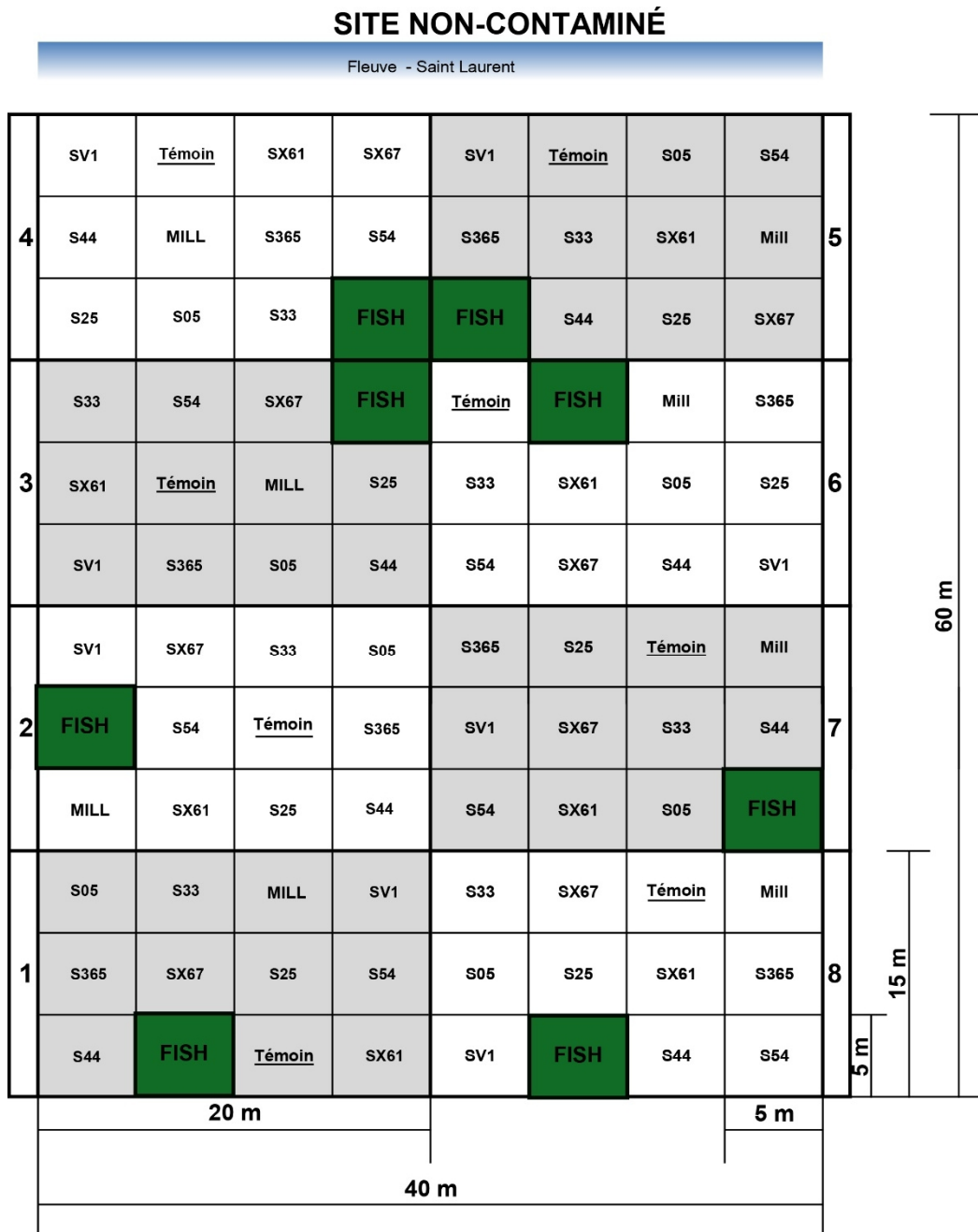
- Mleczek, M., Kaczmarek, Z., Magdziak, Z. & Golinski, P.K. (2010) Hydroponic estimation of heavy metal accumulation by different genotypes of *Salix*. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45:5, 569-578.
- Morel, M., Crouzet, J., Gravot, A., Auroy, P., Leonhardt, N., Vavasseur, A. & Richaud, P. (2009) AtHMA3, a P1B-ATPase Allowing Cd/Zn/Co/Pb Vacuolar Storage in *Arabidopsis*. *Plant Physiology*, 149 : 894–904.
- Nevel L.V, Mertens, J., Oorts, K. & Verheyen, K. (2007) Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? *Environmental Pollution*, 150: 34-40.
- Nziguheba, G. & Smolders, E. (2008) Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the total Environment*, 390 : 53:57.
- Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A & Forestier, C. (2002) Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status, *Plant Journal*, 32 : 539–548.
- Pierzynski G.M. & Schwab A.P. (1993) Bioavailability of zinc, cadmium and lead in a metal contaminated alluvial soil. *Journal of Environmental Quality*, 22: 247-254.
- Pickering I.J., Prince, R.C, George, M.J., Smith, R.D., George, G.N. & Salt D.E. (2000) Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard. *Plant Physiol* 122:1171–1178.
- Pollard, AJ, Powell K.D., Harper F.A. & Smith J.A.C. (2002) The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences* 21: 539 – 566.
- Punshon, T. & Dickinson N.M (1997) Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytologist*, 137: 303-314.
- Rausser, W.E. (1999) Structure and Function of Metal Chelators Produced by Plants. *Cell Biochemistry and Biophysics*, 31: 19-48.
- Rauret, G. (1998) Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment, *Talanta*, 46: 449-455.
- Reeves, R.D & Adigüzel, N. (2004) Plants and Nickel Accumulators from Turkish Serpentine Soils, with Special Reference to *Centaurea* Species. *Turkish Journal of Botany*, 28 :147-153.
- Reeves, R.D. and Baker, A.J.M. (2000) Metal-accumulating plants in Phytoremediation of Toxic Metals. Raskin, I. and Ensley, B.D., Eds., John Wiley, New York. pp. 193– 229
- Robinson, B. H., Brooks, R. R., Kirkman, J. H., Gregg, P.E.H. & Gremigni, P. (1997) Plant-available elements in soils and their influence on the vegetation over ultramafic (“serpentine”) rocks in New Zealand. *Journal of The Royal Society of New Zealand*, 6, 4 : 457-468.

- Romeo, S.M, Francini, A., Ariani, A. & Sepbastiani, L. (2014) Pytoremediation of Zn : Identify the diverging resistance, Uptake dans Biomass Production Behavior of Poplar Clones under High Zinc Stress. *Water Air Soil Pollution*, 225: 1:12.
- Rosselli, W., Keller, C. & Boschi, K. (2003) Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil *Plant Soil*, 256 (2003), pp. 65–272
- Salt, D.E. & Krämer, U. (2000) Mechanisms of metal hyperaccumulation in plants in *Phytoremediation of Toxic Metals*. Raskin, I. and Ensley, B.D., Eds., John Wiley, New York. pp. 231–246.
- Séguin, V., Gagnon, C. & Courchesne, F. (2004) Changes in water extractable metals, pH and organic carbon concentrations at the soil-root interface of forested soils. *Plant Soil*, 260, 1-17.
- Shuman, L. M. (2005) Chemistry of Micronutrients *in Soil in Chemical Processes in Soil*, Soil Science Society of America Book Series, p. 293-308.
- Shuman, L. M. (1991) Chemical forms of micronutrients in soils, dans *Micronutrients in agriculture*, Mortvedt J.J., 2nd Edition. Soil Science Society of America, Book Series #4, Madison, WI, p. 760.
- Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R. & Jain, R.K. (2003) Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Applied Microbiology Biotechnology*. 61:405-412.
- Skjemstad, J.O. & Baldock, J.A. (2008) Total and Organic Carbon, dans *Soil Sampling Methods of Analysis*, M.R. Carter, 2nd edition, Ed., Canadian Society of Soil Science, p. 225-238.
- Smedley, P.L. & Kinniburgh, D.G. (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17 : 517–568.
- Sparks, D.L. (2002) *Environmental Soil Chemistry*, Vol. 2, Academic Press, p.352.
- Sparks, D.L. (1995) Kinetics of Metal Sorption Reaction, dans *Metal Speciation and Contamination of Soil*. Lewis Publishers, p. 35 à 58.
- Sposito, G. (1989) *The Chemistry of soils*, Oxford University Press, Oxford, 277p.
- Street J.J., Sabey B.R. & Lindsay W.L. (1978) Influence of pH, phosphorus, cadmium, sewage sludge, and incubation time on the solubility and plant uptake of cadmium. *Journal of Environmental Quality*, 7: 286-290.
- Taiz, L. & Zeiger, E. (2006) *Plant Physiology*. fourth edition, Sinauer Associates, Inc., Publishers, p. 764.
- Teakle, N.L. & Tyerman, S.D. (2010) Mechanisms of Cl⁻ transport contributing to salt tolerance. *Plant Cell Environment*, 33 : 358-374.

- Thomine, S. & Gégory, V. (2013) Iron transport in plants: better be safe than sorry. *Current Opinion in Plant Biology*, 16: 322-327.
- Topcuoğlu, B. (2012) The influence of humic acids on the metal bioavailability and phytoextraction efficiency in long-term sludge applied soil. Conference on International Research on Food Security, Natural Resource.
- Trudgill, S. T. (1988) *Soil and Vegetation Systems*, 2nd ed., Claderon Press, Oxford, p. 211.
- Vajpayee, M.B.A., Tripathi, R. D., Rai, U.N., Singh, S.N. & Singh, S.P. (2003) Phytoremediation of Lead, Nickel and Copper by *Salix acmophylla* Boiss. : Role of Antioxidant Enzymes and Antioxidant Substances. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 462-469.
- Van Kauwenbergh, S.J. (2002) Cadmium content of phosphate rocks and fertilizers, International Fertilizer Industry Association (IFA) Technical Conference, Chennai, India, September 2002.
- Violante, A., Krishnamurti, G.S.R. & Pigna, M. (2008) Factors Affecting the Sorption Desorption of Trace Elements in Soil Environments, dans *Biophysico-Chemical Processes of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environment*, A. Violante *et al.*, Volume 1, Wiley Series, p. 169-214.
- Violante, A., Ricciardella, M., Del Caudio, S. & Pigna, M. (2006) Coprecipitation of arsenate with metal oxides: Nature, Mineralogy and Reactivity of Aluminium Precipitates. *Environmental Science Technology*, 40: 4961-4967.
- Volk, T. A., Abrahamson, L. P., Nowak, C. A., Smart, L. B., Tharakan, P. J. & White, E. H. (2006) The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and biproducts, agroforestry and phytoremediation. *Biomass and Bioenergy*, 30:715:727.
- Whipps, J.M. (2004) Prospects and limitations for mycorrhizas in biocontrol of root pathogens. *Canadian Journal of Botany*. 82:1198-1227
- White, P.J. (2003) Ion transport, dans *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*, B. Thomas *et al.*, Academic Press, London, p. 625-634.
- White, M.C., Decker, A.M & Chaney, R.L. (1979) Differential cultivar tolerance in soybean to phytotoxic levels of soil Zn. I. Range of cultivar response. *Agronomy Journal*, 71: 121-126.
- Whiting, S.N., De Souza, M.P. & Terry, N. (2001) Rhizosphere Bacteria Mobilize Zn for Hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens*. *Environmental Science & Technology*, 35: 3144-3150.

- Wu, J., West, L.J. & Stewart, D.I. (2002) Effect of Humic Substances on Cu(II) Solubility in Kaolin-Sand Soil. *Journal of Hazardous Materials*, 94 : 223-238.
- Yanqun, Z., Yuan, L., Jianjun, C., Haiyan, C., & Li Schwartz, C. (2005) Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China. *Environment International*, 31 : 755–762.
- Yruela, I. (2009) Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Functional Plant Biology*, 36: 409-430.
- Zhenli, L. He., Yang, X.E. & Stoffella, P.J. (2005) Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19 : 125–140.
- Zhao, F.J., Jiang, R.F., Dunham, S.J., McGrath, S.P. (2006) Cadmium uptake, translocation and tolerance in hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist*, 172: 646-654.

ANNEXE



Chemin

Visé en place 07/06/2011

Figure i. Disposition et dimension des huit blocs non contaminés du site BTSL et distribution du cultivar Fish Creek (FISH).

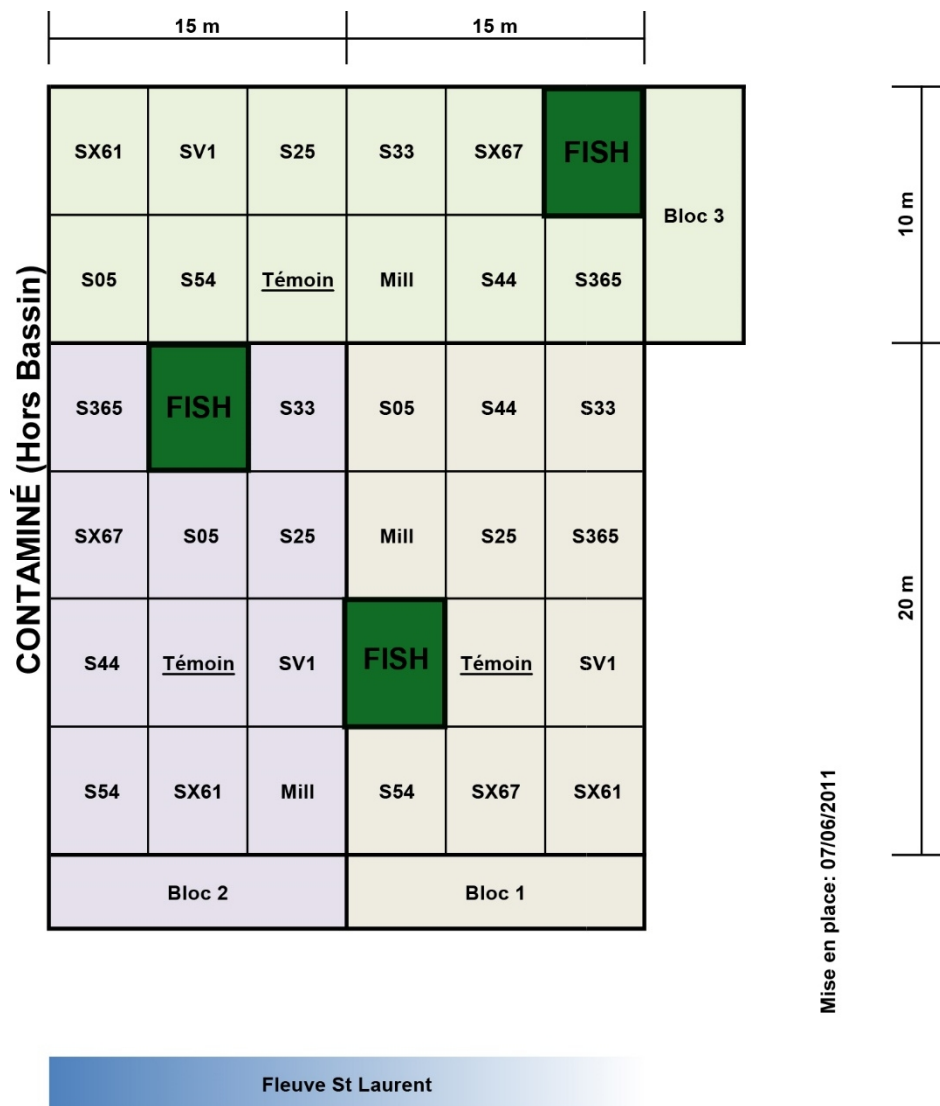


Figure ii. Disposition et dimension des trois blocs contaminés du site BTSL et distribution du cultivar Fish creek (FISH).

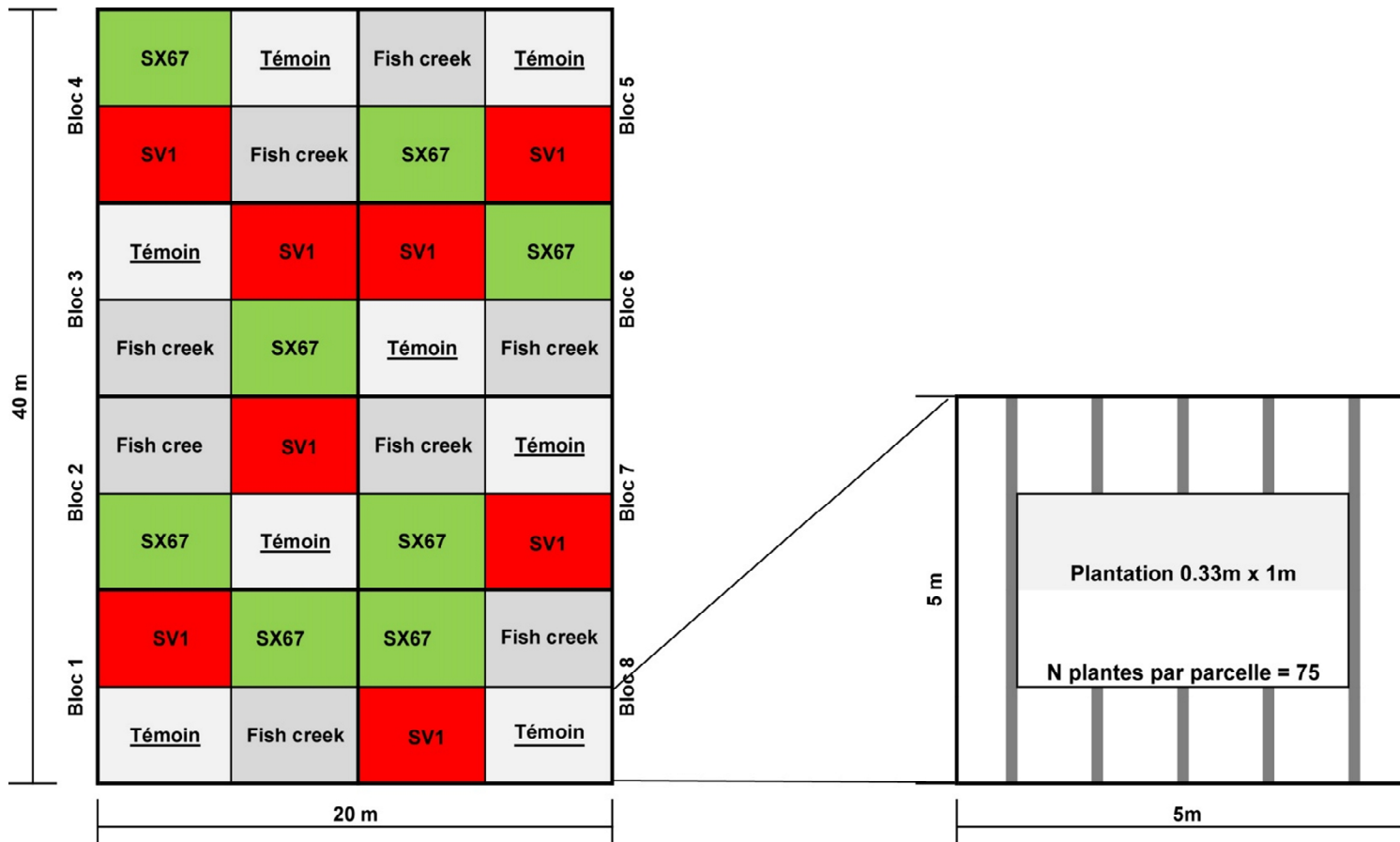


Figure iii. Disposition et dimension des huit blocs contaminés du site BCL et distribution des cultivars Fish creek, SV1 et SX67.

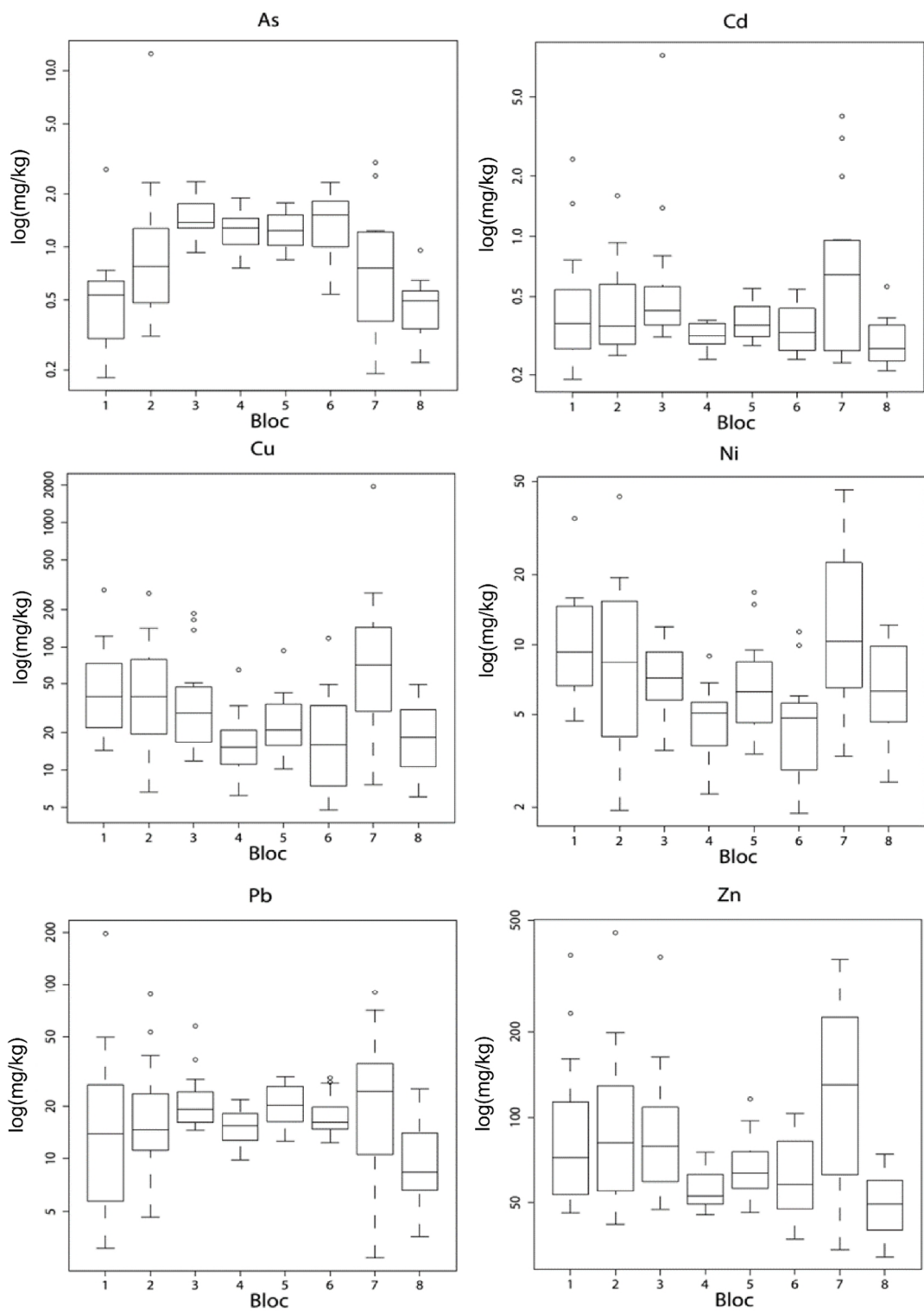


Figure iv Concentrations en éléments traces totaux pour chacun des blocs au site BCL, temps 0.