

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

**CONTAMINATION MÉTALLIQUE ET ESTIMATION DES RISQUES POUR LA
SANTÉ RELIÉS À L'AGRICULTURE URBAINE À ROUYN-NORANDA**

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

ÉMILIE TELMOSSE

SEPTEMBRE 2024

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Merci à Maikel Rosabal Rodriguez et Éric Duchemin, directeur et co-directeur de cette recherche, pour avoir cru en mes capacités et m’ avoir donné l’ opportunité de travailler sur ce projet inspirant. Votre expertise fut d’ une grande pertinence et d’ une abondante richesse. Merci Maikel pour ta patience et ta disponibilité tout au long de la durée de ce projet. Merci Éric pour ta cordialité et ton enjouement contagieux pour l’ agriculture urbaine.

Merci aux citoyens de Rouyn-Noranda d’ être intervenus face à leurs préoccupations et Merci à tous les participants de cette étude de vous avoir généreusement impliqué. Vous êtes une grande partie de ce projet.

Merci à Marc Lucotte, professeur de l’ Institut des Sciences de l’ Environnement, pour tes fabuleux conseils sur l’ élaboration d’ un projet de recherche et ton investissement ressenti envers tes étudiants.

Merci à Katherine Velghe, Isabelle Cloutier, Pierre Cayer et Matthieu Moingt, pour votre disponibilité, votre patience et votre compréhension, mais surtout d’ avoir gardé votre cordialité au travers des diverses difficultés rencontrées au cours de ce projet. Je vous en suis reconnaissante.

Merci à Jérémy Dupont et Mélisa Girardeau pour votre participation à l’ échantillonnage des potagers à Rouyn-Noranda ainsi qu’ à Marie Lefranc pour ton aide précieuse au laboratoire dans les commencements du projet.

Merci à Yasmine Rosette Diadhiou et Yasmine Djenih, deux stagiaires fabuleuses qui dont la participation a grandement aidé à l’ avancement de ce projet.

Merci à l’ entièreté de mes ami(e)s et à ma sœur, Julie Telmosse, pour leur soutien moral inégalable et leurs encouragements, dans les hauts comme dans les bas de ce projet.

Et finalement, mais non moindrement, Merci à mes parents, Denise Oakes et Serge Telmosse, pour tellement de choses qu’ il serait impossible de tout énumérer ici. Entre autres, Merci pour votre investissement dans mon éducation, pour vos précieux conseils et pour m’ avoir aimé et soutenu à chaque étape de ma vie.

DÉDICACE

À mes chers parents, pour leur soutien et leur amour, sans lesquels je ne serais probablement pas rendue là où j'en suis.

Personne ne mériterait mieux cette dédicace que vous.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
DÉDICACE.....	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	viii
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS.....	xi
RÉSUMÉ.....	xii
ABSTRACT	1
INTRODUCTION.....	2
CHAPITRE 1 INTRODUCTION À LA RECHERCHE	6
1.1 Les ETM dans l’environnement.....	6
1.2 Contamination métallique des sols et des plantes	7
1.3 Contamination dans les sites agricoles urbains	9
1.4 Facteurs pouvant influencer l’absorption métallique végétale.....	12
1.5 Contamination locale à Rouyn-Noranda.....	15
1.6 Évaluation des risques pour la santé	18
1.7 Objectifs de la recherche.....	23
CHAPITRE 2 METAL CONTAMINATION AND ESTIMATION OF HEALTH RISKS RELATED TO URBAN AGRICULTURE IN ROUYN-NORANDA	26
2.1 Abstract.....	27
2.2 Introduction.....	28
2.3 Material and method	30
2.3.1 Location, collection and preparation of samples	30
2.3.2 TE measurements.....	32
2.3.3 Health risk assessment	33
2.3.4 Data treatment and statistical analysis	35
2.4 Results.....	36
2.4.1 Comparison between studied vegetables	36
2.4.2 Relationship between metal contamination in sampled gardens and the distance.....	38
2.4.3 Risk assessment	46

2.5 Discussion	51
2.5.1 Comparison among vegetables	51
2.5.2 Soils contamination.....	54
2.5.3 Distance and orientation from the smelter	55
2.5.4 Health risks	57
2.6 Conclusion	58
CHAPITRE 3 DISCUSSION GÉNÉRALE.....	60
3.1 Intérêt de la science citoyenne	60
3.2 Comparaison de la contamination métallique dans les légumes	61
3.3 Comparaison des valeurs avec d'autres études en région minière et les valeurs limites	63
3.4 Différences spatiales	64
3.4.1 Distance de la fonderie.....	64
3.4.2 Orientation spatiale	65
3.5 Évaluation des risques.....	67
3.5.1 Risques toxiques	67
3.5.2 Risques cancérigènes	68
CONCLUSION	70
SUPPLEMENTAL INFORMATIONS TOXIC RISK ASSESSMENT RELATED TO URBAN AGRICULTURE IN A MINING REGION (ROUYN-NORANDA): METAL CONTAMINATION OF LEAFY VEGETABLES, FRUITS AND ROOTS.....	71
BIBLIOGRAPHIE	90

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Rejets atmosphériques annuels de certains ETM par la fonderie Horne au fil des années (Environnement Canada, 2022). 17
- Figure 2.** Représentation des ETM analysés dans cette étude à l'aide du tableau périodique des éléments. 25
- Figure 3.** **A** - Location of Rouyn-Noranda city in the province of Québec, Canada; **B** - Wind rose estimates from 1989-2019 provided by the Meteorological Service of Canada, climate ID 7086716 et 7086720 (ECCC, 2019); **C** - Map of the Rouyn-Noranda region, showing the localization of the Horne smelter and the sampling sites (gardens) (n=20). For more details, see Table. SI-1..... 31
- Figure 4.** Concentrations (mg/kg dw, n = 42-54) of Cu, Zn, As, Cd, Pb, La, Ce, Pr and Nd in carrots, lettuces and tomatoes collected from Rouyn-Noranda's gardens. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) and similar letters or absence of letters show no differences (Kruskal-Wallis followed by Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test)..... 37
- Figure 5.** Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 42-60) of TE associated with local mining activities (Cu, Zn, As, Cd and Pb) in lettuces (upper panels) and soils (down panels) collected from Rouyn-Noranda's gardens and the distance from the smelter (km). R^2 and P are given only for the significant relationships. 39
- Figure 6.** Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 42-60) of Sb, Ba, Tl, Ce and U in lettuces (upper panels) and soils (down panels) collected from Rouyn-Noranda's gardens and the distance from the smelter (km). The only significant relationship found was for Ce in lettuce. R^2 and P are also given. 40
- Figure 7.** Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-26) of Cu, Zn, As, Cd and Pb in lettuces collected from Rouyn-Noranda's gardens located in the east (upper panels) and the west (down panels) and the distance from the smelter. R^2 and P are given only for the significant relationships. 42
- Figure 8.** Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-46) of Cu, Zn, As, Cd and Pb in soils collected from Rouyn-Noranda's gardens located at east (upper panels) and west (down panels) of the smelter and the distance from the smelter (km). R^2 and P are given only for the significant relationships. 43
- Figure 9.** Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-26) of Sb, Ba, Ce, Tl and U in lettuces collected from Rouyn-Noranda's gardens located in the east (upper panels) and the west (down panels) and the distance from the smelter. R^2 and P are given only for the significant relationships. 44
- Figure 10.** Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-46) of Sb, Ba, Ce, Tl and U in soils collected from Rouyn-Noranda's gardens located at east (upper panels) and west (down panels) of the smelter and the distance from the smelter (km). R^2 and P are given only for the significant relationships. 45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Compilation des teneurs en ETM (mg/kg de poids sec) dans les aliments (carottes, laitues et tomates) ayant poussés dans des potagers urbains de régions minières.	10
Table 2. EDI (mg/kg/day), HQ and HI related to garden's carrots, lettuces and tomatoes eaten by men and women that are living alone.....	47
Table 3. EDI (mg/kg/day), HQ and HI related to garden's carrots, lettuces and tomatoes eaten by men, women and children (14-18 years; 9-13 years; 4-8 years; 1-3 years) that are living with one other person.	48
Table 4. CR and TCR of Cd, Cr, Ni, As and Pb for consumption of carrots, lettuces and tomatoes from local gardens by men and women that are living alone. ¹	50
Table 5. CR and TCR of Cd, Cr, Ni, As and Pb for consumption of carrots, lettuces and tomatoes from local gardens by men, women and children that are living with one other person. ¹	50

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ALA-D	<i>Delta-Aminolevulinic acid dehydratase</i>
As	Arsenic
AT	<i>Average Time</i>
Au	Or
Ba	Baryum
Be	Béryllium
BF	<i>Bioaccumulation Factor</i>
BW	<i>Body Weight</i>
C	<i>Concentration</i>
C _{plant}	<i>Metal concentration in plants</i>
C _{soil}	<i>Metal concentration in soil</i>
Cd	Cadmium
Ce	Cérium
Co	Cobalt
Cr	Chrome
CR	<i>Cancer Risk</i>
Cu	Cuivre
DSP-AT	Direction de la santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue
dw	<i>dry weight</i>
ED	<i>Exposure Duration</i>
EDI	<i>Estimated daily intake</i>
EDTA	Acide éthylènediaminetétraacétique
EF	<i>Exposure Frequency</i>
ETR	Éléments de terre rare
ETM	Élément trace métallique

FAO/WHO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations/ World Health Organization</i>
Fe	Fer
H	<i>Hydrogen</i>
HCl	Acide chlorhydrique
HI	<i>Hazard index</i>
HNO ₃	Acide nitrique
HQ	<i>Hazard quotient</i>
ICP-MS	<i>Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer</i>
ICP-QQQ	<i>Triple Quadrupole Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer</i>
IngR	<i>Ingestion Rate</i>
La	Lanthane
Li	Lithium
LOD	<i>Limit of detection</i>
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte au Changement Climatique.
MDL	<i>Method detection limit</i>
MELCCLP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MF	<i>Modifying Factor</i>
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
TE	<i>Trace element</i>
Na	Sodium
Nd	Néodyme
Ni	Nickel
NOAEL	<i>No Observable Adverse Effect Level</i>

NRCC	<i>National research council of Canada</i>
Pb	Plomb
Pr	Praséodyme
PTFE	<i>Polytetrafluoroethylene</i>
RfD	<i>Reference Dose</i>
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
SFOI	<i>Ingestion Cancer Slope Factor</i>
Sm	Samarium
Tb	Terbium
TCR	<i>Total Cancer Risk</i>
Ti	Titane
Tl	Thallium
UF	<i>standard Uncertainty Factor</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Vanadium
Y	Yttrium
Zn	Zinc

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

[X]	Concentration de l'élément X
%	Pourcentage
°	Degré
ng	Nanogramme
g	Gramme
kg	Kilogramme
m	Mètre
mg	Milligramme
mL	Millilitre
μL	Microlitre
mM	Millimolaire
n	Nombre

RÉSUMÉ

La fonderie Horne, située à Rouyn-Noranda, est reconnue pour ses émissions riches en plusieurs éléments traces métalliques (ETM) tels que l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le cuivre (Cu), dépassant à certaines reprises les normes provinciales établies. Depuis 1984, l'affinage de concentrés complexes à la fonderie justifie une vigilance accrue relative à la présence d'autres contaminants métalliques potentiellement émis dans l'environnement. Étant donnée la toxicité reconnue de certains de ces ETM et la popularisation croissante de l'agriculture urbaine, plusieurs Rouynorandais s'interrogent face à la contamination et les risques pour la santé potentiels des aliments produits au sein de leur potager. L'étude vise à déterminer le niveau de contamination des légumes cultivés dans des potagers de la région et à estimer le risque toxicologique relatif. Pour ce faire, des végétaux (carotte, laitue, tomate) et des échantillons de sol ont été récoltés dans chacun des potagers participants à l'étude (n = 20, sur deux ans). Une fois les échantillons digérés, un large éventail d'ETM ont été mesurés par un ICP-MS triple quadripôle (ICP-QQQ). La teneur en contaminants métalliques a démontré que la laitue est l'aliment qui a rapporté, en général, les concentrations les plus élevées, potentiellement reliées à sa capacité d'absorption foliaire plus importante que celle de la carotte et la tomate. Les carottes ont toutefois montré des teneurs en éléments de terres rares et en quelques ETM qui sont supérieures à celles obtenues pour les laitues et les tomates. Une comparaison des teneurs en ETM dans les végétaux et les sols avec des données issues d'autres régions minières a permis de constater une contamination moindre des potagers de Rouyn-Noranda pour la plupart des ETM analysés. Les concentrations d'As, Cu, Cd et Pb mesurées dans le sol ou la laitue diminuent de façon exponentielle en fonction de la distance à la fonderie, ce qui souligne le rôle de cette importante source de contamination métallique dans la région. En examinant la disposition est ou ouest des jardins par rapport à la fonderie, des régressions exponentielles décroissantes ont été observées pour les deux orientations. Cependant, les jardins situés à la proximité ouest de la fonderie étaient plus contaminés (sol, laitue) que ceux situés à la proximité est (en direction des vents dominants). Ce constat met de l'avance la nécessité d'une meilleure estimation de l'ampleur des émissions fugitives de la fonderie d'Horne et de leur impact dans les environnements proches. Le risque de cancer associé à la consommation de carottes, de laitue et de tomates est présent mais jugé tolérable pour certaines catégories de personnes vivant seules ou avec une seule autre personne. Ce risque est principalement dû à la présence d'As, de nickel (Ni) et de chrome (Cr) dans ces légumes. Les risques de cancer liés au Pb ont été considérés comme non significatifs. Tous les autres risques toxiques (HQ et HI) et les risques de cancer (CR et TCR) ont été évalués comme non significatifs. Les résultats de cette étude ont permis pour une première fois d'évaluer la présence d'une large gamme d'ETM dans différents types de légumes (feuille, fruit et racine) provenant des potagers de Rouyn-Noranda et les risques reliés à leur consommation. Les données obtenues fourniront des informations à jour, plus complètes et spécifiques à la région, qui permettront d'éclairer les inquiétudes des citoyens relatives à la contamination au sein des potagers du secteur. De plus, ces conclusions permettront aussi de mieux informer les décideurs publics sur cet enjeu afin de faire des recommandations plus pertinentes et opportunes.

Mots-clés : Éléments traces métalliques, Émissions atmosphériques, Fonderie Horne, Légumes, Potagers, Quotient de risque, Région minière, Risques carcinogènes, Sols, Végétaux.

ABSTRACT

The Horne Smelter, located in Rouyn-Noranda, is known for its emissions rich in several metallic trace elements (TE) such as arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb) and copper (Cu), sometimes exceeding established provincial standards. Since 1984, the refining of complex concentrates at the smelter has led to increased vigilance for the presence of other TE contaminants potentially emitted into the environment. Given the recognized toxicity of some of these TE and the growing popularization of urban agriculture, many Rouynorandians question about the contamination and potential health risks of food produced in their garden. The study aims to determine the level of contamination of vegetables grown in gardens in the region and to estimate the relative toxicological risk. To do this, plants (carrot, lettuce, tomato) and soil samples were collected from each of the participating vegetable gardens (n = 20, over two years). Once the samples were digested, a wide range of metallic trace elements were measured by a triple quadrupole ICP-MS (ICP-QQQ). The content of TE contaminants demonstrated that lettuce is the food that has reported, in general, the highest TE concentrations, potentially related to its higher foliar absorption capacity than carrots and tomatoes. Carrots, however, showed higher REE and some TE concentrations than lettuce and tomatoes. A comparison of the concentrations of TE in plants and soils with data from other mining regions showed that Rouyn-Noranda's vegetable gardens were less contaminated for most of the ETM analysed. Measured concentrations of As, Cu, Cd and Pb in soil or lettuce decrease exponentially with distance to the smelter, highlighting the role of this important source of TE contamination in the region. By examining the east or west position of the gardens in relation to the smelter, exponential decay regressions were also observed for both orientations. However, the gardens in the western vicinity of the smelter were more contaminated (soil, lettuce) than those in the eastern vicinity (towards the prevailing winds). This leads to the need for a better estimate of the magnitude of fugitive emissions from the Horne smelter and their impact in nearby environments. The cancer risk associated with carrot, lettuce and tomato consumption is present but considered tolerable for some categories of individuals living alone or with one other person. This risk is primarily due to the presence of As, nickel (Ni) and chromium (Cr) in those vegetables. Lead (Pb)-related cancer risks were considered non-significant. All other toxic risk (HQ and HI) and cancer risks (CR and TCR) were assessed as non-significant. The results of this study allowed for the first time to assess the presence of a wide range of TE in different types of vegetables (leaf, fruit and root) from Rouyn-Noranda's vegetable gardens and the risks related to their consumption. The data obtained will provide up to date, more comprehensive and region-specific information that will shed light on citizens' concerns about contamination in the area's vegetable gardens. In addition, these findings will also better inform public decision-makers on this issue to make more relevant and timely recommendations.

Keywords: Trace elements, Air emissions, Horne smelter, Vegetables, Gardens, Risk quotient, Mining region, Carcinogenic risks, Soils, Plants.

INTRODUCTION

Parallèlement au développement rapide de la majorité des villes autour du monde, accompagné des préoccupations relativement récentes concernant la sécurité économique et alimentaire, l'agriculture s'étend de plus en plus aux villes. De façon générale, cette forme d'agriculture en ville, appelée agriculture urbaine, offre plusieurs avantages, tels que la production d'aliments frais, la création d'emplois, le remplissage de fonctions écologiques (cyclage des nutriments, biodiversité et contrôle de microclimat) et une certaine résilience des villes face aux inconvénients pouvant être engendrés par les changements climatiques (FAO/WHO, 2022; Lovell, 2009). Cependant, les villes sont des territoires où de nombreuses activités économiques susceptibles de polluer l'environnement se déroulent. Entre autres, la circulation routière, les lignes de transport d'électricité, les activités reliées au secteur métallurgique et la gestion des déchets en font partie (Dansou & Odoulami, 2018; Kessler-Nadeau, 2021; Zoma, 2022). De ce fait, la contamination des sols urbains est un enjeu qui fait partie des débats sur la justice environnementale et qui intéresse un bon nombre de chercheurs en agriculture urbaine (Gebeyehu & Bayissa, 2020; Jackson, 2011; McClintock, 2011; 2012; Schwartz & *al.*, 2015; Whitzling, & *al.*, 2011).

L'engouement croissant pour l'agriculture urbaine s'accompagne ainsi d'une insécurité provenant des pratiquants face au potentiel de contamination des fruits et légumes produits en ville. En effet, vu la popularité croissante du jardinage urbain, le fait d'avoir une alimentation incluant des végétaux ayant poussé dans des milieux urbains potentiellement contaminés soulève des inquiétudes de plus en plus présentes au niveau des consommateurs (Boente & *al.*, 2017; Brown & *al.*, 2016; De Kimpe & Morel., 2000; Izquierdo & *al.*, 2015; Lovell, 2010; Peters & *al.*, 2023; Rémy & *al.*, 2017). Par conséquent, des controverses apparaissent sur la capacité du sol urbain à accueillir ou non des cultures à vocation alimentaire. Des interrogations sur les risques sanitaires naissent relativement au positionnement des jardins potagers puisque beaucoup d'entre eux ont été et seront implantés sur des sites contaminés ou près de sources de contamination, tels que des délaissés urbains ou des sites à proximité d'exploitations minières ou métallurgiques, comme c'est le cas dans la région de Rouyn-Noranda (Rémy & *al.*, 2017).

Rouyn-Noranda est une région où l'activité minière est encore présente et fut jadis encore plus importante. De plus, la fonderie Horne, fonctionnelle depuis 1927, y est située. Il s'agit de l'unique fonderie de cuivre (Cu) au Canada et d'une importante source d'émission au Québec pour plusieurs éléments traces métalliques (ETM). C'est le cas pour le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le Cu, le nickel (Ni), le sélénium (Se), le thallium (Tl) et plus particulièrement l'arsenic (As), dont la présence atmosphérique locale (en moyenne 67,5 ng/m³ en 2022) dépasse de loin la norme établie par le Gouvernement du Québec (3 ng/m³) (Bilodeau, 2019; MELCCLP, 2023; Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, 2023). Cette dernière effectue l'affinage de concentrés complexes, des alliages créés à partir d'un mélange de différents éléments métalliques permettant d'offrir des propriétés nouvelles et attrayantes qui restent non accessibles dans les alliages conventionnels (MDDELCC, 2018; Mukherjee, 2020). Depuis 1984, la fonderie fait aussi le recyclage de déchets électroniques, justifiant une vigilance accrue par rapport à l'émission d'ETM moins courants (par exemple : baryum (Ba), chrome (Cr), molybdène (Mo), antimoine (Sb) et éléments de terres rares (ETR)) dont le devenir environnemental est encore très peu connu (Bilodeau, 2019; Brewer & *al.*, 2022; Khaliq & *al.*, 2014 ; Kumar & *al.*, 2017; Stewart & Lemieux, 2003; Telmer & *al.*, 2006).

Résidant à proximité d'une source de pollution, plusieurs Rouynorandiens en sont ainsi venus à se questionner face à la contamination potentielle des aliments produits au sein de leurs potagers urbains. La controverse principale encadrant la nature de ce projet naît d'un besoin urgent d'estimer les risques relatifs à la contamination de ces potagers urbains et d'une disparité dans la perception de ces risques. Pour certains, les jardins urbains permettent la culture d'aliments accessibles, sains et savoureux et apportent des bienfaits considérés comme étant supérieurs aux risques encourus par la contamination potentielle (Hendershot & Turmel, 2009; Lovell, 2010; Vézina & Duchemin, 2018), pour d'autres, l'agriculture urbaine nécessite des mesures de précaution relatives à cette probabilité de contamination (Antoniadis & *al.*, 2017; Beausoleil & Price, 2010; Bramwell & *al.*, 2008; Parviainen & *al.*, 2021; Rémy & *al.*, 2017).

À la lumière de ces connaissances, les objectifs de cette étude sont (1) de comparer la teneur en contaminants métalliques dans différentes matrices (laitue, carotte, tomate, sol) prélevées dans les jardins étudiés (n = 20), (2) de comparer ces niveaux entre les différents jardins en fonction de leur positionnement spatial par rapport à la source émettrice (la fonderie Horne) et aux vents

dominants, (3) d'estimer les risques toxiques dus à la consommation de légumes des jardins en comparant avec les seuils de toxicité établis pour les ETM concernés et (4) de comparer les résultats obtenus avec d'autres régions minières dans le monde, afin de voir où se situe la ville de Rouyn-Noranda dans cette comparaison. Selon la littérature, les légumes-feuilles semblent bioaccumuler davantage les ETM que les légumes-racines et les légumes-fruits (Gagné, 1992; Hussain & Qureshi, 2020; Singh, 2012; Tahir & *al.*, 2022; Wang & *al.*, 2022) et le positionnement spatial par rapport à la source des émissions d'ETM semble influencer l'étendue de la contamination du sol par rapport aux vents dominants dans la région et à la distance de la fonderie (Akber & *al.*, 2019; Bagatto & Shorthouse, 1991; Dupont, 2023; Elloumi & *al.*, 2003; Francova & *al.*, 2017; Telmer & *al.*, 2006). Sur le plan toxique, les quantités entreposées dans les aliments végétaux dépassent rarement les seuils de toxicité établis, mais certains ETM, comme l'As, le Cd, le Cr et le Pb, peuvent dépasser ces seuils dans certains légumes (Assad, 2017; Hussain & Qureshi, 2020; Guo & *al.*, 2019; Khan & *al.*, 2013; Mawari & *al.*, 2022; Sipter & *al.*, 2007; Xu & *al.*, 2013; Zhuang & *al.*, 2009b). De plus, compte tenu des émissions importantes de la fonderie Horne, il est possible que la contamination des sols et des plantes dans la région de Rouyn-Noranda soit supérieure à la moyenne comparativement à des études similaires menées dans d'autres régions minières (Environnement Canada, 2022).

À ce jour, la présence d'ETM connus comme étant potentiellement toxiques à la santé humaine (As, Cd, Cu, mercure (Hg), Pb, antimoine (Sb), zinc (Zn)) et les risques toxiques associés ont été à plusieurs reprises évalués autour du monde dans un contexte de potagers urbains (Antoniadis & *al.*, 2017; Beausoleil & Price, 2010, Bramwell & *al.*, 2008; Parviainen & *al.*, 2021; Xiong & *al.* 2014). Toutefois, de façon générale, ces études se concentrent davantage sur la présence de quelques ETM (tels que l'As, le Cd, le Hg et le Pb), déjà connus pour être nocifs pour la santé, que sur la présence d'un nombre plus important d'ETM. En plus de prendre en compte la présence de ces métaux, l'étude porte aussi sur la présence de contaminants métalliques émergents, tels les ETR. Ces contaminants, déjà répertoriés dans les lichens et les lacs environnants (Dupont, 2023; Richard-Henderson, 2024), peuvent potentiellement aussi se retrouver dans les potagers locaux, relativement aux émissions atmosphériques dues aux activités de recyclage et d'affinage de la fonderie. Cette première recherche sur la présence d'une vaste gamme d'éléments métalliques (29 au total) dans les aliments des jardins urbains pourrait permettre d'ouvrir une porte en recherche

toxicologique sur la présence de plusieurs ETM qui seront répertoriés de façon importante au sein des jardins potagers.

De plus, ce projet représentera une deuxième étude sur la contamination métallique dans les potagers urbains effectuée dans la région de Rouyn-Noranda. La première étude date de 1992 et se limite à la contamination au cadmium de fruits et légumes de la région. Ainsi, les résultats de cette recherche fourniront des informations à jour, plus complètes et spécifiques à la région, qui pourront permettre d'éclairer les inquiétudes des citoyens relatives à la contamination des potagers et de leur offrir des connaissances pertinentes et actualisées afin qu'ils puissent se positionner de façon objective sur la qualité et les dangers potentiels du sol urbain. Ainsi, ils auront la possibilité de décider de manière plus éclairée de poursuivre leurs activités agricoles urbaines telles quelles, de changer leurs pratiques culturelles ou encore d'abandonner ce type de jardinage en fonction des résultats obtenus. Nous espérons de plus que ces résultats permettront de bien informer les décideurs publics sur cet enjeu.

De façon générale, dans le contexte présent où l'agriculture urbaine fait partie de la majorité des plans de développement durable, cette étude va permettre de questionner la sécurité relative à l'intégration de cette pratique dans des endroits qui sont contaminés ou situés à proximité de source(s) de contamination, tels que la ville de Rouyn-Noranda au Canada, la commune de Minas de Riotinto en Espagne (Parviainen & *al.*, 2021) ou encore la ville de Beijing en Chine (Chen & *al.*, 2005).

Le texte qui suit est divisé en trois chapitres. Le chapitre 1 porte sur l'état des connaissances liées à la question de recherche ainsi que sur les objectifs et hypothèses relatifs à ce projet. Le chapitre 2 est un article scientifique pour éventuelle publication dans le *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Finalement, le chapitre 3 présentera et discutera des résultats obtenus proportionnellement au contexte local et à la littérature scientifique portant sur le sujet.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION À LA RECHERCHE

1.1 Les ETM dans l'environnement

Les ETM peuvent être présents dans l'environnement de façon naturelle, particulièrement dans les sols (fond géochimique), ou encore parce qu'ils y ont été introduits par un événement, souvent d'origine anthropique (activités industrielles, métallurgie, minage, transports, etc.) (Ali & *al.*, 2019; Chassin & *al.*, 1996; Mensah & *al.*, 2009; Wiseman & *al.*, 2015). En effet, les activités anthropiques ont entraîné une augmentation de la mobilisation de ces éléments dans l'environnement et donc une perturbation de leurs cycles biogéochimiques naturels (Ali & *al.*, 2019; Mensah & *al.*, 2009). Les industries et les transports peuvent relâcher des particules fines dans l'atmosphère, telles que des ETM, dont le Pb, le Cd ou encore l'As, qui vont finalement se déposer sur le sol ou encore sur les légumes qui y sont cultivés (Douay & *al.*, 2008; Environnement Canada, 2018; MELCC, s. d).

Les ETM sont considérés comme des polluants importants en raison de leur persistance et de leur bioaccumulation dans l'environnement. Ils sont considérés comme persistants, car ils tendent à rester présents dans un environnement donné longtemps après y avoir été introduits, en raison de leur grande stabilité qui limite leur dégradation, mais aussi comme des polluants importants en raison de leur toxicité (Ali & *al.*, 2019; Gouvernement du Canada, 2019a; Pekey & *al.*, 2004). Ce groupe de contaminants inclut des métaux qui sont essentiels pour les processus métaboliques de base, tels que le manganèse (Mn), le Mo et le Zn, qui sont de façon générale plus nocifs pour les plantes que pour les animaux lorsque présents en quantité excessive. Toutefois, le groupe inclut aussi des ETM qui peuvent être nocifs à de très faibles concentrations pour les animaux et les humains et qui n'ont que peu d'influence sur le développement et la croissance des plantes, tels que le Cd, le Pb et l'As (Zwolak & *al.*, 2019). D'ailleurs, la toxicité pour l'humain du Pb, du Cd et de l'As, entre autres, a déjà bien été mise en évidence (Nordberg & *al.*, 2015). Des doses de référence (RfD) établies à partir d'études toxicologiques existent pour ces métaux et d'autres métaux d'intérêt afin de donner une indication des niveaux d'exposition à ne pas dépasser afin de prévenir les effets négatifs sur la santé (Gouvernement du Canada, 2019b; USEPA, 2018).

Les ETR, malgré leur nom, ne sont relativement pas si rares dans l'environnement. Ils représentent un ensemble de 17 éléments qui regroupent les lanthanides (éléments 57 à 71 du tableau périodique) ainsi que le scandium (Sc) et l'yttrium (Y). Ce sont des éléments d'apparence métallique qui sont très réactifs à l'air ambiant et leur présence dans la croûte terrestre diminue au fil que leur masse moléculaire augmente (Atwood, 2013). Les ETR sont de plus en plus convoitées en raison de leur utilisation dans la construction de véhicules électroniques et dans les nouvelles technologies, en plus de leurs usages dans le raffinage de produits pétroliers, dans la fabrication d'émaux de céramique, dans l'éclairage fluorescent et la fabrication de verre (microscope, caméra, télescope et lunettes) (MRNF, 2023). Chacun des lanthanides trouve son application dans les technologies récentes (Krishnamurthy & Gupta, 2005). Par exemple, le néodyme (Nd), numéro atomique 60, sert à la fabrication d'aimants permanents qui se retrouvent dans les cellulaires et les moteurs électriques (Schüler & *al.*, 2011). Les ETR ont des propriétés qui leur sont uniques et qui n'ont pas de substituts connus à ce jour, ce qui leur vaut une importance économique considérable. Les éléments des terres rares (ETR) sont ainsi des substances identifiées comme critiques et stratégiques pour le Québec ainsi que pour le développement technologique moderne et propre (MRNF, 2023). Pour ce qui est de leur toxicité, il n'y a pratiquement pas de RfD d'établies pour les terres rares, à l'exception du La (USEPA, 2021). Peu d'informations sur leur toxicité existent à ce jour bien que leur demi-vie dans les os soit reportée comme étant particulièrement longue (jusqu'à 5 ans selon certaines études) (Leggett & *al.*, 2014).

1.2 Contamination métallique des sols et des plantes

Une contamination environnementale fait référence à l'introduction accidentelle ou intentionnelle de substances chimiques dans un environnement, qui mène à une augmentation de la concentration locale de ces substances. Dans la majorité des cas de contamination, mais pas exclusivement, l'activité humaine en est la cause (Gouvernement du Canada, 2019a). Le fondement d'une contamination métallique peut provenir du présent aussi bien que du passé (Shayler & *al.*, 2009). D'ailleurs, les sites ayant un historique d'industrialisation sont plus à risques de contamination que des zones agricoles ou de nouveaux quartiers résidentiels non établis sur des terrains déjà contaminés (Baize, 2001; Denaix & *al.*, 2002). Bien que les sources de contamination puissent engendrer une contamination locale et intense, la contamination peut aussi parfois être

diffuse et s'accroître sur plusieurs années avant qu'il n'y ait de répercussions (Cambier & Mench, 1998; Francova & *al.*, 2017; Lavallée, 2006; Qin & *al.*, 2023).

Un des compartiments potentiels à la contamination dans l'environnement est le sol. En effet, celui-ci peut être contaminé, entre autres, par les rejets industriels et les dépôts atmosphériques (Baize, 2001; Boente & *al.*, 2017). Dans certains cas, les particules ultrafines en suspension dans l'air peuvent être enrichies en ETM. Ils peuvent ainsi contribuer au développement d'une contamination métallique des sols. En plus des ETM qui leur sont essentiels, les plantes qui poussent dans des sols contaminés sont plus sujettes à l'absorption racinaire d'autres ETM présents dans le sol, sans fonctions métaboliques reconnues à ce jour (As, béryllium (Be), Pb...) (Shahid & *al.*, 2013; Mench & Baize, 2004; Pourrut & *al.*, 2013). Toutefois, de façon générale, seulement une petite fraction des teneurs en ETM retrouvées dans les sols est transférée dans les végétaux y poussant. En effet, les teneurs en ETM dans les sols sont plus importantes que les teneurs dans les végétaux ayant poussé dans ces mêmes sols, suggérant que les racines agissent comme une certaine barrière contre la translocation des ETM dans les plantes (Keddari & *al.* 2019; Davies, 1981). En plus du potentiel d'absorption des ETM par leurs racines, les plantes peuvent aussi être exposées par voie aérienne (Mench & Baize, 2004; Shahid & *al.*, 2012; Schreck & *al.*, 2012; Yin & *al.*, 2013). En effet, les ETM aériens peuvent aussi se déposer à la surface des tiges et des feuillages, d'où ils peuvent pénétrer dans le système de la plante par ses stomates sous forme de composés gazeux, de particules ou dissous dans les eaux d'irrigation ou de pluie (Mench & Baize, 2004; Tremel-Schaub & Feix, 2005). Ils sont ensuite transportés et stockés dans un des organes de la plante (racines, feuilles, tige ou fruits). Ainsi, les aliments d'origine végétale peuvent contribuer à l'exposition des humains aux ETM, et donc aussi au développement d'effets néfastes relatifs à la toxicologie de ces éléments (Bloch, 1998; Edogbo & *al.*, 2020; Gebeyehu & Bayissa, 2020; Guo & *al.*, 2019; Huang & *al.*, 2018).

1.3 Contamination dans les sites agricoles urbains

De façon générale, les études portant sur les teneurs en ETM dans des potagers urbains tout autour du monde montrent des résultats relativement préoccupants (**Tableau I**). Au Portugal, à Graga, des teneurs plus importantes en Zn et en Pb que les limites suggérées ont été observées dans tous les échantillons de sols récoltés (Ramos & Pinto, 2008). En Pologne, à Wroclaw, une ville avec plusieurs industries métallurgiques, 35% des potagers testés étaient considérés comme inadaptés à la culture potagère selon les normes de qualité polonaise du sol et de la terre (Kabala & al., 2009). Ensuite, les teneurs en Pb et en Cd dans les sols de potagers situés près d'une fonderie au nord de la France étaient 10 et 16 fois plus élevées, respectivement, que les valeurs de références (Pruvot & al., 2006). En comparant avec les concentrations maximums permises dans les sols agricoles, les valeurs moyennes en Cu et en Cd dans ces sols étaient plus de trois fois celles des normes chinoises (Environmental quality standard for soils, 1995). Le Zn et le Pb dans ces sols excédaient aussi largement les valeurs de fond des sols dans la province de Guangdong (Luo & al., 2011). Les sols urbains sont souvent situés près de multiples sources de pollution, telles que des routes très fréquentées et des aires industrielles, et sont souvent plus contaminés que les sols des espaces plus éloignées des activités humaines (Kim & al., 2014; McClintock, 2015). De nombreux sols urbains montrent de hautes concentrations en ETM, tels que le Cd, le Pb, le Ni, le Zn, l'As et le Cr (Alloway, 2004; Sanchez-Camazano & al., 1994). Il est possible de supposer que les niveaux élevés sont dus aux dépôts de sources anthropiques (McClintock, 2015). En effet, la contamination des sols et la proximité des centres urbains sont proportionnellement reliées dans les villes (Meuser, 2010). Déjà en 1983 au Maryland, à Baltimore, des analyses de sols urbains révèlent de hautes concentrations de Pb, reflétant l'historique de l'activité industrielle, du trafic automobile urbain et des incinérateurs locaux (Mielke & al., 1983). L'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA) estime que 23% des maisons privées américaines construites avant 1980 ont des niveaux de Pb dans le sol qui dépassent 400 ppm (la norme de risque pour le sol nu dans les aires de jeux pour enfants) et que 8% dépassent 2 000 ppm (USEPA, 1996a). De ce fait, il est relativement logique que les sols agricoles urbains soient autant contaminés. Ces contaminations semblent toutefois varier en fonctions de l'historique d'utilisation des terres et de leur emplacement, ainsi que la provenance de l'eau d'irrigation qui peut dans certains cas être contaminée et apporter des ETM dans les sols et les plantations (Izquierdo & al., 2015; Luo & al., 2011).

Pour ce qui est des aliments cultivés dans ces sols urbains, Säumel & *al.* (2012) ont observé que plus de la moitié de 28 échantillons de cultures prélevés dans le centre-ville de Berlin (Allemagne) excédaient les standards pour le Pb dans les cultures vivrières. De plus, les teneurs en ETM étaient significativement plus élevés dans la plupart des échantillons que leur équivalent au supermarché (Säumel & *al.*, 2012). L'accumulation de métaux traces dans le riz cultivé près de sites de recyclage de déchets électroniques incontrôlés à Taizhou, au sud de la Chine, a révélé des niveaux élevés de Cd et de Pb (Fu & *al.*, 2008). Plusieurs autres études portant sur les ETM dans les légumes des potagers urbains situés dans des régions minières montrent aussi des teneurs relativement importantes (**Tableau 1**).

Tableau 1. Compilation des teneurs en ETM (mg/kg de poids sec) dans les aliments (carottes, laitues et tomates) ayant poussés dans des potagers urbains de régions minières.

Métaux	Légumes	[métaux] mg/kg dw	Emplacements	Références
As	Carottes	< LOD	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & <i>al.</i> (2008)
		1	Allemagne	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
	Laitues	15	Utah, États-Unis	Cobb & <i>al.</i> (2000)
		23	Sud de l'Arizona	Ramirez-Andreotta & <i>al.</i> (2013a)
		5	Allemagne	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
	Tomates	0,09	Arizona	Ramirez-Andreotta & <i>al.</i> (2013b)
		< LOD	Utah, États-Unis	Cobb & <i>al.</i> (2000)
		< LOD	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & <i>al.</i> (2008)
		1,9	Nord-est du Portugal	Madeira & <i>al.</i> (2012)
		0,02	Arizona	Ramirez-Andreotta & <i>al.</i> (2013b)
Cd	Carottes	0,07	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		20	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & <i>al.</i> (2008)
		0,8	Guangdong, Chine	Zhuang & <i>al.</i> (2009a).
		0,7	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
		0,3	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
		0,7	Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
		1,1	Bukuru, centre du Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
		Laitues	8,6	Utah, États-Unis
	4		Guangdong, Chine	Zhuang & <i>al.</i> (2009a).
	1,5		Ruschita, Roumanie	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
	1,5		Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
	4		Tongling, Chine	Xu et <i>al.</i> (2013)
	1,6		Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
	1,2		Barkin Ladi, centre du Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
	Tomates	0,9	Utah, États-Unis	Cobb & <i>al.</i> (2000)
		0,08	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & <i>al.</i> (2008)
		0,02	Andhra Pradesh, Inde	Basha & <i>al.</i> (2014)
		0,9	Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
		1,6	Bukuru, centre du Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)

Tableau 1. (Suite)

Métaux	Légumes	[métaux] mg/kg poids sec	Emplacements	Références
Cu	Carottes	10	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		4,1	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		13	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		15	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		6	Allemagne	Antoniadis & al. (2017)
		20	Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
		24	Bukuru, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
	Laitues	14	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		31	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		37	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		5	Allemagne	Antoniadis & al. (2017)
		252	Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
		177	Barkin Ladi, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
	Tomates	15	Chili central	Badilla-Ohlbaum et al. (2001)
		12	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
13		Andhra Pradesh, Inde	Basha & al. (2014)	
20		Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)	
14		Bukuru, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)	
Pb	Carottes	2,1	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		2,3	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & al. (2008)
		1,2	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		18	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		0,8	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		10	Allemagne	Antoniadis & al. (2017)
		248	Utah, États-Unis	Cobb & al. (2000)
	Laitues	2,3	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		10	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		3,5	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		0,09	Tongling, Chine	Xu & al. (2013)
		100	Allemagne	Antoniadis & al. (2017)
		0,0004	Utah, États-Unis	Cobb & al. (2000)
	Tomates	0,8	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & al. (2008)
1,2		Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).	
3		Andhra Pradesh, Inde	Basha & al. (2014)	

Tableau 1. (Suite).

Métaux	Légumes	[métaux] mg/kg poids sec	Emplacements	Références
Zn	Carottes	37	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		98	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & al. (2008)
		60	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		41	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		27	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		80	Allemagne	Antoniadis & al. (2017)
		112	Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
		113	Bukuru, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
	Laitues	15	Utah, États-Unis	Cobb & al. (2000)
		8233	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		241	Ruschita, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		86	Moldova Noua, Roumanie	Harmanescu & al. (2011)
		130	Tongling, Chine	Xu & al. (2013)
		80	Allemagne	Antoniadis & al. (2017)
		737	Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
		507	Barkin Ladi, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
	Tomates	13	Utah, États-Unis	Cobb & al. (2000)
		52	Centre du Chili	Badilla-Ohlbaum & al. (2001)
		32	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & al. (2008)
		45	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
		41	Andhra Pradesh, Inde	Basha & al. (2014)
79		Dilimi River, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)	
69		Bukuru, centre du Nigeria	Orisakwe & al. (2018)	

1.4 Facteurs pouvant influencer l'absorption métallique végétale

Selon la littérature, certains facteurs sont susceptibles d'influencer l'absorption métallique au sein des végétaux. Dans cette section, une discussion de certains de ces paramètres sera abordée afin de fournir un portrait général de la contamination métallique végétale.

La distribution des éléments à partir de la source d'émission. Les ETM qui sont relâchés par les industries et les transports peuvent se retrouver dans l'atmosphère, puis dans les sols et les légumes. En effet, les ETM qui sont relâchés dans l'atmosphère se déposeront finalement sur le sol, où ils peuvent s'y accumuler ou être emportés de nouveau par le vent (Bing & al., 2011; Douay & al., 2009; Douay & Sterckeman, 2002; Rahmani & Kerchiche, 2013; Yankov & Tahsin, 2001). Si certaines particules métalliques lourdes dans l'atmosphère semblent se disperser loin par les

vents dominants, certains ETM plus légers s'accumulent près de la source de pollution. La distance de la source d'émission semblerait avoir son rôle à jouer dans l'importance de l'absorption métallique végétale. De façon générale, les teneurs en ETM totaux dans les sols environnants d'une source de pollution atmosphérique sont élevées et diminuent en fonction de la distance (Bagatto & Shorthouse, 1991; Schwartz, 2013; Telmer & *al.*, 2006). En grande partie, les différences de contamination au niveau du sol autour de certaines usines sont donc influencées par la vitesse et l'orientation du vent, en plus des périodes sans vent et des turbulences de l'air (Mench & Baize, 2004; Rahmani & Kerchiche, 2013; Yankov & Tahsin, 2001). En effet, une étude portant sur l'absorption végétale de Pb autour d'une fonderie de Pb dans la ville de Sfax, en Tunisie, a pu démontrer que la direction des vents semble influencer la répartition des émissions atmosphériques de cet élément. Les végétaux situés post-fonderie dans la direction des vents dominants avaient accumulé davantage de Pb que les végétaux situés dans les autres secteurs autour de la fonderie (Elloumi & *al.*, 2003). De plus, toujours dans cette étude, les végétaux situés plus près de la source d'émission auraient accumulé davantage de Pb que les végétaux situés plus loin, le tout dans une relation exponentiellement décroissante. Les teneurs les plus élevées étaient enregistrées à une distance de 500 mètres et moins de la fonderie (Elloumi & *al.*, 2003). De plus, autour d'une source ponctuelle d'émissions atmosphériques métalliques, la contamination environnante semble vouloir se présenter sous forme de halo. En effet, la sédimentation différentielle en fonction de la taille des particules semble être la cause de ce phénomène typique des sources ponctuelles (Csavina & *al.*, 2014; Fry & *al.*, 2020). Dans la région de Rouyn-Noranda, les vents dominants semblent se diriger vers l'est (**Figure SI-1**). Il a déjà été démontré que ces facteurs jouent un rôle important dans la distribution de ces contaminants aux environnements proches (Bonham-Carter & *al.*, 2006).

La disposition des éléments dans le sol. Certains des éléments métalliques semblent avoir tendance à se concentrer davantage dans les couches de sol en surface, y compris l'As, le Cd, le Cu, le Pb, le Sb et le Zn, en raison des dépôts atmosphériques et de l'adsorption du sol. Cette couche contient la majorité de la masse racinaire des végétaux. Il semble donc plus évident pour les plantes d'absorber les ETM biodisponibles à ce niveau (Bowen, 1979). La biodisponibilité fait référence à la « fraction de produit chimique présent dans le milieu environnemental qui est disponible pour être accumulé par les organismes » (Tessier & Turner, 1995).

La mobilisation des ETM dans le sol. La mobilité des ETM dans un sol influence aussi leur biodisponibilité pour les végétaux qui y poussent. En effet, plus ils sont mobiles dans le sol, plus ils seront biodisponibles. Dans le sol, la mobilité des ETM peut être influencée par des facteurs physiques tels que l'érosion par l'eau et les vents, ainsi que le lessivage et la lixiviation. Par exemple, le lessivage peut les entraîner dans les couches plus profondes du sol. Par ailleurs, la persistance des ETM dans un sol donné peut être amplifiée par leur adhérence aux particules du sol, ce qui limite leur lixiviation et leur lessivage (Ali & *al.*, 2022; Yankov & Tahsin, 2001; Zhang & *al.*, 2020). Des facteurs chimiques peuvent aussi influencer la solubilité et donc la mobilité des ETM. En réalité, les formes solubles des ETM ont un rôle important à jouer dans leur absorption par les plantes, car elles sont plus biodisponibles que les formes non solubles. Le pH du sol est un des facteurs les plus importants influençant cette solubilité. En effet, la mobilisation des ETM est restreinte dans un sol au pH alcalin (> 7) (Mensah & *al.*, 2009; Pelfrène & *al.*, 2013; Tremel-Schaub & Feix, 2005). De plus, l'ajout régulier de matériaux riches en composants organiques (exemples : compost, écorce d'arbre et sciure de bois) est recommandé pour réduire la mobilité des métaux, car ils semblent stabiliser les ETM dans le sol (Attanayake & *al.*, 2014, 2015; Brown & *al.*, 2012; Defoe & *al.*, 2014; Galvez-Cloutier & Lefrançois, 2005; Mensah & *al.*, 2009). Toutefois, certaines études telles que celle de Murray & *al.* (2011) semblent montrer que l'addition de compost pourrait mener, au contraire, à l'accumulation d'ETM dans les plantes cultivées.

Types de végétaux et parties comestibles. Le type de plante cultivée dans les potagers urbains semble aussi influencer sur l'accumulation d'ETM dans leurs parts (Mench & Baize, 2004; Tremel-Schaub & Feix, 2005; Zwolak & *al.*, 2019). certaines études démontrent que les légumes potagers semblant accumuler le plus de contaminants métalliques dans leurs parties consommables sont les légumes-feuilles (Alexander & *al.*, 2006; Beausoleil & Price, 2010; Finster & *al.*, 2004; Roba & *al.*, 2016; Säumel & *al.*, 2012; Singh, 2012). En effet, la superficie de contact de leurs feuilles avec l'atmosphère les rend plus susceptibles à la contamination par le dépôt de particules atmosphériques et les eaux de pluie et d'irrigation. De plus, les légumes-feuilles sont des légumes à croissance rapide qui ont des taux de transpiration non négligeables, ce qui encourage l'absorption métallique par les racines et la translocation des ETM dans la plante. L'importance de la translocation des ETM du sol vers les feuilles est plus élevée que vers les fruits, les tiges et les racines. De ce fait, les légumes racines et fruits sont généralement moins contaminés que les

légumes-feuilles (Luo & *al.*, 2011; Xu & *al.*, 2015). Selon certaines études, les légumes racines ont tendance à accumuler les plus faibles teneurs en ETM (Antoniadis & *al.*, 2017; Singh, 2012; Yang & *al.*, 2009), mais pour la majorité des études, ce sont les légumes-fruits qui remportent le titre de plus faibles accumulateurs (Beausoleil & Price, 2010; Finster & *al.*, 2004; Guo & *al.*, 2019; Orisakwe & *al.*, 2018; Pruvot & *al.*, 2006; Roba & *al.*, 2016; Singh, 2012).

1.5 Contamination locale à Rouyn-Noranda

Pendant plusieurs décennies, l'économie de la ville de Rouyn-Noranda se base principalement sur l'exploitation des mines avoisinantes et sur l'activité de la fonderie Horne (MDDELCC, 2018). L'exploitation minière à Rouyn-Noranda a débuté à la suite de la construction de la mine Noranda Ltd en 1922 et fut très importante dans les cinq décennies qui suivirent (Glencore, 2024; MDDELCC, 2018). Les principaux minerais extirpés des mines de la région furent le Cu et l'or (Au). La ville de Rouyn-Noranda est située à proximité de la plus grande formation de roches vertes au monde (la ceinture de roche verte de l'Abitibi) qui est un gisement naturellement riche en ces deux minéraux (Veillette & *al.*, 2005). Certaines mines sont toujours en activité aujourd'hui, mais l'exploitation a beaucoup diminué de façon générale (Savard, 1979). En ce qui concerne la fonderie Horne, ses opérations commencèrent en 1927 (Savard, 1979; Telmer & *al.*, 2006). En plus de la transformation de concentrés de cuivre, la fonderie débute aussi le recyclage de déchets électroniques en 198 (Telmer & *al.*, 2006). En effet, la fonderie reçoit des concentrés importés desquels elle extrait et purifie le Cu en s'appuyant sur le procédé Noranda, qui se trouve être l'extraction du cuivre par voie de pyroméallurgie. Cette technique implique le déversement d'un mélange de déchets riches en métaux et de concentrés de Cu dans une cuve en fonte chauffée à 1250 °C. La séparation des impuretés majeures du cuivre, telles que le Pb, le Zn et le Fe, se fait par oxydation au cours de cette étape. L'affinement du Cu peut ensuite se dérouler dans le four à anode, ce qui lui permet d'atteindre une pureté de 99,1%. Ce procédé permet une séparation efficace et rapide des métaux d'intérêt en éliminant les impuretés des concentrés par volatilisation (BEST, 1979a; Khaliq & *al.*, 2014; Kumar & *al.*, 2017). Toutefois, il induit des enjeux de contamination environnementale, car il génère des furanes, des dioxines et des ETM par voie atmosphérique (**Figure 1**) (Khaliq & *al.*, 2014). De plus, en plus des émissions connues de la fonderie, des sources fugitives potentielles pourraient amplifier la contamination à proximité de la fonderie. Les sources fugitives sont des émissions de polluants qui ne sont pas capturés ou contrôlés de manière efficace.

Ces sources peuvent être temporaires ou irrégulières et résultent souvent de défaillances dans les systèmes de capture des fumées ou de gestion des émissions. Elles peuvent provenir de fuites dans les systèmes de ventilation ou au travers les filtres, de la manipulation des matériaux, des activités de nettoyage ou de maintenance, ainsi que lorsque des rafales de vent soufflent sur les tas de stockage de concentrés. Généralement sous forme de particules grossières, elles peuvent ensuite se déposer à proximité de la fonderie (Bovington, 1987; CEPA, 2001; Newhook & *al.*, 2003; Zeinab & *al.*, 2014).

Malgré la réduction significative des émissions d'ETM de la fonderie Horne depuis les années 90, les études effectuées dans la région depuis une quarantaine d'années indiquent une persistance de la contamination métallique locale (BEST, 1979c; Bilodeau, 2020; Savard, 1979). Dès 1979, le Bureau d'étude sur les substances toxiques (1979c) a détecté une contamination de la neige par le Cu, l'As, le Cd et le Zn près de Rouyn-Noranda. Des recherches récentes ont élargi la liste des métaux, soulignant l'impact potentiel des activités de la fonderie sur l'enrichissement en Fe, Al, Zn, As, Sb et Cd (Kliza & *al.*, 2005). Certains lacs de la région (Pelletier, Rouyn et Osisko) étaient d'ailleurs considérés comme morts dans les années 70 en raison de leur utilisation pour l'élimination des déchets miniers (Savard, 1979). Les concentrations de métaux dans diverses matrices environnementales (neige, humus, eau, sédiments lacustres et tourbe) montrent une distribution spatiale centrée sur la fonderie, avec une extension vers l'est, peut-être liée à l'orientation des vents dominants (Bonham-Carter & *al.*, 2006; Meteoblue, 2021). Les concentrations d'ETM près de la fonderie peuvent être jusqu'à 1000 fois plus élevées que le fond géochimique régional, observées jusqu'à environ 65 km de distance (Bonham-Carter & *al.*, 2006). Un récent projet de caractérisation des sols a révélé une contamination des sols de surface en As, Cd et Pb dans plusieurs parties de la ville (Bilodeau, 2020). De plus, en 2022, la moyenne d'arsenic dans l'atmosphère locale était de 67,5 ng/m³, dépassant plus de 20 fois la norme provinciale de 3 ng/m³ (MELCCLP, 2023; Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, 2023).

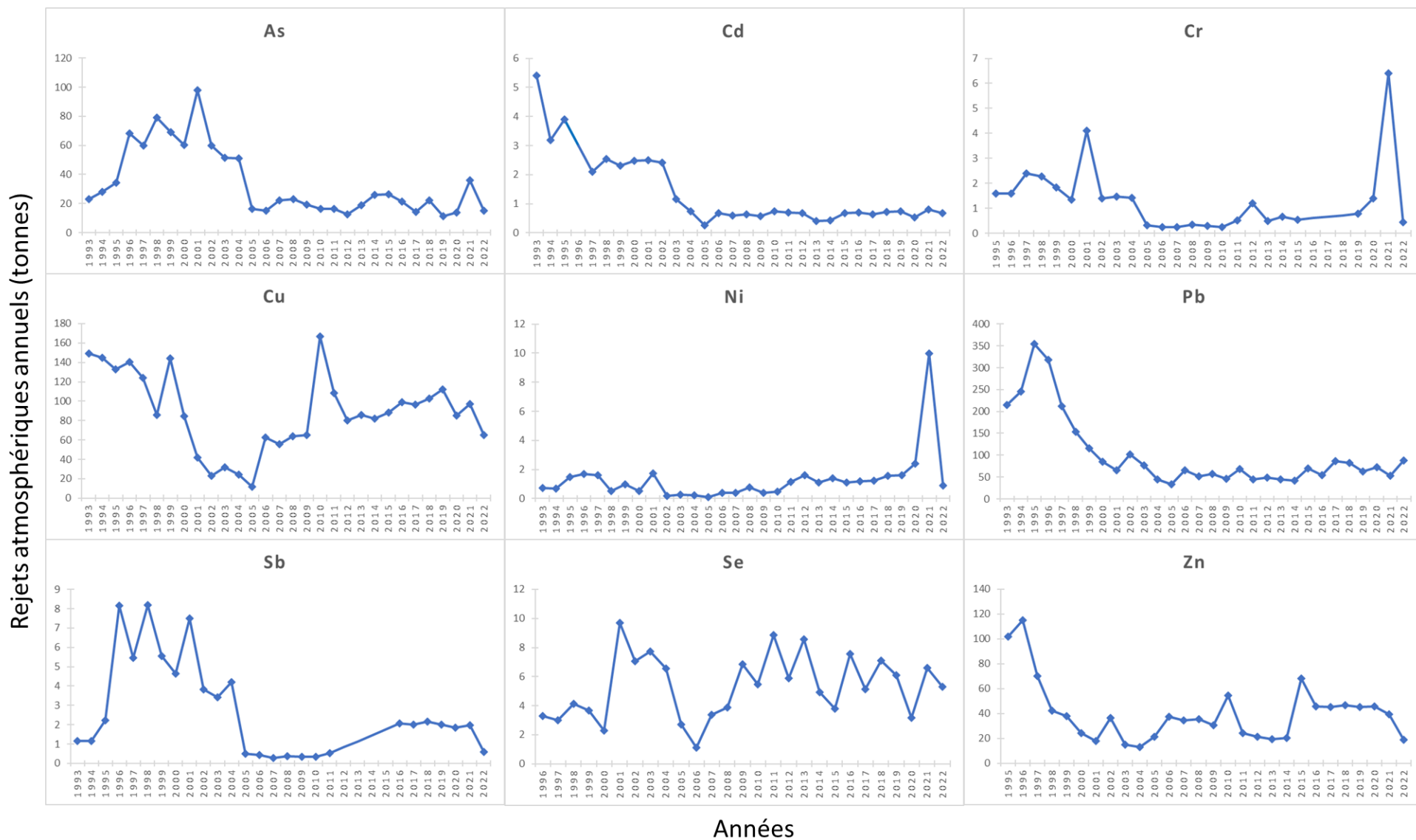


Figure 1. Rejets atmosphériques annuels de certains ETM par la fonderie Horne au fil des années (Environnement Canada, 2022).

Au sujet de la contamination métallique issue de ces activités de la fonderie Horne, deux études récentes, menées par le *Environmental Metallomics Laboratory*, ont démontré la présence d'ETR et d'autres contaminants métalliques (tels que le Ba, le Cr, le Co, le Mo, etc.) dans les écosystèmes aquatiques et terrestres avoisinants (Dupont, 2023; Richard-Henderson, 2024). Dupont (2023) a détecté des ETR ainsi que du Cr, Ba, Co et Mo dans des échantillonneurs passifs d'air équipés avec de mousse de polyuréthane (PUF) et dans deux biomoniteurs (le lichen *Cladonia rangiferina* et l'araignée *Lycosidae*) récoltés le long d'un transect sud-est à partir de la fonderie Horne couvrant 50 km. Cette étude a aussi révélé que les concentrations mesurées ont significativement suivi un patron spatial typique des sources d'émissions ponctuelles, avec une relation de décroissance exponentielle entre les concentrations mesurées et la distance à la fonderie. Ricard-Henderson (2024) a également rapporté des concentrations des ETR dans l'eau et dans les larves de l'insecte *Chaoborus* récoltés dans des lacs localisés dans la région de Rouyn-Noranda, ce qui témoigne l'étendue de cette contamination aux écosystèmes aquatiques avoisinants. Cependant, ces deux études n'ont pas pu confirmer directement la source de ces ETM récemment détectés dans les écosystèmes autour de la fonderie, et donc des études géochimiques basées sur des analyses isotopiques sont fort nécessaires pour aborder cette question (Chen & al., 2022; Ciężka & al., 2022).

1.6 Évaluation des risques pour la santé

L'évaluation des risques pour la santé est reconnue comme un bon outil pour estimer les dangers toxiques ou carcinogènes reliés à certaines activités humaines. Les méthodes d'évaluation des risques toxiques sont d'ailleurs établies par l'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (Agneta & al., 2006; Deventer & al., 2004). Ces méthodes impliquent l'identification d'une source potentielle pour l'introduction d'agents de risque dans l'environnement, l'estimation de la quantité d'agents de risque qui entrent en contact avec le sujet humain puis, bien évidemment, la quantification des conséquences de l'exposition sur la santé humaine (Haung & al., 2008). Une des voies d'exposition principales aux agents de risque environnementaux, tels que les ETM, est l'ingestion. Par exemple, le fait de consommer des aliments ayant poussé dans un environnement contaminé en ETM peut engendrer l'ingestion des ETM présents à la surface des aliments ou bioaccumulés à l'intérieur de ceux-ci (Brent & al., 2014; Morgan, 2013). Or, une ingestion en quantité importante de certains ETM peut engendrer des problèmes de santé chez les humains, tels

que de l'hypotension, le cancer, des dommages aux reins, de la neurotoxicité (García-Lestón & al. 2010; Jomova & Valko, 2011; Tan & al., 2020; Wallace and Djordjevic 2020). Il est ainsi fondamental de mieux comprendre l'incidence des ETM dans les plantes potagères comestibles et de connaître les risques relatifs à la consommation afin de prévenir les potentiels effets néfastes sur la santé humaines et les problématiques relatives. D'autres recherches préalablement conduites ont estimé les risques pour la santé de la consommation d'aliments contaminés grâce à ces méthodes qui utilisent des valeurs et des paramètres toxicologiques tels que l'apport journalier estimé (EDI, provenant de *Estimated Daily Intake* en anglais), la dose de référence (RfD, provenant de *Reference Dose* en anglais) et le quotient de risque (HQ, provenant de *Hazard Quotient* en anglais) (Cempel & Nikel, 2006; Koffi & al., 2014; Sipter & al., 2008; USEPA, 1986).

EDI. L'EDI représente l'estimation de l'exposition quotidienne à un élément ou à une substance. Il est un outil essentiel pour évaluer l'exposition quotidienne moyenne à des substances telles que les nutriments ou les contaminants. Il permet aussi d'adresser les différences individuelles grâce à l'utilisation de données variées sur les habitudes alimentaires et le poids moyen qui changent d'une catégorie d'individu à une autre. L'EDI permet ainsi d'estimer avec précision l'exposition quotidienne moyenne à une substance. Il est d'ailleurs utilisé pour établir des normes de sécurité, telles que les niveaux de tolérance pour les contaminants dans les aliments, ce qui contribue à la protection de la santé publique (WHO, 2009). Il est calculé de la manière suivante :

$$EDI = (C \times IngR \times EF \times ED) / (BW \times AT) \text{ (mg/kg/jour)}$$

C représente la concentration totale d'un élément dans la matière fraîche contaminée (mg/kg). Sa valeur est ainsi déterminée par les données obtenues par l'analyse des ETM dans les légumes collectés, et varie donc en fonction du métal et du type de matrice. IngR est le taux d'ingestion de la matrice contaminée (mg/jour) et EF représente la fréquence d'exposition (jours/an). ED est la durée de l'exposition (années), BW représente le poids corporel moyen d'une catégorie d'individus (kg) et AT est la durée moyenne (jours). AT est égal au nombre d'années d'exposition multiplié par le nombre de jours d'exposition par année (Alam & al, 2023; FAO/WHO, 2006; Gebeyehu & Bayissa, 2020 ; Rattan & al., 2005).

Malgré son utilité, l'EDI présente certaines limitations et défis. Par exemple, la précision de l'EDI dépend fortement de la qualité des données sur la consommation alimentaire et les concentrations de substances. Les données incomplètes ou obsolètes peuvent entraîner des estimations erronées (WHO, 2009). De plus, les modèles utilisés pour calculer l'EDI peuvent simplifier les réalités complexes de l'exposition humaine, comme l'interaction entre les différents contaminants (USEPA, 1986). En résumé, bien que l'EDI soit un outil précieux pour évaluer l'exposition quotidienne et guider les réglementations de sécurité alimentaire, il est important de prendre conscience de ses limitations et d'utiliser ces estimations avec prudence, en tenant compte de la qualité des données utilisées et des contextes spécifiques (WHO, 2009).

RfD. Ensuite, la RfD représente l'estimation d'un niveau d'exposition quotidien (en milligramme par kilogramme de poids corporel par jour) d'une population humaine (y compris les sous-groupes sensibles) à une substance, qui est susceptible d'être sans risque appréciable au cours de la durée d'une vie (Barnes & Dourson, 1987; Phaneuf & al., 2013; Roberts & al. 2022). La RfD est définie à partir du « *No Observable Adverse Effect Level* » (NOAEL) ou, en français, la dose avec aucun effet indésirable observable, déterminée scientifiquement via des expérimentations toxicologiques. De façon générale, la dose la plus élevée à laquelle aucun effet indésirable n'est détectable sera attirée comme NOAEL. La RfD est souvent basée sur des études animales ou des données limitées sur les effets humains, ce qui peut introduire des incertitudes dans l'estimation des effets à long terme chez l'homme (Roberts & al. 2022). En effet, les méthodes utilisées pour extrapoler les données animales aux humains et pour ajuster les doses pour les populations sensibles peuvent introduire des hypothèses et des approximations qui ne reflètent pas toujours les conditions réelles. Bien qu'il soit important de prendre en compte l'existence de cette limite lors de l'estimation des risques, l'utilisation de la RfD reste toutefois un moyen efficace pour évaluer le risque des expositions aux substances chimiques. Elle est conçue pour être une valeur prudente, prenant en compte les incertitudes en ajustant la dose observée pour tenir compte des variations interindividuelles et des données limitées. La RfD est déterminée comme suit :

$$\text{RfD} = \text{NOAEL}/(\text{UF} \times \text{MF})$$

où UF (*standard uncertainty factor*, ou facteur standard d'incertitude en français) et MF (*Modifying Factor*, ou facteur modifiant en français) sont des facteurs d'incertitudes (Barnes & Dourson,

1987). La RfD a été utilisée dans d'autres études de risques et ses valeurs proviennent en général de l'USEPA (Alam & al., 2023; Edogbo & al., 2020; El Hamiani & al., 2013; Gebeyehu & Bayissa, 2020; Heshmati & al., 2020; USEPA, 2022).

HQ. La RfD peut être utilisée comme valeur repère afin d'évaluer le risque non-cancérigène pour la santé en la comparant avec l'EDI (Barnes & Dourson, 1987; Cempel & Nickel, 2006; Koffi & al., 2014; Nordberg & al., 2015; USEPA, 2005). En effet, le RfD est utilisé dans le calcul du HQ. Le HQ représente le ratio de la dose d'exposition quotidienne estimée relativement à la RfD de celui-ci (Sipter & al., 2008). Le HQ se calcule comme suit :

$$HQ = EDI/RfD$$

Si le HQ se trouve à être plus grand que 1, cela indique que l'EDI dépasse la RfD et indique qu'il existe un risque toxique pour la santé à la substance étudiée (Sipter & al., 2008). Le HQ fournit donc une mesure directe, simple et facile à comprendre pour évaluer les niveaux de risque associés à une exposition spécifique, ce qui peut simplifier la communication des risques aux décideurs et au grand public, rendant les concepts de toxicité et de sécurité plus accessibles (Karki & al. 2024; WHO, 2022). Les limites du HQ sont semblables aux limites de l'EDI. Cette méthode a déjà été utilisée par Sipter & al. (2008) et El Hamiani & al. (2013), entre autres, afin d'estimer le risque associé à la consommation de légumes cultivés dans des jardins situés dans des zones minières en Hongrie et au Maroc. Même si les concentrations d'As, Cd et Zn dans le sol dans l'étude de Sipter & al. (2008) dépassaient les limites établies, aucun des végétaux des deux études ne semble avoir accumulé d'ETM à un niveau jugé dangereux pour la santé (Sipter & al., 2008; El Hamiani & al., 2013).

CR. En ce qui concerne l'estimation des risques carcinogènes (CR, provenant de *Carcinogenic Risk* en anglais) par ingestion, des études semblables à celle présentée au sein de ce mémoire (Gebeyehu & Bayissa, 2020; Hu & al., 2012; Izquierdo & al., 2015; Orisakwe & al., 2018; Parviainen & al., 2022) ont utilisé le SF₀₁ (*Ingestion cancer Slope Factor*, ou facteur de pente du cancer par ingestion en français), qui représente le potentiel carcinogène d'une matière spécifique, pour le calcul des risques carcinogènes, via la formule qui suit (USEPA, 2005) :

$$CR = EDI \times SF_{OI}$$

Le risque cancérigène est considéré comme inacceptable lorsque la valeur de CR est supérieure à 1×10^{-4} , tolérable lorsque la valeur est comprise entre 1×10^{-4} et 1×10^{-6} et non significatif lorsque la valeur est inférieure à 1×10^{-6} (Hu & *al.*, 2012). Par exemple, en ce qui concerne l'étude de Gebeyehu & Bayissa (2020), l'utilisation de cette équation a relevé des risques carcinogènes engendrés par l'As relatifs à la consommation de tomates et de choux (9×10^{-4} et $2,7 \times 10^{-3}$, respectivement).

Les méthodes présentées précédemment impliquent une exposition à une seule substance à la fois. Toutefois, la plupart des cas réels de contamination par l'environnement impliquent des expositions à un mélange de composés qui peuvent induire des effets similaires ou différents (U.S. Environmental Protection Agency, 1986). La somme des HQ (HI) et CR (TCR) engendrés par l'exposition à plusieurs substances peut être calculée en additionnant les valeurs obtenues de chaque substance concernée (Manea & *al.*, 2020; Onyele & Anyanwu, 2018).

2.4 Les sciences citoyennes dans les études en environnement/sciences naturelles

Les sciences citoyennes regroupent tous les projets dans lesquels des membres du public participent à la production de connaissances scientifiques et dépendent des contributions volontaires (Dias da Silva & *al.*, 2017). Certains projets en sciences de l'environnement ou naturelles peuvent trouver utile d'utiliser une démarche en sciences citoyenne (ex : eBird, ecapelan, inaturalist...) (MFFP, 2022). Cependant, la science citoyenne soulève à ce jour des débats sur l'exactitude et la validité des données qu'elle fournit. En effet, pour que des données « x » aient un potentiel à être utilisées à des fins de recherche ou de prise de décision politique, celles-ci doivent inévitablement être fiables (Jacobs, 2016). Il semble ainsi primordial d'assurer la qualité des données fournies par cette science par des méthodes de validation (da Silva & *al.*, 2017). Pour ce faire, il existe une liste complète de propositions de méthodes de validation de données, qui a été rédigée par Wiggins & *al.* (2011). Un examen des données effectué par des professionnels ou des participants expérimentés, par exemple, via un appui visuel joint aux données fournies par les participants, semble être la méthode de validation la plus courante dans les sciences citoyennes (Wiggins & *al.*, 2011). Parallèlement, un grand nombre de participants (Haklay, 2013), une

formation appropriée de ceux-ci (Fore & *al.*, 2001) et des protocoles de collecte bien préparés (Cohn, 2008 ; Hochachka & *al.*, 2012) permettraient de produire des données jugées aussi fiables que celles produites par des professionnels. Enfin, de façon générale, le dévouement, la motivation et l'attention aux détails des participants, ainsi que les progrès des instruments de recherche parviennent à outrepasser les lacunes spécifiques dans les compétences de ces bénévoles (Haklay, 2013).

L'expertise des participants fait aussi partie de l'enjeu. D'un côté, certaines visions perçoivent les projets de science citoyenne comme une circonstance opportune pour les participants d'acquérir des connaissances scientifiques. D'un autre côté, les participants sont perçus comme pouvant apporter à ces projets d'autres formes de connaissances, qualifiées de « non scientifiques », mais qui peuvent se révéler tout aussi pertinentes (da Silva & *al.*, 2017). De façon générale, l'interdépendance créée entre les chercheurs et les participants et le temps investi dans la communication et la coordination des actions peuvent se révéler limitants pour ce type de projet (Bazin, 2018; Tulloch & *al.*, 2013). Toutefois, la science citoyenne s'avère intéressante, car elle permet de clarifier la position des participants dans la manière de s'impliquer et de s'engager, en intégrant leur cheminement dans la recherche d'informations (Bazin, 2018). Étant populaire au sein des sciences naturelles, elle peut contribuer à une reconnexion des participants avec le monde naturel, engendrant une meilleure conscience environnementale ainsi qu'un engagement qui en découle (da Silva & *al.*, 2017; Johnson & *al.*, 2014). De plus, les initiatives visant la conservation de l'environnement et de la biodiversité sont souvent limitées dans leurs ressources et le rapport coût-efficacité avantageux des sciences citoyennes peut ainsi se révéler intéressant pour des projets de recherche dans ces domaines (Miyazaki & *al.*, 2014).

1.7 Objectifs de la recherche

Si les citoyens rouynorandiens n'ont à ce jour aucune réponse relative à leurs inquiétudes, c'est qu'une seule recherche sur les contaminants métalliques dans les potagers a été effectuée dans cette région jusqu'à présent. Cette étude se concentrait sur la contamination en cadmium de plusieurs fruits et légumes potagers et date d'une trentaine d'années déjà (Gagnée, 1992). De plus, tout comme l'étude de Gagné (1992), les études sur la contamination métallique ayant été menées jusqu'à présent au sein de végétaux se sont souvent concentrées sur certains donc la toxicité est

déjà connue (exemples : Cd, Co, Pb et Zn) (Anadleeb & al., 2023; Antoniadis & al., 2017; Edogbo & al., 2020). De ce fait, les contaminants métalliques émergents tels que le Ba, le strontium (Sr) et les ETR semblent encore avoir été peu étudiés dans un contexte agricole, et même environnemental. C'est ainsi qu'à la lumière des connaissances toujours limitées sur le sujet, la localisation des potagers dans la région de Rouyn-Noranda suscite des interrogations en ce qui concerne les risques pour la santé relativement à la contamination locale induite par une activité minière importante au cours du 20^e siècle et l'activité métallurgique de la fonderie Horne. Ces interrogations soulèvent la pertinence de s'intéresser davantage à la question qui a fait naître cette étude : existe-t-il des risques reliés à la consommation de légumes provenant des potagers urbains de la région de Rouyn-Noranda?

Afin de répondre à cette question, les objectifs de la recherche ainsi que leurs hypothèses relatives sont les suivants :

1. Comparer les teneurs en divers éléments métalliques (voir **Figure 2** pour la liste) dans trois différents types de légumes (la carotte, la laitue et la tomate) ayant été cultivés dans des potagers urbains de la région de Rouyn-Noranda.
 - a. La laitue aura des teneurs plus importantes en ETM à cause de sa grande superficie de contact avec l'atmosphère (où se retrouvent les émissions de la fonderie).
2. Vérifier si la distance et l'orientation des potagers relativement à la fonderie sont des paramètres qui influencent la contamination métallique constatée dans les laitues et les sols.
 - a. Les potagers situés plus près de la fonderie seront plus contaminés et la contamination diminuera en fonction de la distance à celle-ci.
 - b. Les potagers situés à l'est de la fonderie seront plus contaminés que les potagers situés à l'ouest à cause des vents dominants de la région qui se dirigent en direction est (**Figure SI-1**) (Meteoblue, 2021).
3. Estimer les risques toxiques et cancérigènes relatifs à la consommation des légumes ayant été cultivés dans des potagers urbains de la région de Rouyn-Noranda.

- Même si une contamination sera observée dans les aliments, les quantités d'ETM stockées dans les aliments échantillonnés ne dépasseront pas les valeurs maximales permises dans les aliments.
- La valeur des paramètres toxicologiques estimés restera sous les valeurs limites pour représenter un risque pour la santé.

La capacité analytique accessible pour ce projet permet d'analyser un large éventail d'ETM présents dans les matrices collectées.

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt									

Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	Lanthanides
Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr	Actinides

Figure 2. Représentation des ETM analysés dans cette étude à l'aide du tableau périodique des éléments.

CHAPITRE 2

METAL CONTAMINATION AND ESTIMATION OF HEALTH RISKS RELATED TO URBAN AGRICULTURE IN ROUYN-NORANDA

Cet article scientifique, en préparation pour la revue *International Journal of Environmental Research and Public Health*, présente les résultats d'une étude portant sur les teneurs en ETM dans les aliments et les sols des potagers urbains localisés à moins de 30 km de la fonderie Horne dans la région minière de Rouyn-Noranda, en Abitibi-Témiscamingue. Cette recherche vise à estimer les risques toxiques relatifs à la consommation des aliments ayant poussés dans les potagers de la région, mais aussi à comparer les teneurs métalliques dans différents types d'aliments (feuille, fruit et racine) et dans les différents potagers à l'étude en fonction de leur distance et de leur orientation à la fonderie Horne relativement aux vents dominants locaux.

Cette étude a été conjointement conçue par Maikel Rosabal, Éric Duchemin et moi-même à la suite de la prise de contact de citoyens préoccupés avec le Laboratoire sur l'Agriculture Urbaine. Nous avons ensemble élaboré le plan de recherche et effectué la sélection des potagers. Par la suite, j'ai effectué les campagnes d'échantillonnage à Rouyn-Noranda accompagnée de quelques mains supplémentaires, puis réalisé la préparation des échantillons. Les analyses en laboratoire ont été faites par Matthieu Moingt, directeur analytique du laboratoire d'analyses environnementales (LAE) de l'Institut des sciences de l'environnement (ISE) à l'UQÀM. J'ai ensuite procédé à l'ensemble des analyses statistiques et à la création des figures et des tableaux. Finalement, j'ai rédigé l'article scientifique avec la contribution de l'ensemble des coauteurs qui se sont assurés de la révision des textes.

2.1 Abstract

The Horne Smelter, located in Rouyn-Noranda, is known for its emissions rich in several metallic trace elements (TE), sometimes exceeding established provincial standards. Since 1984, refining at the smelter has led to an increased vigilance for the presence of other TE contaminants potentially emitted into the environment. Given the recognized toxicity of some of these TE and the growing popularization of urban agriculture, this study aims to determine the level of contamination of vegetables grown in gardens in the region and to estimate the relative toxicological and carcinogenic risk. To do this, plants (carrot, lettuce, tomato) and soil samples were collected from each of the participating vegetable gardens (n = 20). Once the samples were digested, a wide range of metallic trace elements were measured by an ICP-QQQ. Lettuce was the food that has reported, in general, the highest TE concentrations, potentially related to its higher foliar absorption capacity than carrots and tomatoes. Measured concentrations of As, Cu, Cd and Pb in soil or lettuce decrease exponentially with distance to the smelter, highlighting the role of this important source of TE contamination in the region. However, the gardens in the western vicinity of the smelter were more contaminated (soil, lettuce) than those in the eastern vicinity (towards the prevailing winds). This leads to the need for a better estimate of the magnitude of fugitive emissions from the Horne smelter and their impact in nearby environments. The cancer risk associated with carrot, lettuce and tomato consumption is present but considered tolerable for some categories of individuals living alone or with one other person. This risk is primarily due to the presence of As, nickel (Ni) and chromium (Cr) in those vegetables. Lead (Pb)-related cancer risks were considered non-significant. All other toxic risk (HQ and HI) and cancer risks (CR and TCR) were assessed as non-significant. The data obtained provide up to date, more comprehensive and region-specific information that will shed light on citizens' concerns about contamination in the area's vegetable gardens.

Keywords: Trace elements, Air emissions, Horne smelter, Vegetables, Gardens, Risk quotient, Mining region, Carcinogenic risks, Soils, Plants.

2.2 Introduction

Cities and towns are territories where many and varied human-related activities take place, such as road traffic, metallurgical activities and waste management, that can pollute the surrounding environment (Dansou & Odoulami, 2018; Kessler-Nadeau, 2021; Zoma, 2022). As such, soil and air contamination in urban areas is an important and current issue, specifically for many researchers and urban agriculture practitioners that bring into question the quality of the urbanized environments (Gebeyehu & Bayissa, 2020; Jackson, 2011; McClintock, 2011; 2012; Schwartz & al., 2015; Whitzling, & al., 2011). The growing enthusiasm for sustainable agriculture in cities is likely accompanied by some insecurity regarding the potential contamination of fruits and vegetables produced. Indeed, the recent popularity of urban farming to provide local and fresh food raises growing concerns not only among agriculturists, but also among consumers (Boente & al., 2017; Brown & al., 2016; De Kimpe & Morel., 2000; Izquierdo & al., 2015; Lovell, 2010; Peters & al., 2023; Rémy & al., 2017). Questions about health risks associated with food produced in urbanized gardens did not cease to increase in the populations and therefore research addressing this environmental assessment gaps are urgently required. Controversies over the capacity and the pertinence of urban locations to support or not food crops have been addressed in cities nearby to mining activity centers (Rémy & al., 2017). For example, Guo & al. (2019) demonstrated a significant health risk related to the consumption of harvested food in the city of Geiju, in China, at 3 to 5 km from a metal smelter. This could also be the case of towns where long-term mining and smelting activities have been developed, hence the importance of making estimates of toxic risks in these environments to prevent potential adverse effects on human health and related issues.

In this regard, the northern Canadian city of Rouyn-Noranda (Abitibi-Témiscamingue, Québec) represents a good example where this environmental concern needs to be addressed, since urban farming is developing without conducting studies to assess current health food security. The Horne smelter, located in this city since 1927, is the only copper smelter in Canada and the more important source of emission in Québec for several trace elements (TE) (e.g. As, Cd, Cu, Zn, Pb) over several decades (BEST, 1979a; Bilodeau, 2019; Environnement Canada, 2022). TE levels found in its emissions have exceeded very often the provincial standard for some TE (e.g. As) released into the nearby environments. Initially, the smelting activities carried out in the Horne smelter were limited to local copper ore from the Quemont and Horne mines, which closed around

1976 (MDDELCC, 2018). To ensure its viability, the smelter began the recycling of electronic materials and the refining of complex concentrates in 1984, and therefore, environmental monitoring of other previously unreported TE potentially emitted into the region's atmosphere is needed. Recently, studies conducted in lakes located in the region and in terrestrial ecosystems by collecting lichens and spiders, as well as deploying passive air samplers, demonstrated the contamination of rare earth elements (REE) around the Horne smelter (Dupont, 2023; Richard-Henderson, 2024), indicating the need to include those TE in any incoming environmental studies. The atmospheric deposition of TE, which are markedly dispersed into the environment by the influence of prevailing wind directions, has the potential to affect the quality and safety of the food grown in close gardens. As a result, they seem to increase the risk of certain diseases, such as leukemia, liver or kidney damage, or even cancer when they are found at high concentrations (Guo & *al.*, 2019; Khan & *al.*, 2011).

Although urban gardens allow the cultivation of accessible, fresh, and tasty food providing essential nutrients for human consumption (BEST, 1979b; Mandal & Kaur, 2019), such agriculture activities require precautionary measures to assure a healthy security of these products (Antoniadis & *al.*, 2017; Beausoleil & Price, 2010; Bramwell & *al.*, 2008; Parviainen & *al.*, 2021; Rémy & *al.*, 2017). Toxicological parameters (reference dose, hazard quotient, cancer risks) have been developed and already used to assess the health risks related to the consumption of these foods (Edogbo & *al.*, 2020; El Hamiani & *al.*, 2013; Gebeyehu & Bayissa, 2020; Guo & *al.*, 2019; USEPA, 1989). To our knowledge, only one study addressing the TE contamination in gardens of Rouyn-Noranda has been reported in 1992 and it was focused on Cd contamination of fruits, vegetables and soils in urban gardens in the region. The results showed a greater contamination of leafy vegetables (e.g. lettuce) compared to fruit vegetables (e.g. tomato) and tubers (e.g. carrot) (Gagné, 1992), but current measurements of other contaminants have not been performed.

In the light of this information, the objectives of this study are i) to compare the content of TE in different matrices (lettuce, carrot, tomato, soil) collected from the gardens located around the Horne smelter, ii) to compare these levels between the different gardens in relationship to their spatial positioning to the Horne smelter and the prevailing winds orientation and iii) to estimate the toxic risks due to the consumption of vegetables from gardens by comparing with the toxicity thresholds established for each TE concerned. We anticipated that the lettuce accumulates more

TE than root and fruit vegetables (Gagné, 1992; Hussain & Qureshi, 2020; Singh, 2012; Tahir & *al.*, 2022; Wang & *al.*, 2022) and that spatial differences should be observed among the gardens studied (nearest would be more contaminated and eastern gardens too due to the local prevailing winds moving toward east). We expected that stored TE amounts in sampled food will rarely exceed established toxicity thresholds, and then the health risk associated with the consumption of those aliments should be low (Assad, 2017; Hussain & Qureshi, 2020; Guo & *al.*, 2019; Khan & *al.*, 2013; Mawari & *al.*, 2022; Sipter & *al.*, 2007; Xu & *al.*, 2013; Zhuang & *al.*, 2009b).

2.3 Material and method

2.3.1 Location, collection and preparation of samples

The study area is located around the Horne smelter, established in the Rouyn-Noranda town (Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada) (**Figure 3**). The city is located near the largest greenstone formation in the world (the Abitibi Greenstone Belt), which is a deposit naturally rich in copper and gold (Veillette & *al.*, 2005). Various studies and monitoring have reported concentrations of Cu, Cd, Pb, Zn, Ni, Se and Tl in the surrounding areas (Bilodeau 2019; Environnement Canada, 2022; Kessler-Nadeau, 2021; MELCCLP, 2023). More recently other TE including barium (Ba), chromium (Cr), Mo, antimony (Sb), and REE have been reported as contaminants likely linked to the recycling activities carried out by the Horne Smelter (Dupont, 2023; Kessler-Nadeau, 2021). The gardens under study (n = 20) were selected through the voluntary participation of rouynnorandian citizens in the project (**Figure 3**; **Table SI-1**). Participants wishing to get involved were included considering the localisation of the garden and the culture of the vegetables of interest in their personal garden in 2021 or 2022, when the field work took place. By collecting food from gardens in which rouynnorandian citizens grow their vegetables in their own way, we make sure to generate reliable and realistic data regarding the TE contamination and associated risks. Sampled gardens covered a range of 25.8 km with different locations regarding to the distance from the Horne Smelter (from 0.5 to 26.3) as well as the influence of the prevailing winds (east versus west). Samples of carrot, lettuce, tomato, and soil were collected in three replicates in each garden (**Table SI-1**; **Table SI-2**). To minimize the variation in the TE measurements, the vegetables were collected in the same season (late summer; August-September) with similar size and weight. Samples were collected with gloves to reduce the

risk of contamination with TE from external sources. They consist of a whole vegetable for carrots and tomatoes, and one whole leaf as each lettuce sample.

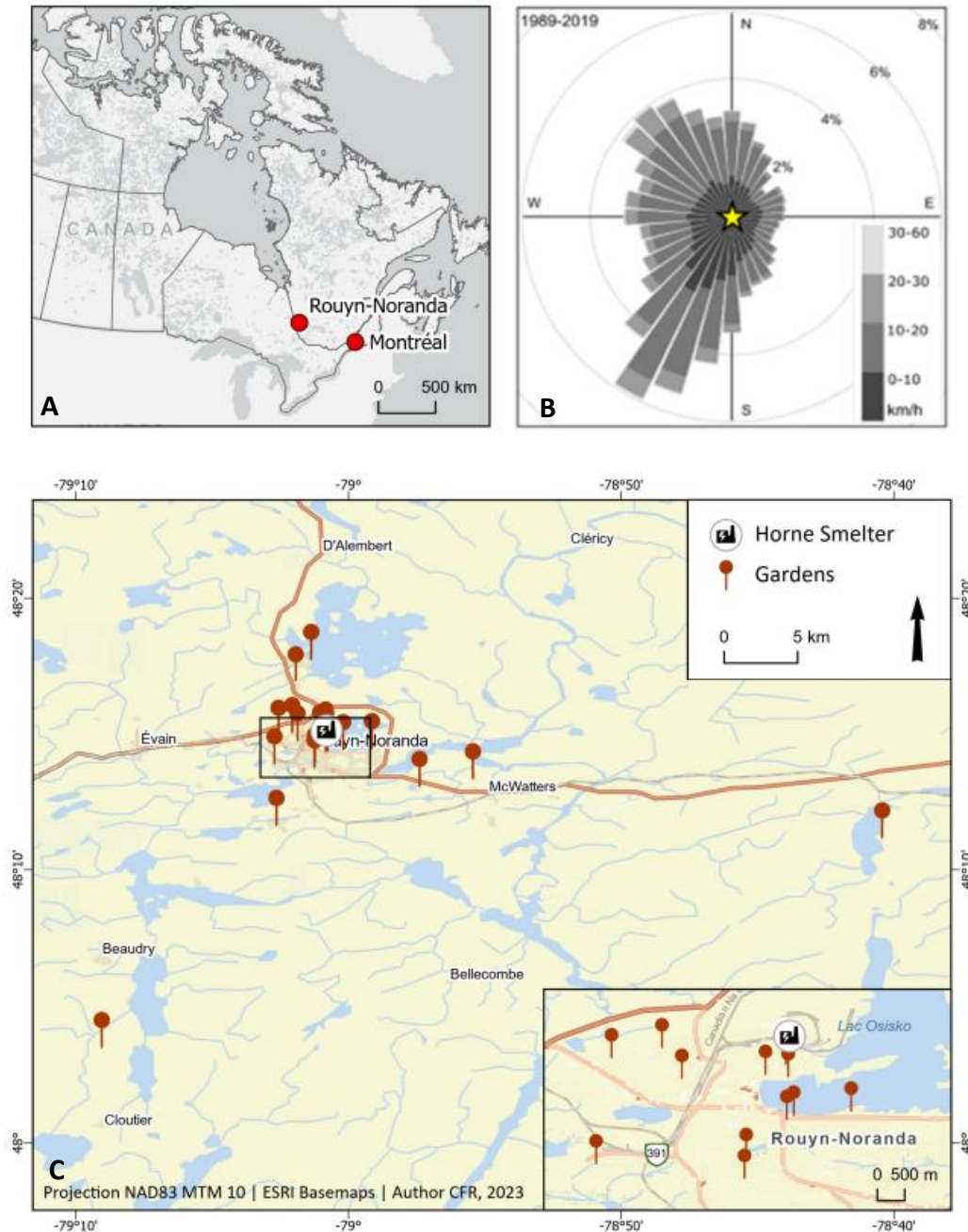


Figure 3. **A** - Location of Rouyn-Noranda city in the province of Québec, Canada; **B** - Wind rose estimates from 1989-2019 provided by the Meteorological Service of Canada, climate ID 7086716 et 7086720 (ECCC, 2019); **C** - Map of the Rouyn-Noranda region, showing the localization of the Horne smelter and the sampling sites (gardens) (n=20). For more details, see Table. SI-1.

In each study garden, lettuce samples were rinsed with ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) solution (3 mM) to remove contaminants adsorbed from the samples to measure separately the levels of TE bioaccumulated in this food and the TE at the surface of the leaves (Oviedo & Rodríguez, 2003). The initial interest was to estimate atmospheric deposition and its contribution to the total contamination of the vegetables when they are rinsed or not rinsed with water. For some reasons, EDTA samples could not be analyzed in this study, so only bioaccumulation data will be presented. Samples of carrots and tomatoes were rinsed thoroughly under running water (to remove coarse particles and simulate pre-consumption washing). Surface soil samples (< 2 cm) were collected using polypropylene syringes (60 mL). All harvested samples and the soil were put in small plastic bags closed at -20°C until analyses (Antoniadis & *al.*, 2017; Chen & *al.*, 2005). Once in the laboratory, all samples were freeze-dried 48 hours after being cut in small piece (< 1 cm) to facilitate this step. Estimation of the relationship between dry weight (dw) and fresh weight was performed. Following freeze-drying, an adequate homogenization of each fraction was carried out by grinding the samples using a glass conical mill previously cleaned with acid to prevent contamination between samples.

2.3.2 TE measurements

The methodology used for this project (3052 A) is suitable for the analysis of TE in biological matrices and soils (USEPA, 1996b). A versatile microwave including an infrared sensor (Multiwave 5000, Anton Paar) was used to perform sample digestion working with 16HF100 rotor equipped with polytetrafluoroethylene (PTFE) liners, inserted into a ceramic envelope (Michaelis & Stadler, 2021). A solution of 6.4 mL of nitric acid (HNO₃, Optima) combined with 1.6 mL of hydrochloric acid (HCl, TraceMetal Grade) were used for the digestion of each sample (50 mg dw) (USEPA, 1996b). The programming of the digestion consists of a rapid sloping increase in power to quickly reach high intensity and has been done in two steps: (1) increase of temperature from 0 °C to 200 °C over a period of ten minutes and (2) maintenance of the temperature at 200 °C for a period of 20 minutes (Dupont, 2023). Following the digestion and cooling of the samples, the digestion products were diluted with Milli-Q water to give a final 40 mL solution before proceeding to TE dosing (Michaelis & Stadler, 2021).

The analysis of TE (As, baryum (Ba), calcium (Ca), Cd, cerium (Ce), cobalt (Co), Cr, Cu, iron (Fe), potassium (K), lanthanum (La), magnesium (Mg), manganese (Mn), molybdenum (Mo), sodium (Na), neodymium (Nd), Ni, Pb, praseodymium (Pr), Sb, Sc, samarium (Sm), Sr, titanium (Ti), Tl, uranium (U), vanadium (V), Y and Zn) was performed by inductively coupled plasma mass spectrometry (Agilent 8900 ICP-MS QQQ). All the materials that came in contact with the samples were first rinsed with a 10% nitric acid solution, then with Milli-Q water to be finally dried in ambient air under a laminar flow hood (AirClean 5000 Workstation) (Alam & *al.*, 2023; Bressy & *al.*, 2013; Reyes & *al.*, 2021). Controls of digestion (blanks), chemicals (HNO₃, HCl) and instrumental measurements (internal standards, calibration curve controls, instrumental drifts were followed using certified metal solutions, etc.) were used to ensure good data quality. In addition to these controls, three certified reference materials (CRM) provided by the National Research Council of Canada (NRCC) were used: BCR-670 (duck weed), DOLT-5 (dogfish liver), and TILL-3 (O'Brien Mine sediments). They were also subjected to the same digestion as plants and soil and analyzed to evaluate the recovery TE percentages (%) in such measurements. Such analytical information including detection limits for each element is shown in **Annex A, Table SI-3**.

2.3.3 Health risk assessment

Several toxicological parameters were estimated to assess the health risk associated with the consumption of carrots, tomatoes and lettuce collected from study gardens.

Estimated daily intake. The estimated daily intake (EDI) represents the estimation of daily exposure to an element/substance. In this study, the route of exposure of interest is ingestion. EDI is calculated as follows:

$$EDI = \frac{C \times \text{IngR} \times EF \times ED}{BW \times AT} \text{ mg/kg/day} \quad (\text{Equation 1})$$

C represents the total concentration of an element in the fresh contaminated matrices (mg/kg) (Alam & *al.*, 2023). Its value is thus determined by the data obtained by the analysis of TE in the collected vegetables, and therefore varies according to the TE and the type of matrix. IngR is the rate of ingestion of the contaminated matrices for a category of individuals (mg/day). It was calculated from the average total quantities (Kg) of each food of interest harvested by the

participants in their vegetable garden during the year in which they participated in the study. This amount was then reduced to an average daily value (Kg/day) by dividing by the number of days in a year (365). Then, EF represents the frequency of exposure (days/year). ED is the duration of exposure (years). BW represents the average body weight of a category of individuals of interest (kg). The average weights used for this study were determined according to the growth charts and average weights on the Dietitians of Canada website (Les diététistes du Canada, 2024). AT is the mean duration (days). It is equal to the number of years of exposure multiplied the number of days per year of exposure (Gebeyehu & Bayissa, 2020; Rattan & *al.*, 2005).

Hazard quotient. The EDI is used in the calculation of the hazard quotient (HQ). This valor is compared to a reference dose (RfD), which represents an estimate of a daily level of exposure (in milligrams per substance), which is likely to be without appreciable risk over a lifetime (Barnes & Dourson, 1987; Phaneuf & *al.*, 2013; USEPA, 2022). The HQ represents the ratio of the EDI of a TE relative to the RfD of this TE and is calculated as follows (USEPA, 1989; Chen & *al.*, 2011; Ezemonye & *al.*, 2019; Khan & *al.*, 2008; Reyes & *al.*, 2021):

$$HQ = EDI/RfD \quad (\text{Equation 2})$$

If the HQ is found to be greater than 1, this indicates that the EDI exceeds the RfD and indicates that there is a potential non-carcinogenic health risk (Chen & *al.*, 2011; Ezemonye & *al.*, 2019; Khan & *al.*, 2008; Sipter & *al.*, 2008). It can be calculated for each TE that have an RfD.

Hazard index. The hazard index (HI) represents the non-carcinogenic risk related to exposure to several toxicants. It is calculated as the sum of the HQs, all relative to the same matrice and the same category of individuals (USEPA, 1986; 1989) :

$$HI = \sum HQ \quad (\text{Equation 3})$$

An HI lesser than 1 (< 1) indicates that the non-carcinogenic risk is not significant (Alam & *al.*, 2023; Gebeyehu & Bayissa, 2020).

Cancer risk. The cancer risk (CR) is the average probable carcinogenic risk related to a lifetime individual exposure to TE, in the case of this study, via their ingestion.

$$CR = EDI \times SF_{OI} \quad (\text{Equation 4})$$

where SF_{OI} represents the carcinogenic potential of a specific TE or the ingestion cancer slope factor. This is a parameter used to estimate the probability of cancer development during an individual's lifetime based on exposure to a potential carcinogen over time (USEPA, 1986; 1989). As with RfD, not all TE have a SF_{OI} already defined. For this reason, the calculation of the CR will only be possible for TE in this study that have a scientifically established SF_{OI} , i.e. As, Cr, Ni and Pb (USEPA, 2022). The carcinogenic risk is considered unacceptable when the value of CR is greater than 1×10^{-4} , tolerable when the value is between 1×10^{-4} and 1×10^{-6} and non-significant when the value is less than 1×10^{-6} (Hu & *al.*, 2012).

Total cancer risk. In the same way as HI, which represents the sum of the HQs, the total cancer risk (TCR) can be calculated with the sum of the CR of each TE that got a defined carcinogenic potential and that are relative to the same matrice and the same category of individuals (USEPA, 1986) :

$$TCR = \sum CR \quad (\text{Equation 5})$$

The parameters and variables used in the calculation of the toxicological data (e.g. EDI, HQ and CR) are shown in **Table SI-4**.

2.3.4 Data treatment and statistical analysis

The map of the sampling sites was created with QGIS software (ESRI, US). Numerical data is shown in dry weight (dw) and presented as arithmetic mean (\pm standard deviation, SD). Normality (Shapiro-Wilk) and homogeneity of variance (Levene test) conditions were checked to determine whether parametric or non-parametric statistical tests are used. Kruskal-Wallis test followed by Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test, as a nonparametric approach to the one-way ANOVA, was applied to compare TE levels between different vegetables (carrots, tomatoes and lettuces) to provide information on the crop most contaminated in the study garden. The relationship between TE concentration and the distance or orientation (east vs west) of gardens related to the Horne Smelter were explored in lettuces and soils using regression analyses (after confirming necessary assumptions: normality and homogeneity of variance). For the significant relationships ($p < 0.05$),

equation and regression coefficient (R^2) are provided. Also, risk assessments have been performed with the formulas previously described in this *Material and method* section. *SigmaPlot* and *R* were used to perform statistical tests.

2.4 Results

2.4.1 Comparison between studied vegetables

The TE concentrations in the three collected vegetables greatly varied among the 20 sampled gardens. The TE bioaccumulation gradient (defined as ratio of $[TE]_{max}/[TE]_{min}$) for all TE included varied from 1.6 (Sr) to 241 804 (Cr) for lettuces, from 1.3 (Pr) to 1 587 (La) for carrots and from 3.1 (K) to 15 079 (Cr) for tomatoes (**Table SI-7**). These gradients showed a wide variation for TE historically associated with local mining activities, such as Cd (maximum - minimum concentrations in mg/kg dw (gradient); lettuces: 0.001-4.143 (4 143); carrots: 0.002-0.418 (264); tomatoes: 0.001-0.089 (89)), Pb (lettuces: 0.002-0.271 (135); carrots: 0.006-0.641 (65); tomatoes: 0.002-0.047 (24)) and Cu (lettuces: 0.1-6.0 (58); carrots: 0.1-7.1 (65); tomatoes: 0.2-1.4 (24)). In addition, the TE with the widest variations observed was for the unreported metals in the region and likely related to the smelter's electronic recycling activities, such as Cr (lettuces: 0.0001-24.2805 (241 804); carrots: 0.0001-0.0960 (960); tomatoes: 0.001-15.079 (15 079)), La (lettuces: 0.003-0.024 (8.0); carrots: 0.003-4.761 (1 587); tomatoes: 0.003-0.007 (89)) and Ba (lettuces: 0.09-4.70 (48); carrots: 0.1-5.1 (46); tomatoes: 0.001-0.599 (545)). With regards to REE, the greatest concentrations have been observed in carrots for La (4.8 mg/kg dw), Y (0.05 mg/kg dw), Ce (0.03 mg/kg dw) and Nd (0.02 mg/kg dw). Moreover, the levels of TE concentrations in the food showed significant differences between the different types of vegetables studied (leafy, fruit and root) for all of the elements analyzed (**Figure 4; Figure SI-2; Figure SI-3**), except for Cr, Fe, La, Mo, Ni and Sb. The TE concentrations measured are higher in lettuce than in carrots and tomatoes for some TE linked to Horne smelter's emissions (e.g., Cu, Zn, As, Cd) and for other essential TE (e.g., Mg, K, Ca, Mn, Co). Indeed, the concentration mean in leafy food for these elements was from 1.1 to 22 -fold higher than measurements in the other two vegetables. For Pb, another TE linked to mining activities, the lettuce concentration is similar to those measured in carrots and tomatoes, but carrot shows significantly higher levels than the fruit vegetable. A similar trend was observed for the concentrations of U. For other metals including some rare earth elements (i.e. Ce, Pr, Nd, Sm, Y),

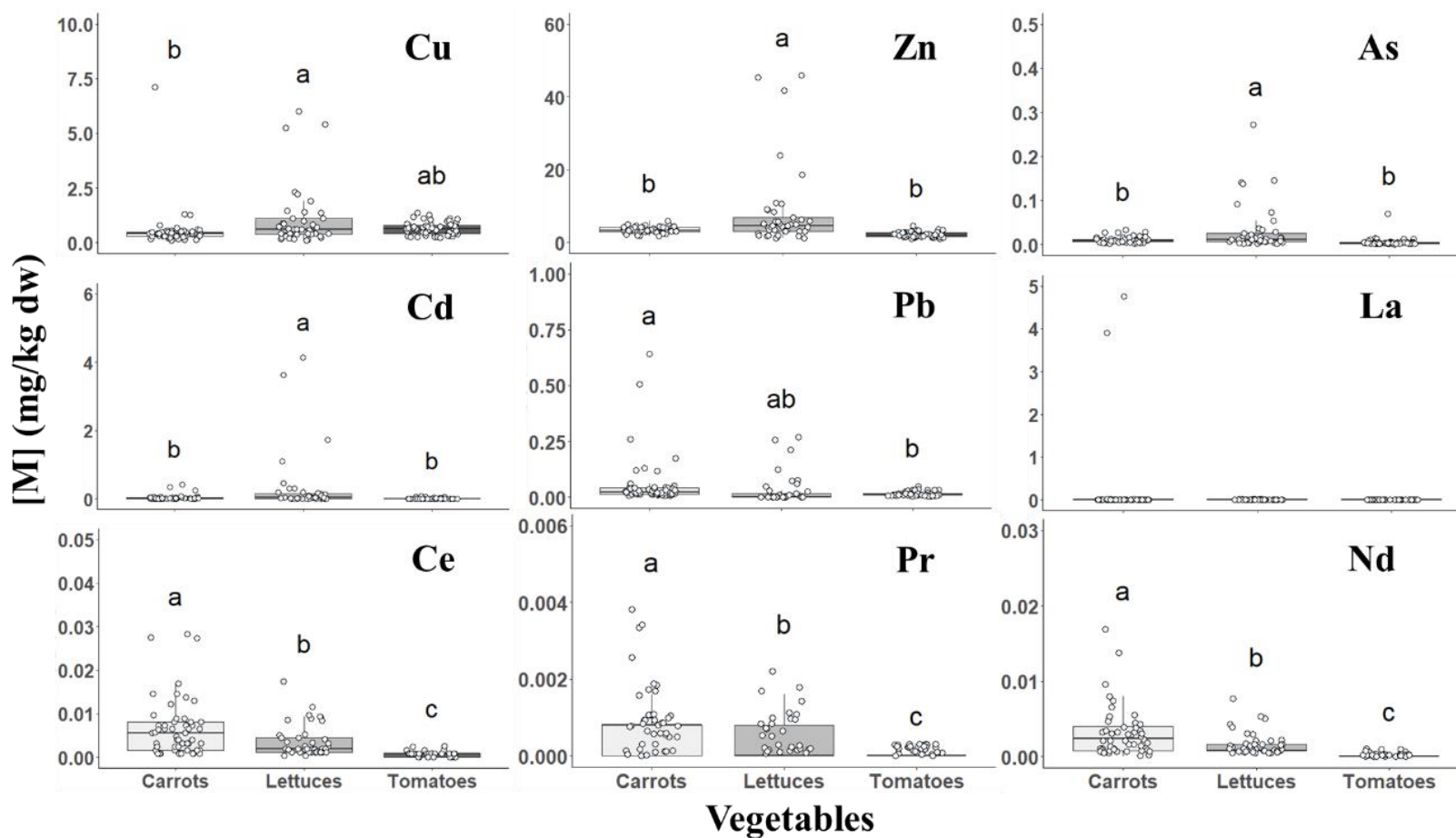


Figure 4. Concentrations (mg/kg dw, n = 42-54) of Cu, Zn, As, Cd, Pb, La, Ce, Pr and Nd in carrots, lettuces and tomatoes collected from Rouyn-Noranda's gardens. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) and similar letters or absence of letters show no differences (Kruskal-Wallis followed by Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test).

V, Sr and Tl, carrots show significantly higher levels than lettuces and tomatoes, from 1.1 to 42 - fold higher.

2.4.2 Relationship between metal contamination in sampled gardens and the distance

To assess the relationship between the TE levels in the sampled gardens and the distance from the smelter, lettuces (which had generally the highest spatial gradients in the foods studied) and soils were used (**Table SI-7**). Among the studied TE, high concentration gradients in soil were found in the following TE: Cr (5 420), Mo (200), Cd (198), Cu (149), Sb (99) and As (56) and low concentrations gradient for : Fe (9.5), Na (7.9), Ca (7.8), Sr (6.0), Ba (5.7) and Mg (5.6). The maximum concentrations measured in the soils for historically reported TE (Cu, Zn, As, Cd and Pb) are from 1.8 to 297 times higher than maximum levels of these same TE measured in lettuce, except for Cd where maximum content in lettuce is 2.1 -fold higher than in soil (**Figure 5**). The TE concentrations in lettuce or soils for Cu, Zn, As, Cd and Pb significantly decreased with the distances from the smelter in an exponential decay way. Relationship with the distance was also observed for some other TE (e.g. Na, Mg, Ca, Sc, Sb, Ba, Ce, Tl and U) (**Figure 6; Table SI-7**). Cerium was the only ETR member that reported at least one significant concentration-distance relationship (in lettuces).

To verify that the gap generated by the absence of gardens located between 8 and 23 km from the smelter does not influence the significance of the concentration-distance relationships, regressions were remade without including data from gardens located at more than 23 km. When examining these relationships, the association between TE concentration in lettuce or soil and the distance remained significant for all cases that were already significant ($p < 0.05$) (**Figure 5; Figure 6; Table SI-9; Table SI-10**). The R^2 and p-value remain generally similar to those generated by the regressions explored, including all sampled vegetable (from 0.5 to 26.3 km). In addition, the relationships of Pb levels in lettuce and Tl levels in soils with the distance, which were not significant when all samples were included ($p = 0.11$ and $p = 0.25$, respectively), became significant with only the samples collected within 8 km of the smelter ($p = 0.01$ and $p = 0.0001$, respectively).

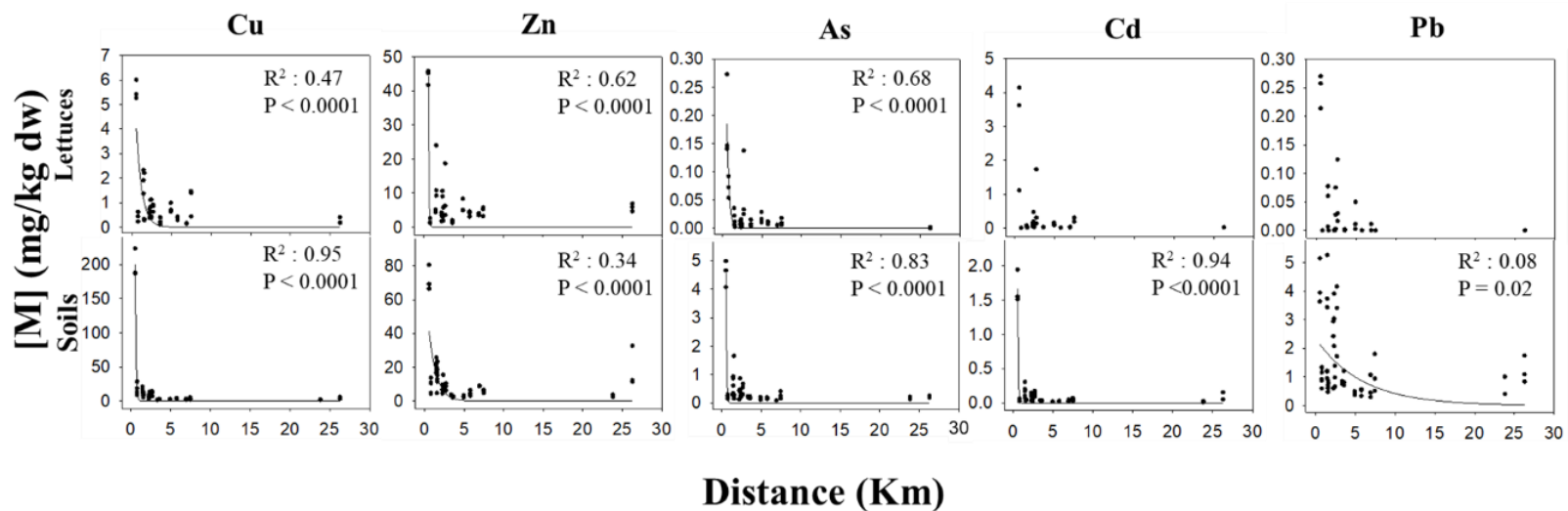


Figure 5. Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 42-60) of TE associated with local mining activities (Cu, Zn, As, Cd and Pb) in lettuces (upper panels) and soils (down panels) collected from Rouyn-Noranda's gardens and the distance from the smelter (km). R² and P are given only for the significant relationships.

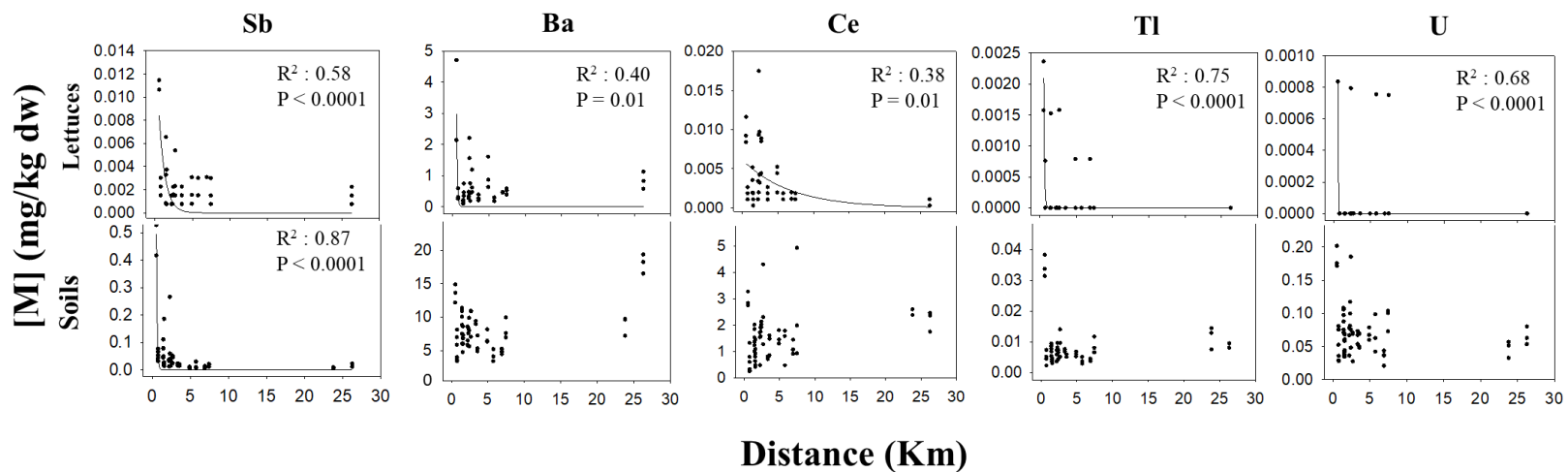


Figure 6. Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 42-60) of Sb, Ba, Tl, Ce and U in lettuces (upper panels) and soils (down panels) collected from Rouyn-Noranda's gardens and the distance from the smelter (km). The only significant relationship found was for Ce in lettuce. R² and P are also given.

Regarding gardens orientation for better understanding of the environmental TE dispersion, relationships between TE concentrations and the distance were also explored considering the spatial location of gardens in the west or in the east of the Horne smelter. The TE maximum levels in lettuce and soils sited in the west of the smelter are generally higher than those located in the east (direction of the prevailing winds), except for Ba (soils). Similar concentrations were found in both orientations for Pb (soils), for Ce (soils) and U (soils and lettuces). In addition, significant relationships between lettuce and soil TE levels and the distance regarding the spatial orientation (east and west) were consistently reported for Cu and As. In leafy and soil samples, the Zn and Tl concentration in gardens located in the west was significantly related to the distance from the smelter, but not at the east. Sb concentrations in soils were both (at west and at east) significantly linked to distance, but in lettuces only the western gardens showed significant relationship. Concentrations of Ba and Ce in lettuces were significantly decreasing as a function of the distance on only one side of the smelter (Ba at the west and Ce at the east). Non-significant relation was observed for Cd and Pb in lettuce in neither of the two orientations studied, while concentrations of both metals in soils decreased in an exponential way for both orientations (except Pb in gardens found in the west from the Horne smelter). No relationship was observed for U (**Figure 7; Figure 8; Figure 9; Figure 10**).

When examining these relationships without the gardens located at more than 8 km, the association between TE concentration in lettuce at the east of the smelter lost significance ($p > 0.05$) (**Figure 7; Figure 9; Table SI-11**). The vegetable gardens at the west of the smelter that provided lettuce samples were all already within 8 km of the smelter, so no changes were observed in this case. For the soils, the association between TE concentration and the distance remained significant for all cases that were already significant ($p < 0.05$), except for Ce (**Figure 8; Figure 10; Table SI-11**). For Zn concentrations in soils collected in the east of the smelter and for Pb, Ba and U levels in western gardens, where concentration-distance relationships were not significant while including all vegetable gardens ($p = 1.000$, $p = 0.054$, $p = 1.000$ and $p = 0.07$, respectively), such relationships became significant when examining only vegetable gardens located 8 km or less ($p = 0.001$, $p = 0.047$, $p = 0.03$ and $p = 0.01$, respectively).

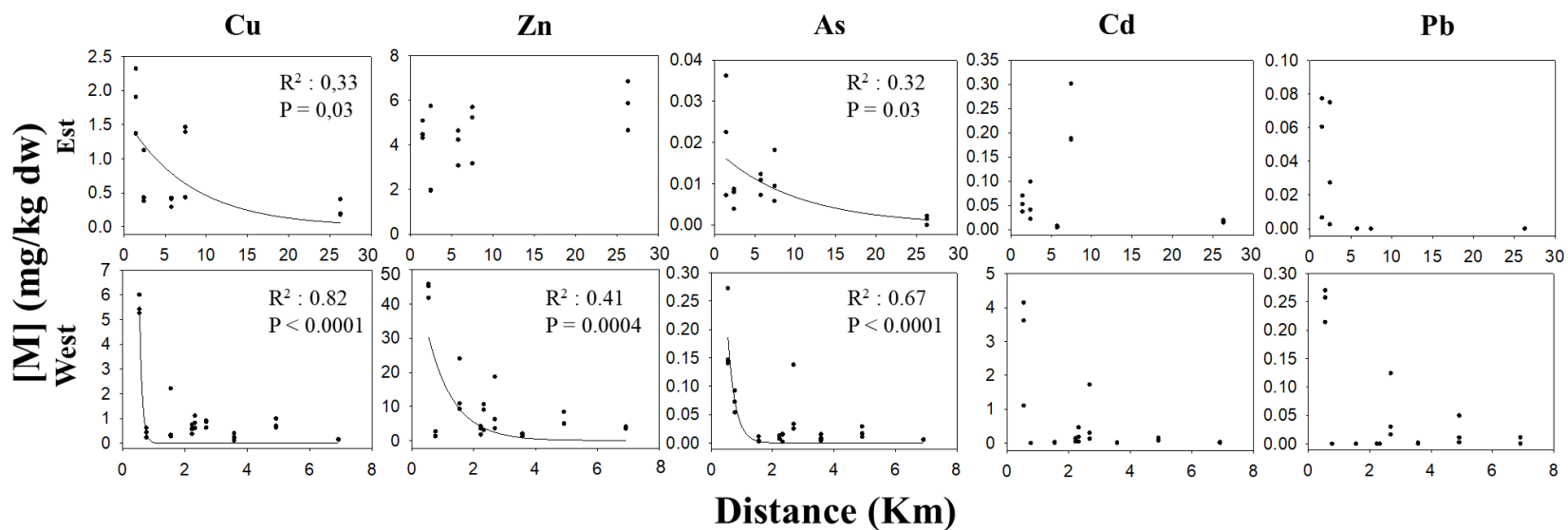


Figure 7. Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-26) of Cu, Zn, As, Cd and Pb in lettuces collected from Rouyn-Noranda's gardens located in the east (upper panels) and the west (down panels) and the distance from the smelter. R² and P are given only for the significant relationships.

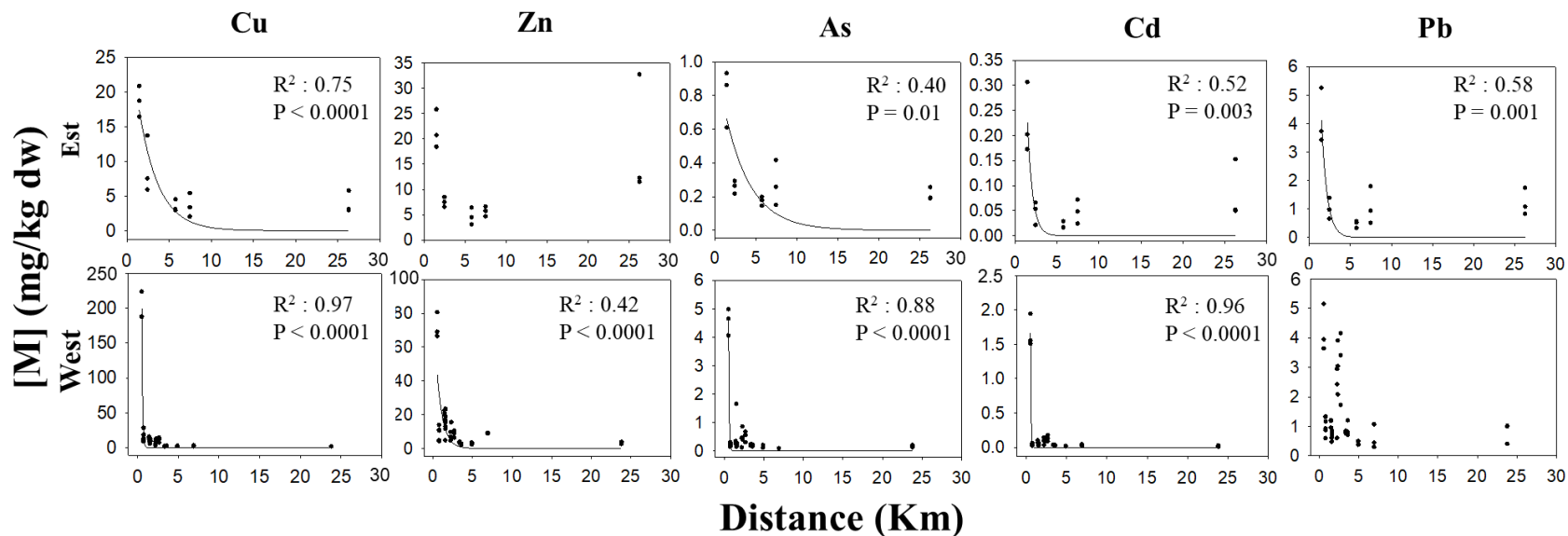


Figure 8. Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-46) of Cu, Zn, As, Cd and Pb in soils collected from Rouyn-Noranda's gardens located at east (upper panels) and west (down panels) of the smelter and the distance from the smelter (km). R² and P are given only for the significant relationships.

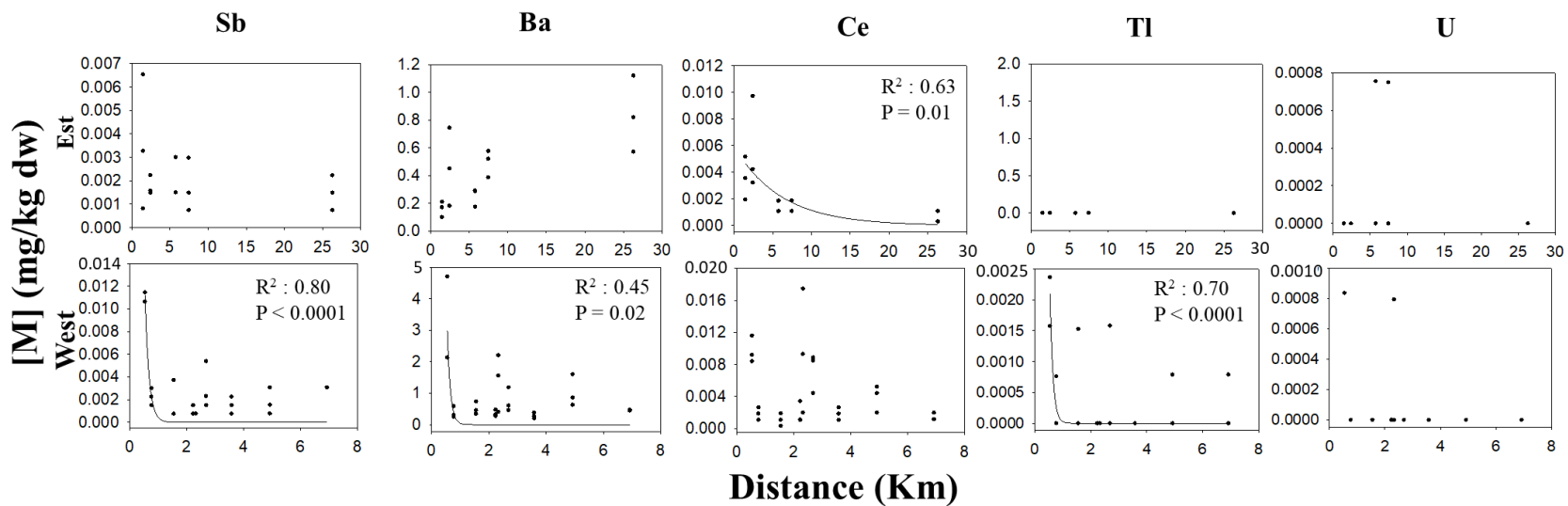


Figure 9. Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-26) of Sb, Ba, Ce, Tl and U in lettuces collected from Rouyn-Noranda's gardens located in the east (upper panels) and the west (down panels) and the distance from the smelter. R^2 and P are given only for the significant relationships.

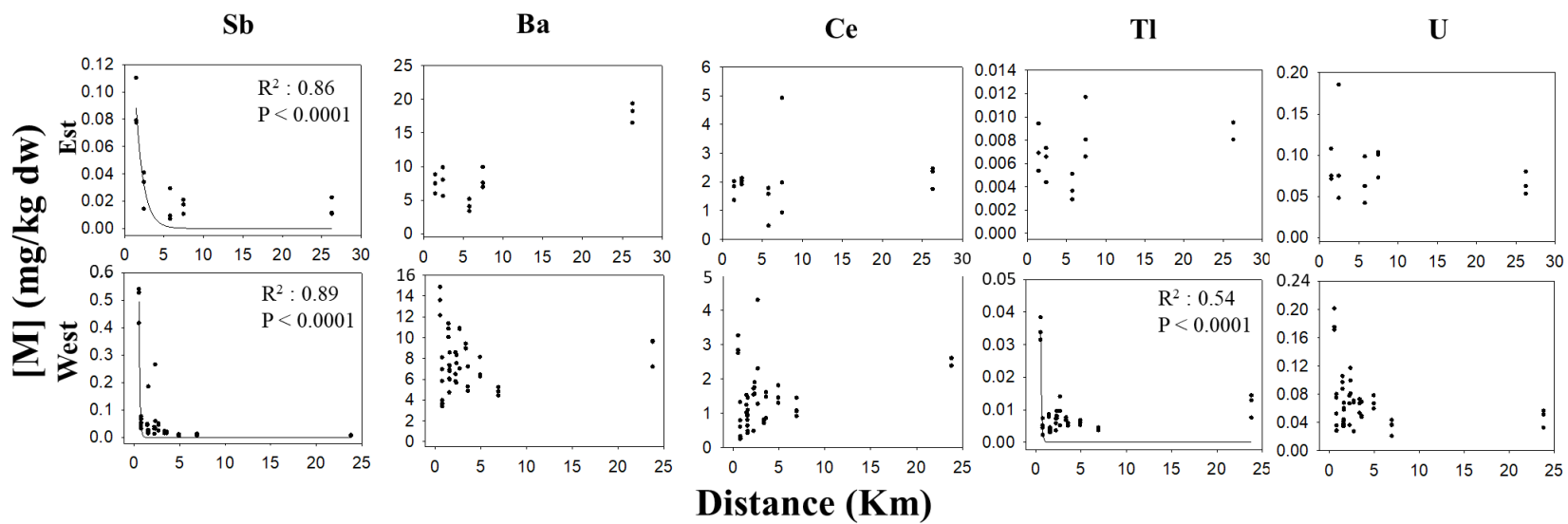


Figure 10. Relationship between concentrations (mg/kg dw, n = 15-46) of Sb, Ba, Ce, Tl and U in soils collected from Rouyn-Noranda's gardens located at east (upper panels) and west (down panels) of the smelter and the distance from the smelter (km). R^2 and P are given only for the significant relationships.

2.4.3 Risk assessment

The TE mean concentrations measured (used for the risk assessment analysis) in soils, tomatoes, carrots and lettuces (mg/kg dry weight) collected from Rouyn-Noranda gardens are presented in **Annexe A, Table SI-12**. For these estimations, the EDI of vegetables, the HQ and the HI calculated for men, women and children, depending on the number of persons in the household (1 or 2), are shown in **Table 2** and **Table 3**. The values are presented only for persons living alone or with a single other person to keep the results section simple, but it is possible to determine the risks for each category of persons in larger households by dividing the values in **Table 2** by the number of persons present in the household for adults and multiplying by two the values in **Table 3** and then dividing by the number of persons present in the household for the children. Mean TE concentrations (mg/kg dw) ranged from 0.0009 (Tl in carrots) to 17 (Fe in lettuces). EDI (mg/kg/day) ranged from 4.0×10^{-10} (Tl in lettuces for men living with one other person) to 1.5×10^{-3} (Fe in tomatoes for children between 1 and 3 years living with one adult). All HQ and HI values are below 1. HQ range from 1.1×10^{-6} (Sr in lettuces for men living with one other person) to 0.4 (lanthanum in carrots for children 1-3 years living with one adult) and HI range from 0.001 (lettuces for men and woman living with at least one other person) to 0.439 (carrots for children 1-3 years old living with one adult).

As noted in the *Material and method* section, CR were estimated using EDI data and oral cancer slope factor (SF_{OI}) (mg/kg/day) within *Equations 4* and *Equation 5*. The CR and TCR of Cd, Cr, Ni, As and Pb in tomatoes, carrots and lettuces collected from Rouyn-Noranda gardens are presented in **Table 4** and **Table 5**. The values presented also are only those for persons living alone or with a single other person. The calculations for determining the risks in larger households remain the same. According to the data, CR linked to the ingestion of carrots for all people categories that are living alone or with another person were indicated as present but tolerable (between 1×10^{-6} and 1×10^{-4}), mostly linked to the presence of As in this vegetables, but also Cr and Ni for children 1 to 3 years old living with an adult. The same thing is observed for tomato consumption, but this time, in addition to As, Ni also contributes greatly to the cancer risk and Cr a little for children aged 8 years and less living with an adult. Ingestion of lettuce by adults living alone and by children aged 13 years and less living with an adult showed tolerable cancer risk as well, primarily related to the presence of Ni. All other CR and TCR were rated as non-significant (less than 1×10^{-6}).

Table 2. EDI (mg/kg/day), HQ and HI related to garden's carrots, lettuces and tomatoes eaten by men and women that are living alone.

Vegetables	TE	Men		Women	
		EDI	HQ	EDI	HQ
Carrots	Cr	5.9E-07	0.0002	7.1E-07	0.0002
	Mn	5.1E-05	0.0004	6.2E-05	0.0004
	Fe	1.2E-04	0.0002	1.4E-04	0.0002
	Co	8.8E-08	0.0003	1.1E-07	0.0004
	Ni	2.6E-06	0.0001	3.2E-06	0.0002
	Cu	1.9E-05	0.0005	2.3E-05	0.0006
	Zn	1.2E-04	0.0004	1.4E-04	0.0005
	V	2.9E-07	0.00006	3.5E-07	0.00007
	Sr	5.8E-05	0.0001	7.0E-05	0.0001
	As	2.9E-07	0.001	3.5E-07	0.001
	Mo	5.9E-07	0.0001	7.1E-07	0.0001
	Cd	1.5E-06	0.001	1.8E-06	0.002
	Sb	2.9E-08	0.00007	3.5E-08	0.00009
	Ba	4.5E-05	0.0002	5.5E-05	0.0003
	La	5.9E-06	0.1	7.1E-06	0.1
	Tl	2.9E-08	0.001	3.5E-08	0.002
	Pb	2.1E-06	0.0006	2.5E-06	0.0007
		HI = 0.124		HI = 0.150	
Lettuces	Cr	1.6E-06	0.0005	1.8E-06	0.0006
	Mn	1.5E-05	0.0001	1.7E-05	0.0001
	Fe	2.9E-05	0.00004	3.3E-05	0.00005
	Co	1.2E-08	0.00004	1.4E-08	0.00005
	Ni	8.0E-08	0.000004	9.2E-08	0.000005
	Cu	2.6E-06	0.00006	2.9E-06	0.00007
	Zn	2.0E-05	0.00007	2.3E-05	0.00008
	V	1.2E-08	0.000002	1.4E-08	0.000003
	Sr	6.8E-07	0.000001	7.8E-07	0.000001
	As	8.0E-08	0.0003	9.2E-08	0.0003
	Mo	2.8E-07	0.00006	3.2E-07	0.00006
	Cd	8.0E-07	0.0008	9.2E-07	0.0009
	Sb	8.0E-09	0.00002	9.2E-09	0.00002
	Ba	1.8E-06	0.00001	2.1E-06	0.00001
	La	1.2E-08	0.0002	1.4E-08	0.0003
	Tl	8.0E-10	0.00004	9.2E-10	0.00005
	Pb	8.0E-08	0.00002	9.2E-08	0.00003
		HI = 0.002		HI = 0.003	
Tomatoes	Cr	3.0E-05	0.01	3.6E-05	0.01
	Mn	5.6E-05	0.0004	6.8E-05	0.0005
	Fe	4.2E-04	0.0006	5.0E-04	0.0007
	Co	1.7E-07	0.0006	2.1E-07	0.0007
	Ni	4.6E-06	0.0002	5.5E-06	0.0003
	Cu	3.7E-05	0.0009	4.4E-05	0.001
	Zn	1.2E-04	0.0004	1.5E-04	0.0005
	V	1.1E-07	0.00002	1.4E-07	0.00003
	Sr	2.3E-06	0.000004	2.7E-06	0.000005
	As	5.7E-07	0.002	6.8E-07	0.002
	Mo	3.4E-06	0.0007	4.1E-06	0.0008
	Cd	5.7E-07	0.0006	6.8E-07	0.0007
	Sb	1.7E-07	0.0004	2.1E-07	0.0005
	Ba	5.1E-06	0.00003	6.2E-06	0.00003
	La	5.7E-08	0.001	6.8E-08	0.001
	Tl	5.7E-09	0.0003	6.8E-09	0.0003
	Pb	1.1E-06	0.0003	1.4E-06	0.0004
		HI = 0.018		HI = 0.022	

Table 3. EDI (mg/kg/day), HQ and HI related to garden's carrots, lettuces and tomatoes eaten by men, women and children (14-18 years; 9-13 years; 4-8 years; 1-3 years) that are living with one other person.

Vegetables	TE	Men		Women		Children 14-18 years		Children 9-13 years		Children 4-8 years		Children 1-3 years	
		EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ
Carrots	Cr	2.9E-07	0.0001	3.5E-07	0.0001	4.1E-07	0.0001	6.7E-07	0.0002	1.1E-06	0.0004	2.1E-06	0.0007
	Mn	2.6E-05	0.0002	3.1E-05	0.0002	3.6E-05	0.0003	5.9E-05	0.0004	9.6E-05	0.0007	1.8E-04	0.001
	Fe	5.9E-05	0.00008	7.1E-05	0.0001	8.2E-05	0.0001	1.3E-04	0.0002	2.2E-04	0.0003	4.1E-04	0.0006
	Co	4.4E-08	0.0001	5.3E-08	0.0002	6.1E-08	0.0002	1.0E-07	0.0003	1.6E-07	0.0005	3.1E-07	0.001
	Ni	1.3E-06	0.00007	1.6E-06	0.00008	1.8E-06	0.00009	3.0E-06	0.0002	4.9E-06	0.0002	9.3E-06	0.0005
	Cu	9.7E-06	0.0002	1.2E-05	0.0003	1.3E-05	0.0003	2.2E-05	0.0006	3.6E-05	0.0009	6.8E-05	0.002
	Zn	6.0E-05	0.0002	7.2E-05	0.0002	8.3E-05	0.0003	1.4E-04	0.0005	2.2E-04	0.0007	4.2E-04	0.001
	V	1.5E-07	0.00003	1.8E-07	0.00004	2.0E-07	0.00004	3.3E-07	0.00007	5.5E-07	0.0001	1.0E-06	0.0002
	Sr	2.9E-05	0.00005	3.5E-05	0.00006	4.1E-05	0.00007	6.7E-05	0.0001	1.1E-04	0.0002	2.1E-04	0.0003
	As	1.5E-07	0.0005	1.8E-07	0.0006	2.0E-07	0.0007	3.3E-07	0.001	5.5E-07	0.002	1.0E-06	0.003
	Mo	2.9E-07	0.00006	3.5E-07	0.00007	4.1E-07	0.00008	6.7E-07	0.0001	1.1E-06	0.0002	2.1E-06	0.0004
	Cd	7.3E-07	0.0007	8.8E-07	0.0009	1.0E-06	0.001	1.7E-06	0.002	2.7E-06	0.003	5.2E-06	0.005
	Sb	1.5E-08	0.00004	1.8E-08	0.00004	2.0E-08	0.00005	3.3E-08	0.00008	5.5E-08	0.0001	1.0E-07	0.0003
	Ba	2.3E-05	0.0001	2.7E-05	0.0001	3.2E-05	0.0002	5.2E-05	0.0003	8.5E-05	0.0004	1.6E-04	0.0008
	La	2.9E-06	0.06	3.5E-06	0.07	4.1E-06	0.08	6.7E-06	0.1	1.1E-05	0.2	2.1E-05	0.4
	Tl	1.5E-08	0.0007	1.8E-08	0.0009	2.0E-08	0.001	3.3E-08	0.002	5.5E-08	0.003	1.0E-07	0.005
	Pb	1.0E-06	0.0003	1.2E-06	0.0004	1.4E-06	0.0004	2.3E-06	0.0007	3.8E-06	0.001	7.3E-06	0.002
		HI = 0.062		HI = 0.075		HI = 0.087		HI = 0.142		HI = 0.233		HI = 0.439	
Lettuces	Cr	8.0E-07	0.0003	9.2E-07	0.0003	1.1E-06	0.0004	1.9E-06	0.0006	2.9E-06	0.001	5.3E-06	0.002
	Mn	7.4E-06	0.00005	8.5E-06	0.00006	1.1E-05	0.0001	1.7E-05	0.0001	2.6E-05	0.0002	4.9E-05	0.0003
	Fe	1.4E-05	0.00002	1.6E-05	0.00002	2.0E-05	0.00003	3.3E-05	0.00005	5.1E-05	0.0001	9.4E-05	0.0001
	Co	6.0E-09	0.00002	6.9E-09	0.00002	8.6E-09	0.00003	1.4E-08	0.00005	2.1E-08	0.0001	4.0E-08	0.0001
	Ni	4.0E-08	0.000002	4.6E-08	0.000002	5.7E-08	0.000003	9.3E-08	0.000005	1.4E-07	0.00001	2.6E-07	0.00001
	Cu	1.3E-06	0.00003	1.5E-06	0.00004	1.8E-06	0.00005	3.0E-06	0.0001	4.6E-06	0.0001	8.5E-06	0.0002
	Zn	1.0E-05	0.00003	1.1E-05	0.00004	1.4E-05	0.00005	2.3E-05	0.0001	3.6E-05	0.0001	6.6E-05	0.0002
	V	6.0E-09	0.000001	6.9E-09	0.000001	8.6E-09	0.000002	1.4E-08	0.000003	2.1E-08	0.000004	4.0E-08	0.00001
	Sr	3.4E-07	0.000001	3.9E-07	0.000001	4.9E-07	0.000001	7.9E-07	0.000001	1.2E-06	0.000002	2.3E-06	0.000004
	As	4.0E-08	0.0001	4.6E-08	0.0002	5.7E-08	0.0002	9.3E-08	0.0003	1.4E-07	0.0005	2.6E-07	0.0009
	Mo	1.4E-07	0.00003	1.6E-07	0.00003	2.0E-07	0.00004	3.3E-07	0.00007	5.0E-07	0.0001	9.3E-07	0.0002
	Cd	4.0E-07	0.0004	4.6E-07	0.0005	5.7E-07	0.001	9.3E-07	0.001	1.4E-06	0.001	2.6E-06	0.003
	Sb	4.0E-09	0.00001	4.6E-09	0.00001	5.7E-09	0.00001	9.3E-09	0.00002	1.4E-08	0.00004	2.6E-08	0.00007
	Ba	9.0E-07	0.000005	1.0E-06	0.00001	1.3E-06	0.00001	2.1E-06	0.00001	3.2E-06	0.00002	6.0E-06	0.00003
	La	6.0E-09	0.0001	6.9E-09	0.0001	8.6E-09	0.0002	1.4E-08	0.0003	2.1E-08	0.0004	4.0E-08	0.0008
	Tl	4.0E-10	0.00002	4.6E-10	0.00002	5.7E-10	0.00003	9.3E-10	0.00005	1.4E-09	0.00007	2.6E-09	0.0001
	Pb	4.0E-08	0.00001	4.6E-08	0.00001	5.7E-08	0.00002	9.3E-08	0.00003	1.4E-07	0.00004	2.6E-07	0.0001
		HI = 0.001		HI = 0.001		HI = 0.002		HI = 0.003		HI = 0.004		HI = 0.008	

Table 3. (Continuity)

Vegetables	TE	Men		Women		Children 14-18 years		Children 9-13 years		Children 4-8 years		Children 1-3 years	
		EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ	EDI	HQ
Tomatoes	Cr	1.5E-05	0.005	1.8E-05	0.0059	2.1E-05	0.007	3.5E-05	0.01	5.6E-05	0.02	1.1E-04	0.04
	Mn	2.8E-05	0.0002	3.4E-05	0.0002	4.0E-05	0.0003	6.6E-05	0.0005	1.1E-04	0.0008	2.0E-04	0.001
	Fe	2.1E-04	0.0003	2.5E-04	0.0004	2.9E-04	0.0004	4.9E-04	0.0007	7.9E-04	0.001	1.5E-03	0.002
	Co	8.6E-08	0.0003	1.0E-07	0.0003	1.2E-07	0.0004	2.0E-07	0.0007	3.2E-07	0.001	6.1E-07	0.002
	Ni	2.3E-06	0.0001	2.7E-06	0.0001	3.2E-06	0.0002	5.3E-06	0.0003	8.7E-06	0.0004	1.6E-05	0.001
	Cu	1.8E-05	0.0005	2.2E-05	0.0005	2.6E-05	0.0006	4.3E-05	0.001	6.9E-05	0.002	1.3E-04	0.003
	Zn	6.2E-05	0.0002	7.5E-05	0.0002	8.8E-05	0.0003	1.5E-04	0.0005	2.4E-04	0.0008	4.5E-04	0.001
	V	5.7E-08	0.00001	6.8E-08	0.00001	8.0E-08	0.00002	1.3E-07	0.00003	2.2E-07	0.00004	4.1E-07	0.00008
	Sr	1.1E-06	0.000002	1.4E-06	0.000002	1.6E-06	0.000003	2.7E-06	0.000004	4.3E-06	0.00001	8.1E-06	0.00001
	As	2.9E-07	0.0010	3.4E-07	0.001	4.0E-07	0.001	6.6E-07	0.002	1.1E-06	0.004	2.0E-06	0.007
	Mo	1.7E-06	0.0003	2.1E-06	0.0004	2.4E-06	0.0005	4.0E-06	0.0008	6.5E-06	0.001	1.2E-05	0.00244
	Cd	2.9E-07	0.0003	3.4E-07	0.0003	4.0E-07	0.0004	6.6E-07	0.001	1.1E-06	0.001	2.0E-06	0.002
	Sb	8.6E-08	0.0002	1.0E-07	0.0003	1.2E-07	0.0003	2.0E-07	0.0005	3.2E-07	0.0008	6.1E-07	0.00152
	Ba	2.6E-06	0.00001	3.1E-06	0.00002	3.6E-06	0.00002	6.0E-06	0.00003	9.7E-06	0.00005	1.8E-05	0.0001
	La	2.9E-08	0.0006	3.4E-08	0.0007	4.0E-08	0.0008	6.6E-08	0.001	1.1E-07	0.002	2.0E-07	0.00
	Tl	2.9E-09	0.0001	3.4E-09	0.0002	4.0E-09	0.0002	6.6E-09	0.0003	1.1E-08	0.001	2.0E-08	0.001
	Pb	5.7E-07	0.0002	6.8E-07	0.0002	8.0E-07	0.0002	1.3E-06	0.0004	2.2E-06	0.0006	4.1E-06	0.0012
		HI = 0.009		HI = 0.011		HI = 0.013		HI = 0.021		HI = 0.035		HI = 0.066	

Table 4. CR and TCR of Cd, Cr, Ni, As and Pb for consumption of carrots, lettuces and tomatoes from local gardens by men and women that are living alone.¹

Vegetables	TE	Men	Women
Carrots	Cr	4.4E-07	5.3E-07
	Ni	3.0E-07	3.6E-07
	As	4.4E-06	5.4E-06
	Pb	1.8E-08	2.1E-08
	TCR	5.2E-06	6.3E-06
Lettuces	Cr	1.2E-07	1.4E-07
	Ni	8.0E-07	9.0E-07
	As	1.4E-07	1.6E-07
	Pb	6.8E-10	7.8E-10
	TCR	1.1E-06	1.2E-06
Tomatoes	Cr	8.6E-07	1.0E-06
	Ni	1.5E-05	1.8E-05
	As	7.8E-06	9.4E-06
	Pb	9.4E-09	1.2E-08
	TCR	2.4E-05	2.8E-05

¹Orange cases shows tolerable CR.

Table 5. CR and TCR of Cd, Cr, Ni, As and Pb for consumption of carrots, lettuces and tomatoes from local gardens by men, women and children that are living with one other person.¹

Vegetables	TE	Men	Women	Children 14-18	Children 9-13	Children 4-8	Children 1-3
Carrots	Cr	2.2E-07	2.6E-07	3.0E-07	5.0E-07	8.3E-07	1.5E-06
	Ni	1.5E-07	1.8E-07	2.1E-07	3.4E-07	5.5E-07	1.1E-06
	As	2.2E-06	2.7E-06	3.1E-06	5.1E-06	8.3E-06	1.6E-05
	Pb	8.9E-09	1.1E-08	1.2E-08	2.0E-08	3.2E-08	6.2E-08
	TCR	2.6E-06	3.2E-06	3.6E-06	5.9E-06	9.7E-06	1.8E-05
Lettuces	Cr	6.0E-08	6.9E-08	8.6E-08	1.4E-07	2.1E-07	3.9E-07
	Ni	4.0E-07	4.5E-07	5.5E-07	9.5E-07	1.5E-06	2.7E-06
	As	6.8E-08	7.8E-08	9.7E-08	1.6E-07	2.4E-07	4.4E-07
	Pb	3.4E-10	3.9E-10	4.8E-10	7.9E-10	1.2E-09	2.2E-09
	TCR	5.3E-07	6.0E-07	7.3E-07	1.2E-06	1.9E-06	3.5E-06
Tomatoes	Cr	4.3E-07	5.1E-07	6.0E-07	9.9E-07	1.7E-06	3.0E-06
	Ni	7.5E-06	9.0E-06	1.1E-05	1.8E-05	2.8E-05	5.5E-05
	As	3.9E-06	4.7E-06	5.4E-06	9.0E-06	1.5E-05	2.7E-05
	Pb	4.7E-09	6.0E-09	6.8E-09	1.1E-08	1.9E-08	3.5E-08
	TCR	1.2E-05	1.4E-05	1.7E-05	2.8E-05	4.4E-05	8.5E-05

¹Orange cases shows tolerable CR.

2.5 Discussion

This study shows a comparison between the TE content of three different types of vegetables (root, leaf and fruit) grown in urban vegetable gardens in the Rouyn-Noranda mining region, the differences in TE concentration relative to the distance and spatial positioning relative to the Horne smelter as well as and the estimated toxic and carcinogenic risks related to the consumption of these foods.

2.5.1 Comparison among vegetables

TE concentrations measured among the three vegetables studied (leaf, fruit and root) collected from the 20 gardens located in Rouyn-Noranda showed significant differences, where lettuce exhibited higher TE contamination compared to carrots and tomatoes, as expected. The TE levels in lettuces showed higher bioaccumulation gradients than those estimated for the other two foods. These results could be an indication that lettuces are more able to reflect the environmental TE contamination in the region, already reported in nearby aquatic and terrestrial ecosystems (Dupont, 2023; Richard-Henderson, 2024), than carrots and tomatoes cultivated in these local gardens. The difference observed in terms of gradient was more pronounced for some of the TE that could be associated with local e-waste recycling activities carried out in the Horne Smelter, such as Cr, La and Ba. As well, TE associated with historical mining activities in the region also showed relevant bioaccumulation gradients, which also supports the idea of lettuces as better indicators of local metal contamination. In addition to the environmental variation observed, lettuce showed higher levels of Cu, Zn, As and Cd than carrots and tomatoes. Indeed, the results of the contents in lettuce were almost 2 times and 4 times greater in lettuce than tomato for Cu and Zn, respectively, and 3 times and 7 times greater than carrot for As and Cd, respectively. In addition to these non-essential TE, lettuce also appears to accumulate more essential TE, such as Mg, K, Ca, Mn and Co, which brings to mind the benefit linked to the consumption of this food for human health (Zoroddu & *al.*, 2019).

The higher TE concentration observed in leafy foods compared to fruit and root foods is consistent with previous studies regarding TE contaminations in locations nearby to human-related activities including mining and smelting operations. For example, Gagné (1992) also showed significant differences in Cd concentration in lettuce than in carrots and tomatoes collected from

20 gardens in the Notre-Dame district located 1 km away from the Horne smelter in the 90's. Zhou & al. (2016) also showed that leafy vegetables collected in farmland soils in Shizhuyuan area in China had higher concentrations of Cu, Cd, As, Zn and Pb than root vegetables and solanaceous vegetables grown at the same place. Moreover, according to the results of Tahir & al. (2022) study, leafy vegetables harvested in Siran Valley, Mansehra District (North Pakistan), had accumulated higher concentrations of Cd, As and Cr than root and fruit vegetables. The higher ability for TE accumulation of leafy vegetables could be due to the large area of leaf contact of leafy foods with the atmosphere (where the atmospheric emissions are). Since foliar exposure has been already identified as the primary route of TE uptake and bioaccumulation in plants (Beausoleil & Price 2010; Gagné, 1992; Schreck & al., 2014), the highest concentrations are expected to be found in such plants than in fruit or root vegetables. When comparing TE bioaccumulation among different plants, the metabolic differences between them cannot be excluded, as proposed by Ge & al. (2000). In this regard, leaves as the main part of plants used for photosynthesis could possibly generate the strong ability for the accumulation of TE (high transpiration results in higher metal mass flowing to the leaves) (Marchiol & al., 2004; Perfus-Barbeoch & al., 2002; Zhou & al., 2013). In addition, the general low morphology of leafy vegetables makes them more prone to soil contamination, as their leaves are closer to the ground than other types of vegetables (Zhou & al., 2016).

For Pb, Ce, Pr, Nd, Y, Sm, V, Sr and Tl, carrots showed significantly higher levels than lettuce and tomatoes, except for Pb where only tomatoes were significantly lower than carrots. Although these results seem contrary to what is generally discussed in previous studies, it is not uncommon to observe more pronounced contamination in the roots than in the leaves or fruits of a plant (Arslan Topal & al., 2022; Bagatto & Shorthouse, 1991; El Kheir & al., 2008; Hadayat & al., 2018; Manea & al., 2020; Pendergrass & Butcher, 2005; Shi & al., 2022). For instance, Manea & al. (2020) showed that carrot and parsley roots collected within the Banat area of Southern Carpathians in Romania accumulated more metals (Ni, Cd, Pb, Fe, Mn, Zn and Cu) than their leaves. In addition, Arslan Topal & al. (2022) showed that concentrations of Mn, Cr, Cu, Ni and Pb measured in 12 tomato plants grown in the effluent discharge area of a municipal wastewater treatment plant in Turkey follow the following contamination order: roots > leaves > stems > fruits. Also, the accumulation of Ni and Cu in different parts of 30 lowbush blueberry (*Vaccinium*

angustifolium) collected between 6 and 74 km northwest of an ore smelter in Sudbury (Ontario, Canada), revealed that the roots of the plant had the highest metal concentration, followed by stems, leaves and fruits (Bagatto & Shorthouse, 1991). Also, V and REE (Ce, Pr, Nd, Y and Sm) seem particularly prone to accumulation in the roots (Chen & *al.*, 2021; Fiket & Medunić, 2023; Kuang & Deng, 1981; Li & *al.*; 1998; Roychoudhury, 2020; Saco & *al.*, 2013; Shi & *al.*, 2022; Wen & *al.*, 2015; Wu & *al.*, 2022; Yang & *al.*, 2011). A study by Yang & *al.* (2011) showed that the roots of 94 potted alfalfa plants in soil contaminated with Cd and V had on average higher V absorption than their aerial parts. Another study involving 20 plants (garlic, radicchio, onion, lettuce, parsley and fennel) collected in private gardens or residents of the Istrian peninsula, Croatia, in which the sum of 15 REE (Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb and Lu) was measured, showed a higher bioaccumulation factor for roots, followed by leaves, stems and bulbs (Fiket & Mendunic 2023).

Comparing TE concentrations with other regions, our results are somewhat lower than those reported in mining-impacted sites (Basha & *al.*, 2014; Orisakwe & *al.*, 2018; Sipter & *al.*, 2008; Zhuang & *al.*, 2009a). For example, for Fe and Zn, all comparisons with other studies showed values higher than those reported in this study. The Fe levels in the comparative studies were 9 to 24 times higher and Zn levels were 6 to 36 times higher (Badilla-Ohlbaum & *al.*, 2001, Basha & *al.*, 2014; Cobb & *al.*, 2000; Orisakwe & *al.*, 2018). Only four exceptions out of 91 comparisons showed equal or lower levels (Basha & *al.*, 2014; Cobb & *al.*, 2000; Zhuang & *al.* 2009a). For example, the Cd content measured in Basha & *al.* (2014) tomatoes in India was equivalent to the content measured in Rouyn-Noranda tomatoes (0.02 mg/kg dry weight). Another example identified was the Cr levels measured in tomatoes by Zhuang & *al.* (2009a) in China, where such concentrations are lower than those obtained in this study. Also, tomatoes from Zhuang & *al.* (2009a) had an average Cr content of 0.1 mg/kg dw, compared to 0.5 mg/kg dw in tomatoes from Rouyn-Noranda. However, almost 96% of the comparisons made showed that the metal values in foods in this study were lower. In addition, the results obtained were also lower than those obtained in a 1992 study on Cd content in fruits and vegetables in the Rouyn-Noranda region (Gagné, 1992). The Cd concentration in the present study is 175 times lower in carrots, 21 times in lettuce and 20 times in tomatoes than those values reported 30 years earlier. This observation could certainly be related to the decrease in atmospheric Cd releases from the Horne smelter of about 80% since the

early 1990s (NPRI, 2023). Levels of Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn measured in this study were also compared with maximum permissible values (VMP) in foods provided by FAO/WHO. All levels observed in the study results were below VMP, in line with initial expectations (**Table SI-13**). Only these levels could be compared, since there are VMP available only for these metallic elements, in addition to mercury that was not analyzed in this study (FAO, 2009; WHO 1989).

2.5.2 Soils contamination

The concentration of As, Cd, Cu, Cr, Co, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn in the soils of the vegetable gardens of Rouyn-Noranda were generally lower than the contents recorded in the soils of other mining regions around the world (**Table SI-8**). In addition, the levels observed in studies previously carried out in the Rouyn-Noranda region also show higher concentrations than the present study, apart from Cu for which the study by Bilodeau (2019) had recorded a higher content average of 2.2 mg/kg dw, compared to 17.4 mg/kg dw in the present study. However, all the values obtained are below the VMP of the *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* of the *Gouvernement du Québec* (RPRT, 2011).

Results showed that TE levels in soils are generally higher than in lettuce, except for Cd, which are more accumulated in lettuce than in soils. It is common to observe that TE concentrations in soils are higher than those found in foods grown in contaminated soils (Fiket & Medunić, 2023; Finster & al., 2004; Hamiani & al., 2013; Yankov & Tahsin, 2001). In a study with a large variety of fruits and vegetables grown in contaminated soils in Chicago, Finster & al. (2004) reported that root and shoot concentration of Pb had a median value of respectively 12% and 2% of soil lead. Regarding Cd, it seems that lettuce is particularly accumulative of this metal. Yazdi & al. (2019) showed that the lettuce leaf (*Lactuca sativa* Linn.) bioaccumulation factor (ratio of the TE content in the leaves of the plant to that of the soil in which it grows) for cadmium was greater than 1, suggesting that Cd is largely bioaccumulated in lettuce leaves (Alam & al., 2023). The transfer factor between lettuce roots and leaves was also explored by Dala-Paula & al. (2018), indicating that the Cd transfer factor in lettuce is relatively high compared to the factor estimated for other metals, such as Cu and Pb (El Kheir & al., 2008). Although lettuce does not accumulate more Cd than is already present in the soil in all cases (Cobb & al., 2000; Dala-Paula & al., 2018), it is possible to suspect that physicochemical differences in the soil may easily influence the

bioavailability of Cd and thus its proportion of uptake by lettuce compared to the amounts present in the soil (Ali & *al.*, 2022; Mensah & *al.*, 2009; Tremel-Schaub & Feix, 2005; Yankov & Tahsin, 2001; Zhang & *al.*, 2020). Unfortunately, these parameters, which could help understand this specific behavior of Cd, were not considered in the context of this study.

2.5.3 Distance and orientation from the smelter

As anticipated, decreasing exponential relationships as a function of distance from the smelter were observed in soils or in lettuces for Cu, Zn, As, Pb and Cd as well as for some other TE (Na, Mg, Ca, Sc, Sb, Ba, Ce, Tl and U). Such relationships remained significant when excluding gardens located at more than 20 km (apart from Ce in lettuces), which is a strong indication of the advantages of using this compartment to assess the metal contamination around the Horne Smelter and the linked of this contamination with the smelter as main sources of the elements reported. These results are comparable to those obtained by similar studies (Akber & *al.*, 2019; Aznar & *al.*, 2008; Bagatto & Shorthouse, 1991; Elloumi & *al.*, 2003; Li & *al.*, 2016; Schwartz & *al.*, 2013; Telmer & *al.*, 2006; Zhou & *al.*, 2023). For example, Li & *al.* (2016) showed that TE concentrations (Tl, Cu, Zn, In, Sb, Pb, As and Cd) in surface soil samples collected within the first 100 metres around a smelter, in China, are especially high and then decrease markedly as a function of distance. Similarly, Akber & *al.* (2019) observed a decreasing of Pb, As and Zn concentrations with the distance including 81 surface soil samples collected around five smelters from Khulna district in Bangladesh. Moreover, Elloumi & *al.* (2003) and Zhou & *al.* (2023) also showed that the spatial distribution and accumulation of TE in plants are directly related to the distance from the emitting source, as well as the direction of the wind. In Rouyn-Noranda, a recent study also showed similar exponential decay relationships when metal contamination in passive air samples, lichens and spiders were plotted with the distance of the Horne smelter (Dupont, 2023). It is important to point out that such type of regressions is indicative of an only and one emission source in the region. However, more research regarding isotopic signatures of TE analyzed here is required to confirm to what extent the metal contamination observed in urban gardens is from anthropogenic or natural sources (Fekiacova & *al.*, 2015).

The relationship between TE concentrations and distance was also explored as a function of the orientation of the vegetable garden relative to the smelter (east vs west). Similar to previous

comparisons, significant relationship is observed in both orientations for Cu and As in lettuce and soil, as well as for Cd, but only in soil. These results are consistent with the literature indicating that proximity to metallurgical plants, mining operations or other polluting facilities results in increased atmospheric contamination (Baize & *al.*, 2001; Schwartz, 2013). Although wind is a key vector for the dispersion of pollutants, contamination, both in the west and in the east, is expected to be more pronounced in the vicinity of the smelter, regardless of the direction of the prevailing winds (Rahmani & Kerchiche, 2013; Yankov & Tahsin, 2001). For Zn, Ba, Ce, Pb and Tl, the decreasing exponential relationship between metal levels and the distance from the smelter is significant only on one side of the smelter (the west for Ba, Zn and Tl and the east for Ce and Pb). Sb concentrations in soils were both (at west and at east) significantly related to distance, but for lettuces only the west samples showed relationship significance. These results could be explained by the variation in winds (Yankov & Tahsin, 2001). Indeed, the direction, frequency, strength and direction of the wind are not constant. Air turbulence and periods of absence of wind influence the dispersion of contaminants in the environment, and thus the contamination eventually found at the soil level (Li & *al.*, 2017; Yankov & Tahsin, 2001; Zhou & *al.*, 2023). These variations could potentially lead to these spatial differences in TE contamination. As a result, the observed inconsistencies in the results from these results could reflect these natural inconsistencies. In addition, the interparticipant variations of cultural practices (regime and source of irrigation water, cultivation in soil or above ground, use of inputs or mulch, etc.) and the localization of the vegetable garden in the yard (some of the vegetable gardens were potentially more protected from atmospheric fallout, for example by the presence of a cedar hedge) are uncontrolled factors that can influence the degree of soil contamination and bioaccumulation in food (Andleeb & *al.*, 2023; Filip, 2017; Finster & *al.*, 2004; Hussain, M. I. & Qureshi, 2020; Witzling & *al.*, 2011; Wong & Tornton, 2004). These factors may also contribute to the creation of inconsistencies in the observed results.

In general, the maximum TE levels of soil and lettuce samples collected at the west of the smelter was 2 to 14 times higher than those located at east of the smelter, except for Pb (soils), Ce (soils) and U (lettuces and soils), for which the levels were similar on either side, and Ba (soils), for which the maximum levels are higher in the east. However, the slope of the curve was much steeper for the samples on the west gardens than east ones, which makes the initial values decrease

rapidly and join the values found on the east side within the first three kilometers. Considering the literature indicating that winds direct contaminant fallout and the fact that the prevailing winds in the region originate from the west and move eastward, results are opposite to what it was expected to be and previously demonstrated in the region (the east of the smelter is commonly more contaminated than the west) (Bonham-Carter & *al.*, 2006; Li & *al.*, 2017; Rahmani & Kerchiche, 2013; Zhou & *al.*, 2023). This observation could probably be explained by fugitive sources from the smelter (Bovington, 1987; CEPA, 2001; Newhook & *al.*, 2003; Zeinab & *al.*, 2014). These non-intentional emissions from metallurgical plants can be released into the atmosphere via exhaust through filters, during production, concentrate handling and converter loading, as well as when gusts of wind blow over concentrate storage piles. Usually in the form of coarse particles, they can then be deposited on nearby soils and foods growing there (CEPA, 2001; Zeinab & *al.*, 2014). For that reason, such fugitive sources that remain close to the smelter cannot be ignored as potential emission in the vegetable gardens close to the smelter. More studies addressing the estimation and the impact of such sources are critical to better assess the environmental impact of such mining activities.

2.5.4 Health risks

Since all HQ and HI were smaller than 1, the results suggested that consumers of garden vegetables in the region are not particularly prone to oral exposure specific to this consumption that would lead to toxic health risks, as envisaged. The highest value obtained for risk quotients was 0.4 for La via carrot consumption for children aged 1 to 3 years living with an adult. For the risk indexes, the highest value was 0.439, also for the La via carrot consumption for children aged 1 to 3 years living with an adult. Taking into consideration that 0.4 of these 0.439 is generated by the La, it is possible to deduce that all the other TE evaluated generate only 0.039 of the value of the risk index. As a result, the toxic health risks via oral exposure through the consumption of foods from Rouyn-Noranda's urban gardens are considered negligible.

With regards to estimated CR, values are generally higher for children than for adults. Cancer risk associated with carrot consumption is present but considered tolerable (ranging from 1×10^{-6} to 1×10^{-4}) for all type of individuals living alone or with another person. This risk is primarily due to As in the carrots, with Cr and Ni also contributing to the risk for children aged 1 to 3 years living

with an adult. Similarly, the cancer risk associated with tomato consumption is influenced by As, with Ni also playing a significant role and Cr influencing CR for children aged 8 years and younger living with an adult. For adults living alone and children aged 13 years and younger that are living with an adult, the cancer risk from lettuce consumption is also deemed tolerable, mainly due to the presence of Ni. The Pb-related CR were all considered to be non-significant. All other cancer risks (CR and TCR) were assessed as insignificant (less than 1×10^{-6}). Given these results, it is would pertinent to determine if those so-called tolerable risk through the consumption of urban garden vegetables from the region if they are worth incurring giving the various benefits of urban agriculture (Hendershot & Turmel, 2009; Lovell, 2010; Vézina & Duchemin, 2018).

2.6 Conclusion

The current study conducted measurements and estimation of toxicological parameters to deduce if there were health risks linked to consumption of vegetables growing in the urban area of Rouyn-Noranda. The results showed that, in the three types of foods studied, lettuce had higher TE levels than carrots and tomatoes. However, carrot showed higher levels of Pb, V, Sr, Tl as well as members of the ETR. The TE concentrations in soil and lettuce samples decreased as a function of the distance from the smelter in an exponential decay way. In addition, the vegetable gardens in the west of the smelter had higher maximum levels of contamination than those in the east, in contrast to the prevailing easterly winds, indicating the potential role of fugitive emissions as a factor in metal contamination in this area around the Horne Smelter. In general, TE levels in foods and soil relatively remained low compared with studies conducted in similar contexts. In addition, these levels were below the maximum allowable values in foods provided by FAO (1995) and WHO (1989). The HQ and HI values were all less than 1 and suggest that the toxic health risks associated with the consumption of plants from urban gardens in the Rouyn-Noranda region are negligible. The carcinogenic risk estimate revealed that the consumption of all types of studied foods showed some CR values between 1×10^{-6} and 1×10^{-4} , depending of the TE, the categories of individuals and if they are living alone or with another person, suggesting the presence of tolerable risks. These results estimated the local health risks associated with the ingestion of garden foods as a need to address the environmental concerns caused by the historical contamination reported for the Horne Smelter. In this way, they provide answers to concrete questions raised by

concerns about health risks, as well as data on the concentrations of a wide variety of TE in certain foods (including REE, which are still poorly studied in the context of food contamination).

CHAPITRE 3

DISCUSSION GÉNÉRALE

L'objet de ce chapitre est de faire un retour sur la présente étude et de contextualiser les résultats à la lumière de la littérature scientifique consultée et des normes scientifiques dans le but d'en faire ressortir les implications relatives. Cette étude montre i) une comparaison entre les teneurs en ETM de trois végétaux de différent type (racine, feuille et fruit) cultivés dans des potagers urbains de la région minière de Rouyn-Noranda, ii) les différences en teneur métallique relative à la distance et au positionnement spatial des potagers par rapport à la fonderie Horne et iii) les risques toxiques et carcinogènes relatifs à la consommation de ces aliments.

3.1 Intérêt de la science citoyenne

Initiée par des citoyens concernés par la contamination locale, ce projet s'est naturellement établi en tant que projet de science citoyenne. Ce sont des citoyens angoissés par la situation locale qui ont approché le Laboratoire sur l'Agriculture Urbaine pour obtenir des réponses à leurs préoccupations, principalement liées aux risques associés à la consommation d'aliments cultivés dans les sols locaux, potentiellement contaminés par des ETM qui proviendraient des activités minières menées par la fonderie Horne, comme l'ont indiqué certaines études locales (Bilodeau, 2020; Bonham-Carter & *al.*, 2006; Kliza & *al.*, 2005).

L'utilisation d'une démarche en science citoyenne présente son lot de défis. Par exemple, dans le contexte de la présente étude, la communication avec les participants n'était pas toujours efficace. Les participants, s'engageant dans le projet sous une base volontaire, ne sont pas toujours disponibles ou investis à la même échelle. D'ailleurs, la recherche de participants devrait s'effectuer d'environ 3 à 5 mois avant le début de la saison agricole, afin de bien les informer et les préparer au contexte de la recherche et aux attentes relatives à leur implication. De plus, le fait de déléguer une partie de la méthodologie aux participants peut occasionner une certaine perte de contrôle sur certains facteurs (par exemple, la façon dont les aliments sont vraiment cultivés). Toutefois, bien que sujette à controverse, la science citoyenne présente des avantages significatifs. Elle favorise la reconnexion des participants avec le monde naturel, encourage une conscience environnementale accrue, et suscite un engagement durable (da Silva & *al.*, 2017; Johnson & *al.*,

2014). De plus, étant donné que les initiatives de conservation environnementale sont souvent limitées en ressources, la science citoyenne offre une alternative rentable, combinant des bénéfices environnementaux, sociaux et économiques (da Silva & *al.*, 2017; Johnson & *al.*, 2014; Miyazaki & *al.*, 2014). La délégation de certaines tâches aux citoyens permet aussi de réduire la charge de travail du scientifique.

3.2 Comparaison de la contamination métallique dans les légumes

Les concentrations en ETM dans les légumes étudiés (feuilles, fruits, racines) de 20 jardins à Rouyn-Noranda révèlent des différences significatives. Si la laitue (feuille) est le seul aliment ayant eu un rinçage à l'EDTA, elle montre tout de même des niveaux plus élevés en certains ETM liés à la contamination historique (Cu, Zn, As, Cd), tel qu'attendu au commencement l'étude. D'ailleurs, le rinçage EDTA devrait être effectué pour tous les aliments de façon préventive, afin de pouvoir réaliser une comparaison plus pertinente de la bioaccumulation (vue comme l'internalisation) de ces contaminants dans tous les végétaux étudiés. D'un autre côté, une façon plus réaliste d'effectuer l'estimation du risque toxique associé à la consommation de ces végétaux serait de vouloir reproduire ce que les participants de potagers font une fois ces aliments récoltés (lavage avec abondance d'eau, épluchage des carottes, etc.). En plus des ETM reliés aux activités historiques, la laitue semble également accumuler davantage les éléments nutritifs essentiels tels que le Mg, le K, le Ca, le Mn et le Co. Ces tendances concordent avec la littérature, suggérant que les aliments feuilles ont une propension accrue à la bioaccumulation métallique (Gagné, 1992; Schreck & *al.*, 2014; Sharafi & *al.*, 2022; Singh, 2012; Tahir & *al.*, 2022; Zhou & *al.*, 2016) en raison de leur grande surface foliaire exposée à l'atmosphère. L'absorption foliaire est considérée comme la voie privilégiée chez les végétaux (Beausoleil & Price, 2010; Gagné, 1992; Schreck & *al.*, 2014). Les différences métaboliques entre la laitue et les autres espèces peuvent également contribuer à ces dissimilitudes d'accumulation (Ge & *al.*, 2000).

La carotte montre des concentrations significativement plus élevées pour certains ETR (le La, le Y, le Ce et le Nd), le V, le Sr et le Tl. Elle montre aussi des concentrations de Pb plus élevées que la tomate, mais les niveaux dans la laitue restent significativement indifférenciés des deux groupes. Bien que cela puisse sembler contraire à la littérature, il n'est pas exceptionnel d'observer une contamination plus importante des racines que des feuilles ou des fruits, en particulier pour le

Pb (Arslan Topal & *al.*, 2022; Bagatto & Shorthouse, 199; El Kheir & *al.*, 2008; Hadayat & *al.*, 2018; Pendergrass & Butcher, 2005). Selon la littérature, les ETR semblent généralement s'accumuler davantage dans les feuilles, puis les racines, et enfin les fruits (Luo & *al.*, 2011; Shi & *al.*, 2022; Zhou & *al.*, 2016; Zhuang & *al.*, 2017). Cependant, certaines études telles que Fiket & Medunić (2023), Kuang & Deng (1981), Li & *al.* (1998) et Wen & *al.* (2015) suggèrent que les racines sont la partie la plus sujette à l'accumulation des ETR. Ces dernières études n'ont toutefois pas inclus les fruits dans leurs projets de recherche. Pour le V, les résultats semblent concorder avec la littérature, car le V semble s'accumuler en priorité dans les racines des plantes (Chen & *al.*, 2021; Roychoudhury, 2020; Saco & *al.*, 2013; Wu & *al.*, 2022; Yang & *al.*, 2011). La carotte étant une racine, celle-ci accumulerait davantage que la laitue, composée de feuilles, et la tomate, qui est un fruit. En ce qui concerne le Sr et le Tl, la littérature semble aller dans le même sens que les ETM en général, c'est-à-dire que ceux-ci devraient s'accumuler prioritairement dans les légumes feuilles (Aba, 2021; Abbey & *al.*, 2021; Xiao & *al.*, 2024). Il serait pertinent de se questionner sur l'influence du rinçage à l'EDTA de la laitue dans ces observations. En effet, le rinçage à l'EDTA de la laitue peut avoir diminué les concentrations dans la laitue face à la carotte, causant ainsi une concentration plus importante de certains éléments (tel que les ETR) distinguée dans la carotte, qui aurait finalement dû être observée dans la laitue. Ce point vient ainsi renforcer l'utilité d'effectuer un rinçage EDTA préventif sur tous les aliments étudiés.

La tomate montre des concentrations plus faibles en ETR par rapport à la laitue et à la carotte, en accord avec des études précédentes indiquant que les légumes-fruits sont généralement des accumulateurs métalliques plus faibles (Beausoleil & Price, 2010; Finster & *al.*, 2004; Guo & *al.*, 2019; Orisakwe & *al.*, 2018; Pruvot & *al.*, 2006; Roba & *al.*, 2016; Singh, 2012). La faible capacité de translocation des ETM vers les fruits, engendrée par une grande distance de transfert entre le fruit et le sol, est évoquée comme explication (Arslan Topal & *al.*, 2022; Bagatto & Shorthouse, 1991; Lapierre, 2019; Muchuweti & *al.* (2006); Singh, 2012). Ce phénomène semble d'ailleurs être particulièrement marqué chez les plants de tomates (Singh, 2012).

En bref, la culture de plantes fruitières (tomates, concombres, poivrons...) s'avère la plus sécuritaire. Les aliments feuilles semblent accumuler davantage les ETM reliés aux activités métallurgiques (As, Cd, Cu, Zn), reconnus comme toxiques. Toutefois, leur consommation ne paraît pas impliquer une accumulation suffisante en ETM pour poser des risques considérés comme

inacceptables pour la santé. Les légumes racines semblent les plus portés à l'accumulation d'ETM moins conventionnels, tels que les ETR, dont la toxicité est moins connue. Jusqu'à ce que les recherches sur la toxicité et la carcinogénicité de ces éléments soient plus avancées, il pourrait être judicieux de consommer les aliments racines de la région avec certaines précautions. Toutefois, il est important de noter que les teneurs mesurées dans les aliments pourraient aussi avoir été influencées par la variation inter potagère des dates de semis. De ce fait, certains aliments pourraient avoir eu un intervalle de croissance plus prolongé que d'autres au jour de la récolte, ce qui peut avoir affecté la concentration finale mesurée dans ces aliments. Par exemple, une étude de Noubissié (2015) montre que les concentrations métalliques dans les feuilles des plantes diminuent de façon générale en fonction de l'avancement du stade de croissance. Ainsi, une plus importante concentration métallique pourrait être observée dans les aliments étant à un stade de croissance moins élevé que les autres, de façon indépendante au type de végétal cultivé et, tel que sera discuté sous peu, à la distance de la fonderie. Un moyen simple de retrancher cette incertitude pourrait être d'imposer une date ou un petit intervalle de dates de semis, en fonction des aliments, en considérant la durée de croissance de ceux-ci et la date de récolte souhaitée.

3.3 Comparaison des valeurs avec d'autres études en région minière et les valeurs limites

Les concentrations métalliques dans les aliments et les sols de cette étude sont généralement inférieures à celles rapportées dans des études similaires menées dans des régions minières (Akber & al., 2019; Antoniadis & al., 2017; Basha & al., 2014; El Hamiani & al., 2010; Orisakwe & al., 2018; Sipter & al., 2008; Zhuang & al., 2009a) (**Table SI-8, Table SI-13**). Les résultats obtenus pour les aliments sont également inférieurs à ceux d'une étude de Gagné (1992) sur les teneurs en Cd dans les fruits et légumes de la région de Rouyn-Noranda, réalisée 30 ans plus tôt. Cette observation pourrait être liée à la diminution des rejets atmosphériques en Cd de la fonderie Horne d'environ 80% depuis le début des années 1990, ce qui démontrerait bien les effets d'une diminution des émissions de la fonderie sur la contamination environnementale locale (Environnement Canada, 2022). Comparées aux études antérieures dans la région, les concentrations relevées dans les sols de cette étude étaient majoritairement plus faibles, à l'exception du Cu, pour lequel Bilodeau (2019) avait observé une teneur moyenne de 2,2 mg/kg de poids sec, comparée à 17 mg/kg de poids sec obtenu dans cette étude. En accord avec l'hypothèse initiale, toutes les concentrations comparables mesurées dans les aliments et les sols étaient

conformes aux VMP fournies par la FAO/WHO ou le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (FAO, 2009; RPRT, 2011; WHO 1989) (**Table SI-13**).

3.4 Différences spatiales

3.4.1 Distance de la fonderie

Dans le sol, des gradients spatiaux ($[ETM]_{\max}/[ETM]_{\min}$) avec des valeurs élevées ont été observés pour le Cr, le Mo, le Cd, le Cu, le Sb et l'As, tandis que des valeurs faibles ont été constatées pour le Fe, le Na, le Ca, le Sr, le Ba et le Mg. Notamment, les six éléments présentant les gradients les plus élevés ont le potentiel d'être associés aux émissions atmosphériques reliées aux activités métallurgiques ou de recyclage de la fonderie Horne. De plus, un enrichissement en As, Cd, Cu et Sb avait déjà été reporté dans la région (BEST, 1979c; Bilodeau, 2020; Kliza & *al.*, 2005). Les valeurs des gradients spatiaux pour l'ensemble des matrices de certains ETM (Cr, Cd, La et Ba), tous aussi possiblement associés avec les activités locales de recyclage des déchets électroniques et de métallurgie, étaient relativement prononcées. En général, les laitues affichent des gradients spatiaux plus marqués par rapport aux deux autres aliments, suggérant qu'elles pourraient mieux refléter la contamination environnementale par les ETM, déjà signalée dans les écosystèmes aquatiques et terrestres avoisinants (Dupont, 2023; Richard-Henderson, 2024), dans les aliments cultivés de la région. Ainsi, les concentrations en ETM dans la laitue ont été utilisées pour évaluer la relation entre la teneur en ETM dans les légumes et la distance par rapport à la fonderie. Les concentrations maximales mesurées dans les sols pour les ETM liés aux activités historiques (Cu, Zn, As, Cd et Pb) étaient significativement plus élevées que les concentrations maximales de ces mêmes ETM dans la laitue, sauf pour le Cd, où la concentration maximale dans la laitue était plus élevée que dans le sol (sera discuté plus amplement dans le prochain paragraphe).

Telles qu'anticipées, des relations exponentielles décroissantes significatives ont été observées entre les concentrations en ETM dans la laitue ou les sols et la distance par rapport à la fonderie, indiquant une corrélation significative entre la contamination métallique et la proximité à la source émettrice. Ces relations étaient également significatives pour d'autres ETM (Na, Mg, Ca, Sc, Sb, Ba, Ce, Tl et U). Le Ce était le seul ETR présentant au moins une relation significative (dans les laitues). Les relations concentration-distance restaient significatives même après l'exclusion des jardins situés à plus de 23 km de la fonderie (à l'exception du Ce dans les laitues),

suggérant que, malgré l'absence d'échantillons situés entre 8 et 23 km de la fonderie, la laitue et le sol peuvent être utilisés comme des indicateurs fiables pour évaluer la contamination métallique dans la région. Ces observations sont cohérentes avec les résultats d'autres études, soulignant l'influence de la distance par rapport à la source émettrice sur la distribution spatiale et l'accumulation d'ETM dans les plantes (Akber & al., 2019; Aznar & al., 2008; Bagatto & Shorthouse, 1991; Elloumi & al., 2003; Li & al., 2016; Schwartz & al., 2013; Zhou & al., 2023). Les relations concentration-distance suggèrent ainsi que la distance de la source émettrice peut influencer les teneurs en ETM dans les cultures. En effet, les potagers plus proches auront un niveau de contamination plus élevé. Cultiver des aliments autour de la fonderie augmente donc exponentiellement les risques de contamination en fonction de la proximité. L'établissement des graphiques de distance a aussi permis de souligner une observation intéressante concernant l'accumulation de Cd dans la laitue par rapport aux sols environnants. Bien que généralement, les teneurs en ETM dans les sols soient plus élevées que dans les plantes (Davies, 1981; Keddari & al., 2019; Fiket & Medunić, 2023; Finster & al., 2004; Hamiani & al., 2013; Keddari & al., 2019), le Cd semble s'être accumulé davantage dans les laitues de cette étude que dans le sol. Or, selon la littérature, il semblerait que la laitue serait portée à bioaccumuler le Cd dans ses feuilles et ait une capacité élevée à transférer le cadmium de ses racines vers ses feuilles par rapport à d'autres métaux, tels que le Cu et le Pb (Dala-Paula & al., 2018; Yazdi & al., 2019). Ces observations suggèrent un intérêt potentiel de l'utilisation de la laitue pour évaluer la qualité des cultures et des sols dans des zones contaminées par le cadmium. Il est à noter que les différences physico-chimiques du sol pourraient influencer la biodisponibilité du cadmium et ainsi affecter son absorption par la laitue par rapport aux quantités présentes dans le sol (Ali & al., 2022; Mensah & al., 2009; Tremel-Schaub & Feix, 2005; Yankov & Tahsin, 2001; Zhang & al., 2020). Cependant, ces paramètres n'ont pas été pris en compte dans cette étude, ne permettant donc pas une analyse plus approfondie de cette influence. Ainsi, il pourrait être pertinent de considérer les propriétés physico-chimiques du sol lors de l'évaluation de la contamination métallique dans les cultures, en particulier pour le Cd dans la laitue.

3.4.2 Orientation spatiale

Les relations entre les teneurs métalliques et la distance de la fonderie ont été examinées en fonction de l'orientation du potager par rapport à la fonderie (est vs ouest). Des relations

significatives ont été observées aussi bien à l'ouest qu'à l'est pour le Cu et l'As dans la laitue et dans le sol, ainsi que pour le Cd, mais uniquement dans le sol. Ces résultats sont en accord avec d'autres travaux effectués mentionnant que la proximité d'usines métallurgiques, d'exploitations minières ou d'autres installations polluantes se solde en une contamination accrue par voie atmosphérique (Baize & al., 2001; Schwartz, 2013). Ainsi, bien que le vent soit un vecteur essentiel de la dispersion des polluants, la contamination devrait être plus prononcée à proximité de la fonderie, indépendamment de l'orientation des vents dominants (Rahmani & Kerchiche, 2013; Yankov & Tahsin, 2001).

Concernant le Zn, le Ba, le Ce, le Tl et le Pb, la relation exponentielle décroissante entre les teneurs en ces métaux et la distance de la fonderie n'était significative que d'un seul côté de la fonderie. Les variations dans la direction, la fréquence et la force du vent pourraient expliquer ces différences spatiales observées dans la contamination. La dispersion des contaminants dans l'environnement peut être influencée par les turbulences de l'air, les périodes d'absence de vents et d'autres facteurs météorologiques (Li & al., 2017; Yankov & Tahsin, 2001; Zhou & al., 2023). Ces inconstances observées dans les résultats pourraient être le reflet de ces variations naturelles. De plus, les différences dans les pratiques culturelles des participants (régime et provenance de l'eau d'irrigation, cultures en sol ou hors-sol, utilisation d'intrants ou de paillis) ainsi que la disposition du potager dans la cour (certains potagers étaient potentiellement plus protégés des retombées atmosphériques, par exemple par la présence d'une haie de cèdres) sont des facteurs non contrôlés pouvant influencer les degrés de contamination des sols et la bioaccumulation dans les aliments. Ces facteurs peuvent contribuer aux incohérences observées dans les résultats (Andleeb & al., 2023; Filip, 2017; Finster & al., 2004; Hussain, M. I. & Qureshi, 2020; Witzling & al., 2011; Wong & Thornton, 2004). Certains de ces facteurs pourraient être potentiellement contrôlés en suggérant des méthodes plus précises pour la culture des aliments. Cependant le fait que les potagers de l'étude appartiennent à des particuliers qui acceptent volontairement de nous partager des légumes ayant poussés dans leur propre potager, il pourrait être délicat d'imposer des contraintes sur ces facteurs, risquant ainsi de perdre la volonté de participation des candidats et donc des échantillons. La suggestion de méthode de culture pourrait toutefois être un moyen de diminuer l'impact de ces facteurs sur les résultats, en dirigeant les participants sans leur imposer de contraintes.

Les teneurs métalliques maximales des échantillons de sols et de laitues récoltés à l'ouest de la fonderie sont de façon générale plus élevées que celles à l'est de la fonderie. En effet, les courbes de tendance des teneurs obtenues à l'ouest de la fonderie commencent à des valeurs bien plus élevées que celles de l'est. Toutefois, la pente de la courbe est beaucoup plus abrupte pour les échantillons du côté ouest, et les valeurs diminuent rapidement jusqu'à rejoindre les valeurs retrouvées du côté est à l'intérieur des trois premiers kilomètres. Comme les vents dominants de la région proviennent de l'ouest et se dirigent vers l'est, l'observation inverse (contamination plus prononcée à l'est de la fonderie) était attendue. Une partie de cette observation pourrait probablement être expliquée par les inconstances dans les vents. Cependant, l'existence de sources fugitives provenant de la fonderie pourrait également contribuer à cette observation (Bovington, 1987; CEPA, 2001; Newhook & *al.*, 2003; Zeinab & *al.*, 2014). Les émissions fugitives des usines métallurgiques, difficiles à estimer et à contrôler, peuvent se déposer sur les sols avoisinants et les aliments qui y poussent (Bovington, 1987; CEPA, 2001; Zeinab & *al.*, 2014). De plus, comme les sources fugitives restent près de la fonderie, elles pourraient aussi faire partie de l'explication de l'observation de la contamination plus prononcée à proximité de la fonderie. Il pourrait être pertinent d'approfondir les recherches à ce sujet afin d'avoir plus d'informations sur la proportion que pourrait prendre l'impact des émissions fugitives dans la contamination locale. Aussi, bien que la constatation d'une augmentation significative des concentrations mesurées dans les échantillons récoltés près de la fonderie puisse suggérer que les contaminants proviennent de cette industrie, l'étude présente ne permet pas de le démontrer. Des analyses géochimiques sur la signature isotopique des traceurs métalliques géochimiques clés comme le Pb et le Nd pourraient être nécessaires pour confirmer que les métaux retrouvés dans les sols et dans les végétaux proviennent effectivement de l'activité de la fonderie.

3.5 Évaluation des risques

3.5.1 Risques toxiques

L'évaluation des risques toxiques montre des EDI plus élevées chez les enfants par rapport aux adultes, malgré leur consommation moindre de légumes. Ce fait est probablement relié aux facteurs tels que la petite taille et le faible poids corporel des enfants, qui influent sur le calcul de l'EDI. Cependant, toutes les valeurs de HQ et de HI calculées indiquent que les consommateurs de légumes locaux ne semblent pas être exposés à des risques toxiques, ce qui correspond à ce qui

était attendu initialement. Ces résultats diffèrent des tendances générales observées dans la littérature pour les zones agricoles urbaines près de mines ou d'industries, qui sont d'observer des risques toxiques à la consommation de certains des aliments qui y sont cultivés (Hu & *al.*, 2012; Singh, 2012; Tahir & *al.*, 2022; Wang & *al.*, 2022; Zhang & *al.*, 2020). Les faibles concentrations métalliques mesurées dans les légumes de Rouyn-Noranda pourraient toutefois expliquer l'absence de risques toxiques calculés. Il est important de noter que cette méthode de calcul des risques ne prend pas en compte les interactions potentielles entre les différents métaux dans le corps. De ce fait, si certains ETM ont des effets synergiques ou antagonistes avec d'autres, cela pourrait augmenter ou diminuer les risques engendrés par l'exposition à un mélange d'ETM (USEPA, 1986). L'absence de formule permettant de calculer les interactions entre plus de deux substances et les connaissances limitées sur les interactions n'ont pas permis d'approfondir les calculs. Il pourrait être pertinent d'approfondir les études sur ce sujet afin de permettre de conduire des évaluations de risques plus précises qui reflètent mieux les risques réels. De plus, comme les recherches sur la toxicité de certains éléments émergents, tels que les ETR, le V, le Sr et le Tl, sont peu avancées, la présence de ces ETM constatée au sein des aliments de cette étude souligne l'importance et l'intérêt d'en apprendre plus sur le sujet d'un point de vue toxicologique. Il en va de même pour les recherches reliées à la carcinogénicité rattachée à ces ETM, qui sera discutée dans la prochaine section.

3.5.2 Risques cancérigènes

Tout comme les EDI, les CR sont plus élevés chez les enfants que chez les adultes. Le risque de cancer associé à la consommation de carottes est présent mais considéré comme tolérable (allant de 1×10^{-6} à 1×10^{-4}) pour toutes les personnes vivant seules ou avec une seule autre personne. Ce risque est principalement dû à la présence d'As dans les carottes, mais avec une contribution du Cr et du Ni pour les enfants âgés de 1 à 3 ans vivant avec un adulte. De même, le risque de cancer lié à la consommation de tomates est influencé par l'As, avec une contribution significative du Ni et un effet du Cr pour les enfants de 8 ans et moins vivant avec un adulte. Pour les adultes vivant seuls et les enfants de 13 ans et moins vivant avec un adulte, le risque de cancer lié à la consommation de laitue est également jugé tolérable, principalement occasionné par la présence de Ni. Les risques de cancer liés au Pb ont été considérés comme non significatifs. Tous les autres risques de cancer (CR et TCR) ont été évalués comme non significatifs (moins de 1×10^{-6}).

⁶). D'après la confirmation de l'existence de ces risques dits tolérables, il pourrait être indiqué de se questionner davantage sur la pertinence de l'agriculture urbaine dans un contexte minier. Examiner si les bienfaits balancent les risques et l'existence d'alternatives disponibles qui permettraient de limiter la contamination des aliments pourrait aussi être souhaitable, dans le cas où la poursuite des activités de jardinage serait convoitée. En bref, considérant un risque présent pour la santé, malgré que qualifié de tolérable, une consommation occasionnelle de légumes potagers de la région devrait être privilégiée.

CONCLUSION

Les résultats de la présente étude montrent que, dans les trois types d'aliments à l'étude, la laitue présente des teneurs en plus élevées en ETM que la carotte et la tomate. Toutefois, la carotte montre des teneurs plus élevées en Pb, V, Sr, Tl et ETR. Les échantillons de sols et de laitues à proximité de la fonderie montrent les teneurs les plus élevées. Ces teneurs diminuent exponentiellement en fonction de la distance de la fonderie. De plus, les potagers à proximité ouest de la fonderie présentaient des niveaux de contamination plus importants que ceux à l'est. De façon générale, les teneurs métalliques dans les aliments restent faibles relativement à des études faites dans des contextes similaires. De plus, ces teneurs se trouvent sous les valeurs maximales permises dans les aliments fournies par la FAO (2009) et WHO (1989). Les valeurs des HQ et des HI étant toutes inférieures à 1 suggèrent que les risques non carcinogènes pour la santé relatifs à la consommation de végétaux provenant des potagers urbains de la région de Rouyn-Noranda sont négligeables. Le risque de cancer associé à l'ingestion d'As, de Ni et de Cr via la consommation de carottes, de laitues et de tomates est présent mais jugé tolérable (allant de 1×10^{-6} à 1×10^{-4}) pour certaines catégories de personnes vivant seules ou avec une seule autre personne. Les risques de cancer liés au Pb ont été considérés comme non significatifs, tout comme tous les autres risques de cancer (CR et TCR) évalués comme étant inférieurs à 1×10^{-6} . Ces résultats représentent les risques locaux pour la santé relatifs à l'ingestion des aliments potagers, mais qu'en est-il des risques relatifs à l'inhalation et l'ingestion des émissions atmosphériques lorsqu'elles sont toujours sous forme aériennes? Ces risques étant additionnables, il pourrait être pertinent d'étudier l'ensemble des risques reliés au fait de vivre au quotidien dans une ville minière, au pied d'une importante fonderie.

SUPPLEMENTAL INFORMATIONS
TOXIC RISK ASSESSMENT RELATED TO URBAN AGRICULTURE IN A MINING
REGION (ROUYN-NORANDA): METAL CONTAMINATION OF LEAFY
VEGETABLES, FRUITS AND ROOTS.

Émilie Telmosse^{abc}, Matthieu Moingt^b, Éric Duchemin^c, Maikel Rosabal^{ab} *

^a Groupe de recherche en toxicologie de l'environnement (TOXEN), Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, P.O. Box 8888, Succursale Centre-ville, Montréal, Qc, H3C 3P8, Canada

^b Institut des sciences de l'environnement (ISE), Pavillon Président-Kennedy, Local PK-2610, Université du Québec à Montréal, 201 avenue du Président-Kennedy, Montréal, Qc, H2X 3Y7, Canada

^c Laboratoire sur l'Agriculture Urbaine, 1401 rue Legendre Ouest, Bureau 305, Montréal, Québec, H4N 2R9, Canada

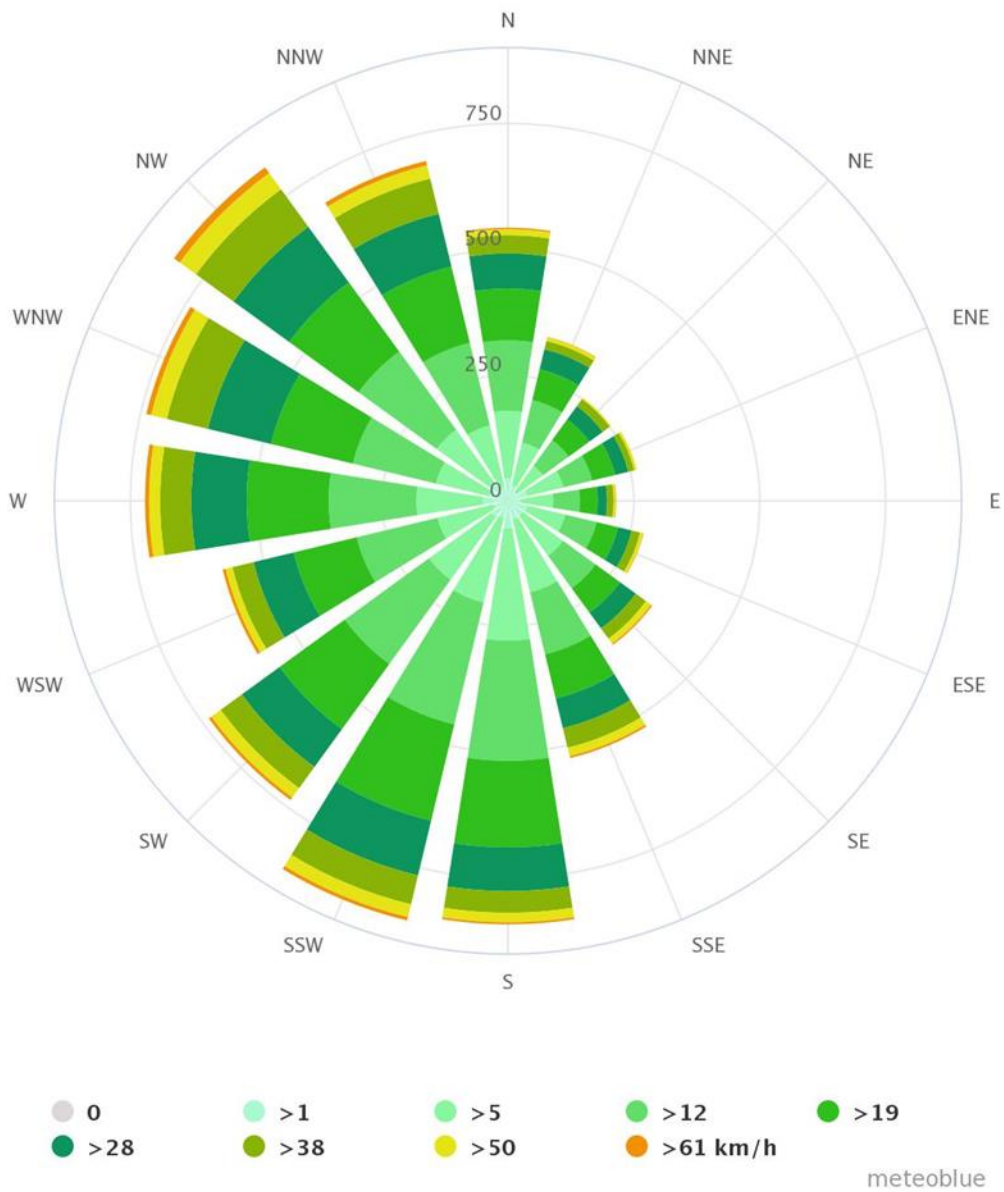
* Corresponding author:

Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, P.O. Box 8888, Succursale Centre-ville, Montreal, QC, H3C 3P8, Canada.

Tel.: +1-514-987-3000, ext. 3940; Fax: +1-514-987-4647;

E-mail address: rosabal.maikel@uqam.ca

Figure SI-1. Rose des vents de Rouyn-Noranda (Meteoblue, 2021).



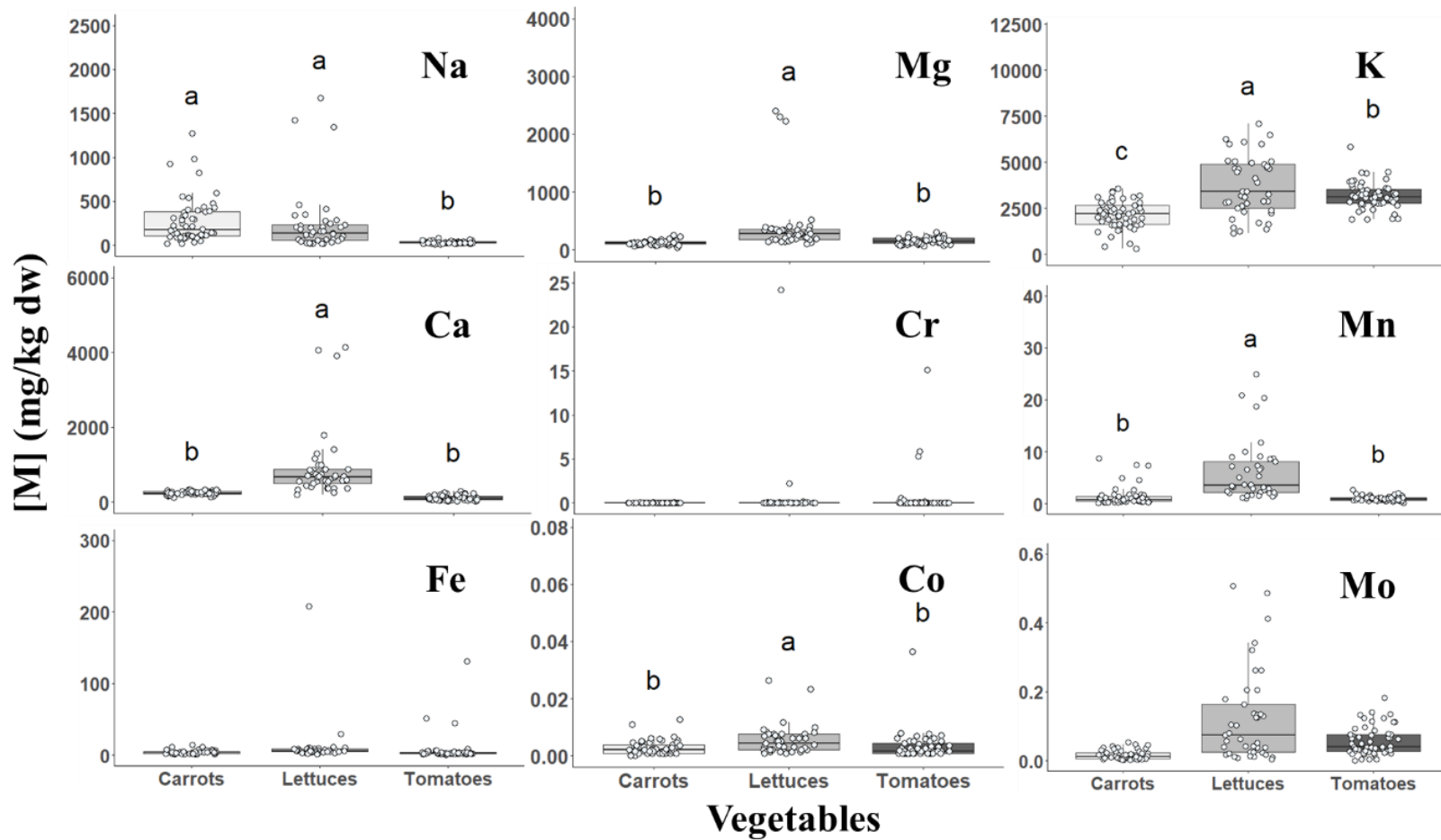


Figure SI-2. Concentrations (mg/kg dw, 42 < n < 54) of Na, Mg, K, Ca, Cr, Mn, Fe, Co and Mo in carrots, lettuces and tomatoes collected from Rouyn-Noranda's gardens. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) and similar letters or absence of letters show no differences (Kruskal-Wallis followed by Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test).

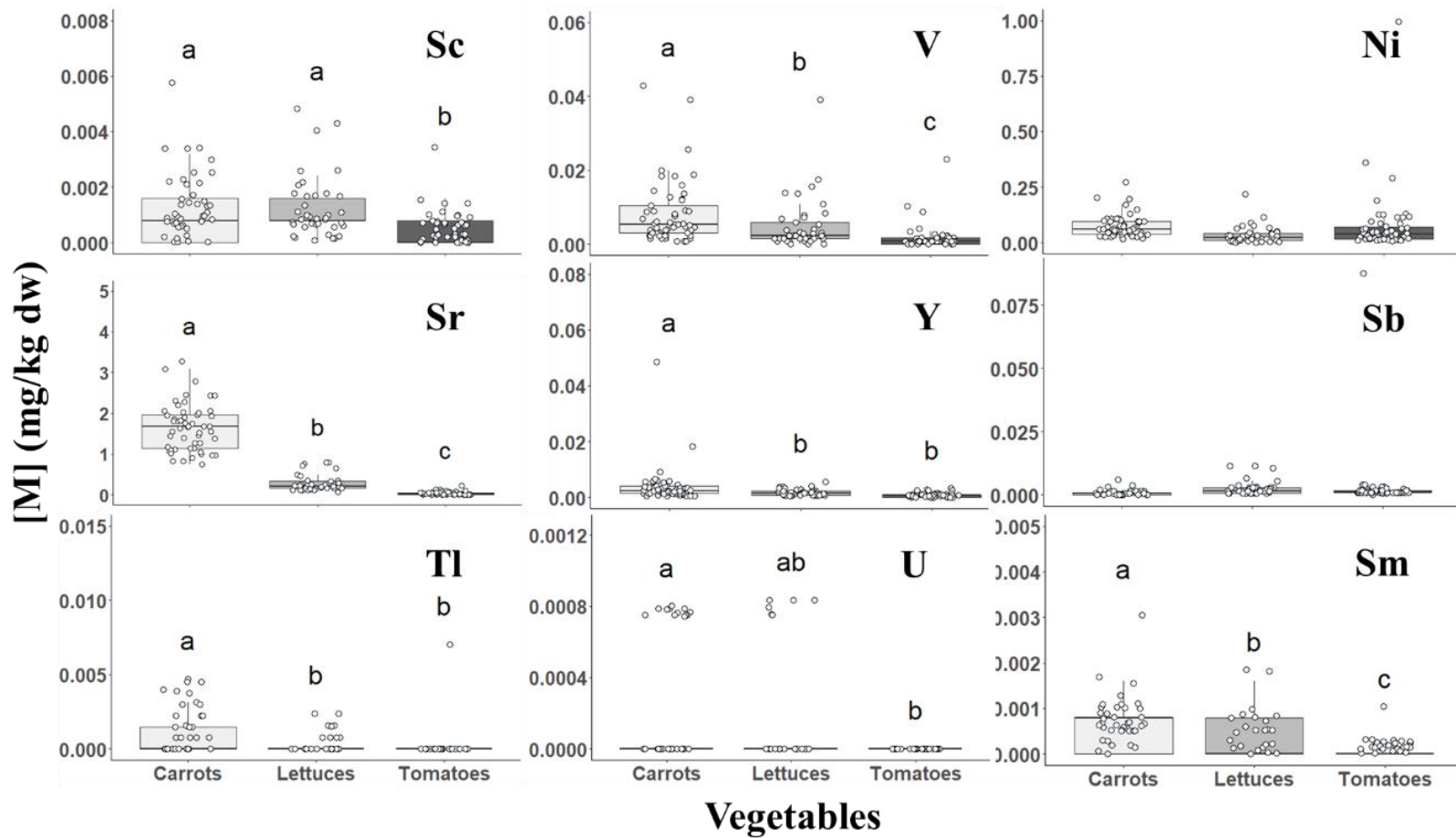


Figure SI-3. Concentrations (mg/kg dw, 42 < n < 54) of Sc, V, Ni, Sr, Y, Sb, Tl, U and Sm in carrots, lettuces and tomatoes collected from Rouyn-Noranda's gardens. Different letters indicate significant differences (P < 0.05) and similar letters or absence of letters show no differences (Kruskal-Wallis followed by Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test).

Table SI-1. Geographic location, distance (km) and orientation (east or west) from Horne smelter and sample type (carrots, lettuces, tomatoes and soils) collected in each urban garden (n = 20).

Garden	Location	Distance from smelter (km)	Orientation (east or west)	Sample type			
				Carrots	Lettuces	Tomatoes	Soils
1	N48.237635; W79.013822	1.5	W	x		x	x
2	N48.238303; W79.012704	1.5	E	x	x	x	x
3	N48.246703; W79.014009	0.5	W	x	x	x	x
4	N48.238979; W79.003261	1.6	W			x	x
5	N48.245019; W79.017339	0.8	W	x		x	x
6	N48.230350; W79.045218	3.4	W	x		x	x
7	N48.249425; W79.034429	1.6	W	x		x	x
8	N48.295050; W79.022785	4.9	W	x	x	x	x
9	N48.057446; W79.150114	23.8	W			x	x
10	N48.192820; W79.043985	6.9	W	x	x	x	x
11	N48.231406; W79.020573	2.3	W	x	x	x	x
12	N48.227984; W79.020784	2.7	W	x	x	x	x
13	N48.244666; W79.013595	0.8	W	x	x	x	x
14	N48.281332; W79.032171	3.6	W	x	x		x
15	N48.216558; W78.956587	5.8	E	x	x	x	x
16	N48.247717; W79.042681	2.2	W	x	x	x	x
17	N48.244442; W79.031288	1.6	W	x	x	x	x
18	N48.221140; W78.923981	7.5	E	x	x	x	x
19	N48.185179; W78.673908	26.3	E	x	x		x
20	N48.239785; W78.985680	2.4	E	x	x	x	x
Samples per site				3	3	3	3
Total samples				54	42	54	60

Table SI-2. Latin names and varieties of vegetables (carrots, lettuces and cherry tomatoes) harvested in the study.

Catégories d'aliments	Carottes	Laitues	Tomates cerises
Nom latin	<i>Daucus carota sativus</i>	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Solanum lycopersicum cerasiforme</i>
Variétés à l'étude	Amsterdam	Batavia	Andrina
	Denvers	Buttercrunch	Cherry Fontain
	Red cored Chantenay	Feuilles de chêne	Cherry Fox
	Nantes	Frisée rouge	Cherry Roma
	Nantes touchon	Frisée verte	Chocolate sprinkle
		Iceberg	Ildi
		Romaine	Matthew
			Mille Fleurs
			Peacevine
			Petit Moineau
			Rouge Sweet Million
			Sub-Artic
			Sun Drop
			Sunset
			Sunshine
		Sweet Gold	
		Tiny Tim	

Table SI-3. Recovery percentages (mean \pm sd; %) for trace metals measured in BCR-670 (duck weed), DOLT-5 (dogfish liver), and TILL-3 (O'Brien Mine sediments), as well as method detection limit (MDL) (mg/L) for trace elements using triple quadrupole ICP-MS, percentage of samples higher than the MDL or frequency of detection (FOD) (%).

Trace Elements	BCR-670 (n = 4-14)	DOLT-5 (n = 3-8)	TILL-3 (n = 4-8)	MDL	Carrot	Lettuce	Tomato	Soil
					FOD	FOD	FOD	FOD
As	90 \pm 4 ¹	89 \pm 5	113 \pm 3	0.0025	100	96	88	100
Ba			172 \pm 10	0.0011	100	100	100	100
Ca		95 \pm 4		0.7935	100	100	100	100
Cd	104 \pm 10 ¹	95 \pm 7		0.0014	100	96	98	100
Ce	93 \pm 4		117 \pm 5	0.0030	100	100	56	100
Co		98 \pm 8	94 \pm 10	0.0030	96	100	100	100
Cr	89 \pm 5 ¹	113 \pm 5 ¹	88 \pm 15	0.0001	92	88	100	100
Cu	110 \pm 10 ¹	108 \pm 11	114 \pm 7	0.0022	100	100	100	100
Fe	103 \pm 6 ²	96 \pm 8		0.0766	100	100	100	100
K		94 \pm 8		0.0382	100	100	100	100
La	95 \pm 4		110 \pm 5	0.0030	100	100	75	100
Mg		93 \pm 5		0.1112	100	100	100	100
Mn		95 \pm 8 ¹	87 \pm 3	0.0015	100	100	100	100
Mo	89 \pm 6 ¹	92 \pm 8	35 \pm 3	0.0021	100	100	100	100
Na		98 \pm 4		0.1464	100	100	100	100
Nd	93 \pm 6		127 \pm 18	0.0019	66	55	12	100
Ni	91 \pm 8 ²	95 \pm 12 ¹	108 \pm 12	0.0020	100	100	100	100
Pb	97 \pm 6 ¹	101 \pm 10	81 \pm 3	0.0015	100	100	100	100
Pr	90 \pm 6			0.0030	80	41	0	100
Sb	97 \pm 6 ²		64 \pm 8	0.0020	8	75	42	100
Sc	107 \pm 5		90 \pm 3	0.0030	70	100	63	100
Sm	99 \pm 10		114 \pm 15	0.0009	80	39	0	100
Sr		98 \pm 9	26 \pm 3	0.0030	100	100	100	100
Ti			53 \pm 3	0.0086	100	100	94	100
Tl		77 \pm 28		0.0052	56	39	0	100
U	95 \pm 8	95 \pm 7 ²	84 \pm 9	0.0030	46	17	0	0
V		98 \pm 5	94 \pm 16	0.0030	100	100	69	100
Y	94 \pm 8		83 \pm 2	0.0030	100	100	73	100
Zn	105 \pm 10 ¹	98 \pm 8	117 \pm 2	0.0112	100	100	100	100

¹ Indicative values.

² Additional material information.

Tableau SI-4. Poids total (Kg) et poids moyens (Kg) par type de légumes récoltés dans certains des potagers de Rouyn-Noranda participants.

Potagers	Carottes	Laitues	Tomates
2	-	-	56.782
4	2.321	-	5.679
5	1.762	1.847	12.962
8	3.170	1.175	3.445
10	10.600	0.105	10.341
18	27.216	2.268	27.216
?	-	2.000	7.000
Poids moyen	9.014	1.479	17.632

Tableau SI-5. IngR quotidien (kg poids frais/jour) et annuel (kg poids frais/année) de légumes totaux (kg poids frais/année), IngR quotidien possible (kg poids frais/jour) à partir de la production des potagers de Rouyn-Noranda et pourcentage (%) de consommation de légumes provenant des potagers.

Personne(s) / habitation	Légume	Catégorie	IngR quotidien légumes totaux	IngR annuel légumes totaux	IngR quotidien Rouyn-Noranda	% Consommation potagère
1	Carotte	Homme	0.04322	15.7753	0.02469589	57%
		Femme	0.03529	12.88085		70%
	Laitue	Homme	0.04222	15.4103	0.003230137	8%
		Femme	0.046	16.79		7%
	Tomate	Homme	0.09584	34.9816	0.048306849	50%
		Femme	0.08121	29.64165		59%
2	Carotte	Homme	0.04322	15.7753	0.012347945	29%
		Femme	0.03529	12.88085		35%
		Enfant 14-18	0.0423	15.4395		29%
		Enfant 9-13	0.02981	10.88065		41%
		Enfant 4-8	0.03087	11.26755		40%
		Enfant 1-3	0.02537	9.26005		49%
	Laitue	Homme	0.04222	15.4103	0.001615069	4%
		Femme	0.046	16.79		4%
		Enfant 14-18	0.03434	12.5341		5%
		Enfant 9-13	0.03396	12.3954		5%
		Enfant 4-8	0.02675	9.76375		6%
		Enfant 1-3	0.0227	8.2855		7%
	Tomate	Homme	0.09584	34.9816	0.024153425	25%
		Femme	0.08121	29.64165		30%
		Enfant 14-18	0.08619	31.45935		28%
		Enfant 9-13	0.07349	26.82385		33%
		Enfant 4-8	0.07374	26.9151		33%
		Enfant 1-3	0.06417	23.42205		38%

Table SI-6. Parameters and variables used in the calculation of EDI, HQ and CR.

Parameters	Men			Women			Child 14-18 years			Child 9-13 years			Child 4-8 years			Child 1-3 years			References	
	Carrot	Lettuce	Tomato	Carrot	Lettuce	Tomato	Carrot	Lettuce	Tomato	Carrot	Lettuce	Tomato	Carrot	Lettuce	Tomato	Carrot	Lettuce	Tomato		
IngR (Kg/day) for person that live alone	0.024	0.003	0.048	0.024	0.003	0.048	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	This study	
IngR (Kg/day) for person that live with one person	0.012	0.002	0.024	0.012	0.002	0.024	0.012	0.002	0.024	0.012	0.002	0.024	0.012	0.002	0.024	0.012	0.002	0.024		
EF (days)	365	149 ¹	365	365	149	365	365	149	365	365	149	365	365	149	365	365	149	365	-	
ED (years)	81.4																		CISSS-AT (2022)	
BW (Kg)	84			70			60			36.5			22.5			12			Les diététistes du Canada (2024)	
AT (days)	29 711																		-	
RfD (mg/Kg/day)	As	0,0003																		USEPA (2022)
	Ba	0,2																		
	Be	0,002																		
	Cd	0,001																		
	Co	0,0003																		
	Cr	0,003																		
	Cu	0,04																		
	Fe	0,7																		
	La	0,00005																		
	Mn	0,14																		
	Mo	0,005																		
	Ni	0,02																		
	Pb	0,0035																		
	Sb	0,0004																		
	Se	0,005																		
	Sr	0,6																		
Tl	0,00002																			
V	0,005																			
Zn	0,3																			
SF₀₁ (mg/Kg/day)⁻¹	As	1.5																		USEPA (2022); Yang & al., 2018
	Cd	0.38																		
	Cr	0.5																		
	Ni	1.7																		
	Pb	0.0085																		

¹ As lettuce is eaten only fresh and difficult to store, the EF would be relative to the period of cultivation of this food in the region, which is 149 days according to the additional information compiled on the studied gardens.

Table SI-7. Spatial gradient ($[\text{TE}]_{\text{maximum}}/[\text{TE}]_{\text{minimum}}$) for each TE estimated from vegetables (carrots, lettuces and tomatoes) and soils.¹

TE	Spatial Gradient			
	Lettuces	Carrots	Tomatoes	Soils
Cr	241804	960	15079	5420
Cd	4143	264	89	198
La	8.0	1587	-	36
Ba	48	46	545	5.7
Fe	125	187	171	10
Mo	99	24	91	200
Ni	172	17	126	11
Sr	12	4.4	280	6.0
Pb	135	103	24	18
Cu	58	65	6.3	150
As	91	15	23	56
Na	89	77	6.9	7.9
Ce	57	35	-	19
Co	36	4.2	46	14
Sb	-	-	-	99
Zn	37	3.4	4.9	39
Ti	6.7	45	18	14
Mn	23	31	12	14
Y	7.0	61	-	10
V	13	14	-	16
Ca	21	2.9	10	7.8
Mg	23	6.0	4.7	5.6
K	6.1	11	3.1	11
Sm	-	3.6	-	19
Pr	-	1.3	-	20
Nd	-	-	-	20
Sc	1.6	-	-	16
Tl	-	-	-	17
U	-	-	-	-

¹ Metals with FOD lower than 80% were not included in the gradient table. Only metals with values higher than FML are presented. (-) symbols are shown where FOD were lower than 80%.

Table SI-8. Metal concentrations in soils (mg/kg dw) collected in different mining regions and the relative maximum permitted value (VMP) (mg/kg dw) in soils (RPRT, 2011). Green cases are the values obtained by this study and blue cases by another study done in Rouyn-Noranda.

TE	VMP mg/kg dw	[metal] mg/kg dw	Locations	References
As	30	16	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
		205	Alaverdi, Armenia	Akopyan & <i>al.</i> (2018)
		42	Akhtala, Armenia	Akopyan & <i>al.</i> (2018)
		18	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		5.7	Batiaghata, Khulna, Bangladesh	Akber & <i>al.</i> (2019)
		22	Rouyn-Noranda, Canada	Bilodeau (2019)
		0.5	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Cd	5	8.8	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		13	Halkyn village in Clwyd	Davies (1981)
		95	Bulgaria	Yankov & Tahsin (2001)
		0.3	Central Chile	Badilla-Ohlbaum & <i>al.</i> (2001)
		9.5	Northern France	Douay & <i>al.</i> (2009)
		1.0	Douai, France	Douay & <i>al.</i> (2002)
		0.1	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		0.8	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		0.1	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Co	50	10	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		0.4	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Cr	250	27	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		69	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		1.6	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Cu	100	124	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		95	Halkyn village in Clwyd	Davies (1981)
		343	Bulgaria	Yankov & Tahsin (2001)
		450	Central Chile	Badilla-Ohlbaum & <i>al.</i> (2001)
		59	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		34	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
		30	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		43	Rouyn-Noranda, Canada	Henderson & Knight (2005)
		2.2	Rouyn-Noranda, Canada	Bilodeau (2019)
		17	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Fe	-	12.	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
		948	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Mn	1000	3 637	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		520	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
		30	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Ni	100	19	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		37	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		1.5	Rouyn-Noranda, Canada	Present study

Table SI-8. (Suite)

TE	VMP mg/kg dw	[metal] mg/kg dw	Locations	References
Pb	500	597	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		3340	Halkyn village in Clwyd	Davies (1981)
		554	Bulgaria	Yankov & Tahsin (2001)
		48	Central Chile	Badilla-Ohlbaum & <i>al.</i> (2001)
		313	Douai, France	Douay & <i>al.</i> (2002)
		673	Northern France	Douay & <i>al.</i> (2009)
		294	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
		332	Alaverdi, Armenia	Akopyan & <i>al.</i> (2018)
		424	Akhtala, Armenia	Akopyan & <i>al.</i> (2018)
		157	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		554	Batiaghata, Khulna, Bangladesh	Akber & <i>al.</i> (2019)
		100	Rouyn-Noranda, Canada	Henderson & Knight (2005)
		136	Rouyn-Noranda, Canada	Bilodeau (2019)
		1.4	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Zn	500	1097	Shipham, Somerset	Davies (1979)
		1438	Halkyn village in Clwyd	Davies (1981)
		10	Bulgaria	Yankov & Tahsin (2001)
		145	Central Chile	Badilla-Ohlbaum & <i>al.</i> (2001)
		338	Douai, France	Douay & <i>al.</i> (2002)
		935	Northern France	Douay & <i>al.</i> (2009)
		173	Southern Morocco	El Hamiani & <i>al.</i> (2010)
		207	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
		91	Southeast China	Huang & <i>al.</i> (2018)
		76	Batiaghata, Khulna, Bangladesh	Akber & <i>al.</i> (2019)
		13	Rouyn-Noranda, Canada	Present study

Table SI-9. Statistical parameters (R^2 and P) resulting of the evaluation of the relationship between TE concentration in lettuces and soils and distance from the smelter. Only TE that were not already presented in figures and had at least one significative relationship are shown.

Metals	Lettuces		Soils	
	R^2	P	R^2	P
Na	0.9636	<0.0001	N. S.	N. S.
Mg	0.8649	<0.0001	N. S.	N. S.
Ca	0.6246	<0.0001	0.2967	0.0202
Sc	0.5677	0.0001	N. S.	N. S.

Table SI-10. Statistical parameters (R^2 and P) resulting of the evaluation of the relationship between TE concentration in lettuces and soils and distance from the smelter, excluding the ones located at more than 8 km of the smelter. Only TE that had at least one significative relationship are shown.

Metals	Lettuces		Soils	
	R^2	P	R^2	P
Na	0.86	<0.0001	N. S.	N. S.
Mg	0.87	<0.0001	N. S.	N. S.
Ca	0.64	<0.0001	0.44	0.0009
Sc	0.57	0.0002	N. S.	N. S.
Cu	0.46 ¹	<0.0001	0.95	<0.0001
Zn	0.63	<0.0001	0.41	<0.0001
As	0.67	<0.0001	0.84	<0.0001
Cd	N. S.	N. S.	0.94	<0.0001
Sb	0.61	<0.0001	0.87	<0.0001
Ba	0.48	0.002	0.30	0.02
Ce	0.10	0.05	N. S.	N. S.
Tl	0.74	<0.0001	0.50	0.0001
Pb	0.16	0.01	0.14	0.01
U	0.68	<0.0001	N. S.	N. S.

Table SI-11. Statistical parameters (R^2 and P) resulting of the evaluation of the relationship between TE concentration in lettuces and soils and distance from the smelter at east and west for Cu, Zn, As, Cd and Pb in gardens, excluding the ones located at more than 8 km of the smelter. Only TE that were not already presented in figures and had at least one significative relationship are shown.

Metals	Lettuces				Soils			
	West		East		West		East	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Na	0.89	<0.0001	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.
Mg	0.92	<0.0001	N. S.	N. S.	0.43	0.004	N. S.	N. S.
Ca	0.73	<0.0001	N. S.	N. S.	0.45	0.002	N. S.	N. S.
Sc	0.63	0.0006	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.
Cu	0.82	<0.0001	N. S.	N. S.	0.97	<0.0001	0.82	<0.0001
Zn	0.41	0.0004	N. S.	N. S.	0.41	<0.0001	0.66	0.001
As	0.67	0.0001	N. S.	N. S.	0.88	<0.0001	0.52	0.009
Cd	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	0.96	<0.0001	0.78	0.0001
Sb	0.80	<0.0001	N. S.	N. S.	0.89	<0.0001	0.88	0.0002
Ba	0.45	0.02	N. S.	N. S.	0.33	0.03	N. S.	N. S.
Tl	0.70	<0.0001	N. S.	N. S.	0.67	<0.0001	N. S.	N. S.
Pb	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	0.09	0.04	0.74	0.0003
U	N. S.	N. S.	N. S.	N. S.	0.36	0.01	N. S.	N. S.

Table SI-12. Heavy metals mean concentrations (mg/kg dw) used in risk assessment and standard deviation in carrot, lettuce, tomato and soil.¹

Metals	Carrot (n = 53)	Lettuce (n = 51)	Tomato (n = 52)
Na	275 ± 261 (16 - 1275)	246 ± 371 (19 - 1676)	32 ± 14 (12 - 81)
Mg	123 ± 40 (43 - 260)	420 ± 546 (104 - 2399)	157 ± 54 (71 - 311)
K	2146 ± 744 (329 - 3579)	3716 ± 1610 (1160 - 7105)	3189 ± 731 (1897 - 5850)
Ca	244 ± 49 (113 - 331)	934 ± 936 (193 - 4140)	108 ± 68 (30 - 291)
Sc	0.001 ± 0.001 (0.003 - 0.006)	0.001 ± 0.001 (0.003 - 0.005)	0.0004 ± 0.0006 (0.000 - 0.003)
Ti	0.3 ± 0.4 (0.04 - 1.91)	0.2 ± 0.1 (0.08 - 0.53)	0.05 ± 0.03 (0.009 - 0.164)
V	0.01 ± 0.01 (0.001 - 0.054)	0.007 ± 0.009 (0.0001 - 0.0489)	0.002 ± 0.005 (0.00 - 0.03)
Cr	0.02 ± 0.03 (0 - 0.1)	0.8 ± 4.3 (0 - 30)	0.7 ± 2.9 (0 - 19)
Mn	2 ± 2 (0.2 - 10.9)	10 ± 12 (1 - 58)	1.2 ± 0.6 (0.3 - 3.4)
Fe	4 ± 4 (0 - 17)	17 ± 38 (2 - 260)	9 ± 24 (1 - 164)
Co	0.003 ± 0.003 (0.00 - 0.02)	0.008 ± 0.007 (0.0009 - 0.0329)	0.004 ± 0.006 (0.00 - 0.05)
Ni	0.08 ± 0.06 (0.009 - 0.329)	0.06 ± 0.06 (0.0 - 0.3)	0.1 ± 0.2 (0.01 - 1.25)
Cu	0.7 ± 1.2 (0.1 - 8.9)	1.6 ± 1.8 (0.1 - 7.5)	0.8 ± 0.4 (0.3 - 1.7)
Zn	2.0 ± 0.8 (0.6 - 4.3)	12 ± 15 (2 - 57)	2.8 ± 0.9 (1 - 6)
Sr	2.1 ± 0.7 (0.9 - 4.1)	0.4 ± 0.3 (0.09 - 1.15)	0.05 ± 0.04 (0.005 - 0.158)
As	0.013 ± 0.009 (0.003 - 0.043)	0.05 ± 0.06 (0.0 - 0.3)	0.006 ± 0.004 (0.00 - 0.02)
Sr	2.1 ± 0.7 (0.9 - 4.1)	0.4 ± 0.3 (0.09 - 1.15)	0.05 ± 0.04 (0.005 - 0.158)
Mo	0.02 ± 0.02 (0.003 - 0.067)	0.2 ± 0.4 (0.006 - 1.735)	0.07 ± 0.05 (0.004 - 0.227)
Y	0.004 ± 0.007 (0.0008 - 0.0490)	0.002 ± 0.001 (0.0008 - 0.0056)	0.0008 ± 0.0008 (0.000 - 0.003)
Cd	0.05 ± 0.10 (0.002 - 0.522)	0.3 ± 1.0 (0 - 5)	0.02 ± 0.02 (0.001 - 0.111)
Sb	0.0009 ± 0.0014 (0.000 - 0.008)	0.004 ± 0.003 (0.0009 - 0.0143)	0.002 ± 0.001 (0.000 - 0.005)
Ba	1.6 ± 1.2 (0.1 - 6.4)	1 ± 2 (0.1 - 11.1)	0.1 ± 0.1 (0.01 - 0.75)
La	0.2 ± 1.0 (0.0007 - 5.9510)	0.01 ± 0.02 (0.0 - 0.1)	0.001 ± 0.001 (0.000 - 0.009)
Ce	0.007 ± 0.007 (0.0008 - 0.0280)	0.004 ± 0.004 (0.0003 - 0.0175)	0.0006 ± 0.0006 (0.000 - 0.003)
Pr	0.0007 ± 0.0010 (0.000 - 0.004)	0.0004 ± 0.0006 (0.000 - 0.003)	0 ± 0 (0 - 0)
Nd	0.003 ± 0.003 (0.000 - 0.017)	0.002 ± 0.002 (0.000 - 0.008)	0.00009 ± 0.00030 (0.0000 - 0.0008)
Sm	0.0006 ± 0.0010 (0.0000 - 0.0030)	0.0003 ± 0.0005 (0.0000 - 0.0016)	0.00001 ± 0.00010 (0.0000 - 0.0009)
Tl	0.002 ± 0.002 (0.000 - 0.006)	0.002 ± 0.002 (0.000 - 0.007)	0 ± 0 (0 - 0)
Pb	0.06 ± 0.14 (0.0 - 0.8)	0.05 ± 0.09 (0.0 - 0.3)	0.02 ± 0.01 (0.005 - 0.059)

¹Values in parentheses are ranges (minimum - maximum).

Table SI-13. Metal concentrations in carrots, lettuces and tomatoes (mg/kg dw) collected in different mining regions and the relative maximum permitted value (VMP) (mg/kg dw) in food (FAO, 2009; WHO 1989). Green cases are the values obtained by this study and blue cases by another study done in Rouyn-Noranda.

Metals	Vegetables	VMP	[metal] mg/kg dw	Locations	References
As	Carrot	-	< LOD	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & <i>al.</i> (2008)
			1	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
			0.01	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce		15	Utah, USA	Cobb & <i>al.</i> (2000)
			23	Southern Arizona	Ramirez-Andreotta & <i>al.</i> (2013a)
			5	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
			0.09	Arizona	Ramirez-Andreotta & <i>al.</i> (2013b)
			0.03	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Tomato		< LOD	Utah, USA	Cobb & <i>al.</i> (2000)
			< LOD	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & <i>al.</i> (2008)
			1.9	Northeastern Portugal	Madeira & <i>al.</i> (2012)
			0.02	Arizona	Ramirez-Andreotta & <i>al.</i> (2013b)
0.006		Rouyn-Noranda, Canada	Present study		
Cd	Carrot	0.8	0.07	Shipham, Somerset	Davies (1981)
			20	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & <i>al.</i> (2008)
			0.8	Guangdong, China	Zhuang & <i>al.</i> (2009a)
			0.7	Ruschita, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			0.3	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			0.7	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			1.1	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			0.7	Rouyn-Noranda, Canada	Gagné (1992)
	0.04	Rouyn-Noranda, Canada	Present study		
	Lettuce	3.3	8.6	Utah, USA	Cobb & <i>al.</i> (2000)
			4	Guangdong, China	Zhuang & <i>al.</i> (2009a)
			1.5	Ruschita, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			1.5	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			4	Tongling, China	Xu & <i>al.</i> (2013)
			1.6	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			1.2	Barkin Ladi, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			6.3	Rouyn-Noranda, Canada	Gagné (1992)
	0.3	Rouyn-Noranda, Canada	Present study		
	Tomato	0.5	0.9	Utah, USA	Cobb & <i>al.</i> (2000)
			0.08	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & <i>al.</i> (2008)
			0.02	Andhra Pradesh, India	Basha & <i>al.</i> (2014)
0.9			Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)	
1.6			Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)	
0.4			Rouyn-Noranda, Canada	Gagné (1992)	
0.02	Rouyn-Noranda, Canada	Present study			

Table SI-13. (Continuity)

Metals	Vegetables	VMP	[metal] mg/kg dw	Locations	References
Co	Carrot	-	0.07	Nigeria	Babandi & <i>al.</i> (2020)
			0.003	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce		-	-	-
			0.006	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Tomato		0.2	Andhra Pradesh, India	Basha & <i>al.</i> (2014)
0.003		Rouyn-Noranda, Canada	Present study		
Cr	Carrot	-	8	Andhra Pradesh, India	Basha & <i>al.</i> (2014)
			9	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			15	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			0.02	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce		35	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			19	Barkin Ladi, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			0.7	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Tomato		0.1	Guangdong, China	Zhuang & <i>al.</i> (2009a)
			10	Andhra Pradesh, India	Basha & <i>al.</i> (2014)
			6.6	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			11	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			0.5	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Cu	Carrot	814	10	Shipham, Somerset	Davies (1981)
			4.1	Guangdong, China	Zhuang & <i>al.</i> (2009a)
			13	Ruschita, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			15	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			6	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
			20	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			24	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
	0.5		Rouyn-Noranda, Canada	Present study	
	Lettuce		14	Guangdong, China	Zhuang & <i>al.</i> (2009a)
			31	Ruschita, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			37	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & <i>al.</i> (2011)
			14	Tongling, China	Xu & <i>al.</i> (2013)
			5	Germany	Antoniadis & <i>al.</i> (2017)
			252	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
			177	Barkin Ladi, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
	1.1		Rouyn-Noranda, Canada	Present study	
	Tomato		15	Central Chili	Badilla-Ohlbaum & <i>al.</i> (2001)
			12	Guangdong, China	Zhuang & <i>al.</i> (2009a)
			13	Andhra Pradesh, India	Basha & <i>al.</i> (2014)
			20	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)
14		Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & <i>al.</i> (2018)		
0.6		Rouyn-Noranda, Canada	Present study		

Table SI-13. (Continuity)

Metals	Vegetables	VMP	[metal] mg/kg dw	Locations	References
Fe	Carrot	4728	250	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			266	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			3.3	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce		598	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			282	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			12	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Tomato		61	Chili central	Badilla-Ohlbaum & al. (2001)
			169	Andhra Pradesh, India	Basha & al. (2014)
			7	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
Mn	Carrot	-	16	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			10	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			35	Germany	Antoniadis & al. (2017)
			1.5	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
			139	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			69	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			225	Germany	Antoniadis & al. (2017)
	6.1		Rouyn-Noranda, Canada	Present study	
	Tomato		16	Andhra Pradesh, India	Basha & al. (2014)
1	Rouyn-Noranda, Canada	Present study			
Ni	Carrot	754	1.5	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			0.7	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			39	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			32	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			0.07	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce		4.667	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			3.000	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			182.500	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			144.667	Barkin Ladi, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
	0.03		Rouyn-Noranda, Canada	Present study	
	Tomato		0.07	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a)
			2	Andhra Pradesh, India	Basha & al. (2014)
			44	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
36		Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)		
0.08	Rouyn-Noranda, Canada	Present study			

Table SI-13. (Continuity)

Metals	Vegetables	VMP	[metal] mg/kg dw	Locations	References
Pb	Carrot	0.8	2.1	Shipham, Somerset	Davies (1981)
			2.3	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & al. (2008)
			1.2	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
			18	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			0.8	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			10	Germany	Antoniadis & al. (2017)
			0.06	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce	5	248	Utah, USA	Cobb & al. (2000)
			2.3	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
			10	Ruschita, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			3.5	Moldova Noua, Romania	Harmanescu & al. (2011)
			0.09	Tongling, Chine	Xu & al. (2013)
			100	Germany	Antoniadis & al. (2017)
	Tomato	0.5	0.0004	Utah, USA	Cobb & al. (2000)
			0.8	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & al. (2008)
1.2			Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a)	
3			Andhra Pradesh, India	Basha & al. (2014)	
0.02			Rouyn-Noranda, Canada	Present study	
Zn	Carrot	1104	37	Shipham, Somerset	Davies (1981)
			98	Gyongyosoroszi, Hungary	Sipter & al. (2008)
			60	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a)
			80	Germany	Antoniadis & al. (2017)
			112	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			113	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			3	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Lettuce	1104	15	Utah, USA	Cobb & al. (2000)
			8233	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a).
			130	Tongling, Chine	Xu & al. (2013)
			80	Germany	Antoniadis & al. (2017)
			737	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			507	Barkin Ladi, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			8	Rouyn-Noranda, Canada	Present study
	Tomato	1104	13	Utah, USA	Cobb & al. (2000)
			52	Central Chili	Badilla-Ohlbaum & al. (2001)
			32	Gyongyosoroszi, Hongrie	Sipter & al. (2008)
			45	Guangdong, Chine	Zhuang & al. (2009a)
			41	Andhra Pradesh, India	Basha & al. (2014)
			79	Dilimi River, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
			69	Bukuru, Central Nigeria	Orisakwe & al. (2018)
2.2			Rouyn-Noranda, Canada	Present study	

BIBLIOGRAPHIE

- Aba, A., Ismaeel, A., & Al-Boloushi, O. (2021). Estimation of radiostrontium, radiocesium and radiobarium transfer from arid soil to plant: A case study from Kuwait. *Nuclear Engineering and Technology*, 53(3), 960-966. <https://doi.org/10.1016/j.net.2020.08.023>
- Abbey, L., Ijenyo, M., Spence, B., Asunni, A. O., Ofoe, R. & Amo-Larbi, V. (2021). Bioaccumulation of chemical elements in vegetables as influenced by application frequency of municipal solid waste compost. *Canadian Journal of Plant Science*. 101(6): 967-983. <https://doi.org/10.1139/cjps-2020-0291>
- Agneta, F.F., Annika, H., Katarina, V., Margareta, W. & Wallen, M. (2006). Assessment factors – Applications in health risk assessment of chemicals. *Environmental Research*, 104:108-127. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.10.004>
- Akber, M. A., Rahman, M. A., Islam, M. A. & Islam, M. A. (2019). Potential ecological risk of metal pollution in lead smelter-contaminated agricultural soils in khulna, bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment: An International Journal Devoted to Progress in the Use of Monitoring Data in Assessing Environmental Risks to Man and the Environment*, 191(6), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7483-3>
- Alam, M. N. E., Hosen, M. M., Ullah, A., Maksud, M. A., Khan, S. R., Lutfu, L. N., Choudhury, T. R. & Quraishi, S. B. (2023). Pollution Characteristics, Source Identification, and Health Risk of Heavy Metals in the Soil-Vegetable System in Two Districts of Bangladesh. *Biological Trace Element Research*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s12011-023-03558-7>
- Alexander, P. D., Alloway, B. J., & Dourado, A. M. (2006). Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. *Environmental Pollution*, 144(3), 736–745. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.001>
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Ali, M., Song, X., Ding, D., Wang, Q., Zhang, Z., & Tang, Z. (2022). Bioremediation of pahs and heavy metals co-contaminated soils: challenges and enhancement strategies. *Environmental Pollution*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118686>
- Alloway, B. J. (2004). Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contamination & Reclamation*, 12(3), 179e187.
- Andleeb, S., Ur Rehman, K., Mahmood, A., Elsadek, M. F., Ul Safa, N., Hussein, D. S. & Essam El-Din, M. M. (2023). Human health risk hazards by heavy metals through consumption of vegetables cultivated by wastewater. *Journal of King Saud University - Science*, 35(2). <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.102467>

- Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Boersch, J., Frohne, T., Du Laing, G. & Rinklebe, J. (2017). Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of Environmental Management*, 186, 192-200. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.036>
- Arslan Topal, E. I., Topal, M. & Öbek, E. (2022). Assessment of heavy metal accumulations and health risk potentials in tomatoes grown in the discharge area of a municipal wastewater treatment plant. *International Journal of Environmental Health Research*, 32(2), 393-405. <https://doi.org/10.1080/09603123.2020.1762071>
- Assad, C. P., Hettiarachchi, G. M., Martin, S., & Pierzynski, G. M. (2015). Potential bioavailability of lead, arsenic, and polycyclic aromatic hydrocarbons in compost-amended urban soils. *Journal of Environmental Quality*, 44, 930–944. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.09.0400>
- Assad, M. (2017). *Transfert des éléments traces métalliques vers les végétaux : mécanismes et évaluations des risques dans des environnements exposés à des activités anthropiques*. Université Bourgogne Franche-Comté.
- Attanayake, C. P., Hettiarachchi, G. M., Harms, A., Presley, D., Martin, S., & Pierzynski, G. M. (2014). Field evaluations on soil plant transfer of lead from an urban garden soil. *Journal of Environmental Quality*, 43, 475. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0273>
- Atwood, D.A. (2013). *The rare earth elements: fundamentals and applications* : John Wiley & Sons.
- Aznar, J. C., Richer-Lafèche, M. & Cluis, D. (2008). Metal contamination in the lichen *Alectoria sarmentosa* near the copper smelter of Murdochville, Québec. *Environmental pollution*, 156(1), 76–81. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.037>
- Babandi, A., Ya'u, M., Muhammad Yakasai, H., Shehu, D., Babagana, K., Ibrahim, A., ... & Ezeanyika, L. (2020). Non-carcinogenic and carcinogenic risk potentials of metals exposure from vegetables grown in Sharada industrial area Kano, Nigeria. *Journal of Chemical Health Risks*, 10(1), 1-15.
- Badilla-Ohlbaum, R., Ginocchio, R., Rodriguez, P. H., Cespedes, A., Sergio, G., Allen, H. E. & Lagos, G. E. (2001). Relationship between soil copper content and copper content of selected crop plants in central Chile. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(12), 2749-2757.
- Bagatto, G. & Shorthouse, J. D. (1991). Accumulation of copper and nickel in plant tissues and an insect gall of lowbush blueberry, *Vaccinium angustifolium*, near an ore smelter at Sudbury, Ontario, Canada. *Canadian Journal of Botany*, 69(7), 1483-1490.
- Baize, D. (2001). *Évaluer les contaminations diffuses en éléments traces dans les sols*. Vèmes Journées GEMAS / COMIFER, Blois, 281-295.
- Basha, A. M., Yasovardhan, N., Satyanarayana, S. V., Reddy, G. V. S. & Vinod Kumar, A. (2014). Trace metals in vegetables and fruits cultivated around the surroundings of Tummalapalle uranium mining site, Andhra Pradesh, India. *Toxicology Report*, 1, 505-512. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2014.07.011>

- Bazin, H. (2018). Les enjeux d'une science citoyenne au cœur de la société. *Cahiers de l'action*, 51-52, 157-162. <https://doi.org/10.3917/cact.051.0157>
- Beausoleil, M. & Price, K. (2010). *Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal*. Direction de santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de Montréal.
- Bilodeau, F. (2019). *Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2018 sur l'imprégnation au plomb, au cadmium et à l'arsenic des jeunes enfants du quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda*. Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda.
- Bilodeau, F., Bessette, S., Proulx, D. & Bussière, P. (2020). *Rapport de la caractérisation préliminaire des sols à l'arsenic, au cadmium et au plomb dans le périmètre urbain de Rouyn-Noranda*. Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda.
- Bing, H., Wu, Y., Sun, Z. et Yao, S. (2011). Historical trends of heavy metal contamination and their sources in lacustrine sediment from Xijiu Lake, Taihu Lake catchment, China. *Journal of Environmental Sciences*, 23(10), 1671-1678. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(10\)60593-1](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(10)60593-1)
- Bloch, P. (1998). Salsigne : une très ancienne pollution qui affecte la nature et les hommes. *Combat Nature*, 123, 7-10.
- Boente, C., Matanzas, N., García-González, N., Rodríguez-Valdés, E., & Gallego, J. R. (2017). Trace elements of concern affecting urban agriculture in industrialized areas: a multivariate approach. *Chemosphere*, 183, 546–556. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.129>
- Bonham-Carter, G. F., Henderson, P.J., Kliza, D. A. & Kettles, I. M. (2006). Comparison of metal distributions in snow, peat, lakes and humus around a Cu smelter in western Québec, Canada, *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 6: 215-228. <https://doi.org/10.1144/1467-7873/05-090>
- Bovington, C. R. (1987). Identification and quantification of atmospheric emission sources of heavy metals and dust from metallurgical processes and waste incineration. *Environment and quality of life*.
- Bowen, H. J. M. (1979). *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press.
- Bramwell, L., Pless-Mulloli T. & Hartley, P. (2008). Health Risk Assessment of Urban Agriculture Sites Using Vegetable Uptake and Bioaccessibility Data – an Overview of 28 sites with a Combined Area of 48 Hectares. *Epidemiology*, 19 (6). <http://doi.org/10.1097/01.EDE.0000339967.24536.9D>
- Brewer, A., Dror, I., & Berkowitz, B. (2022). Electronic waste as a source of rare earth element pollution: Leaching, transport in porous media, and the effects of nanoparticles. *Chemosphere*, 287: 132217. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132217>

- Brown, S. L., Clausen, I., Chappell, M. A., Scheckel, K. G., Newville, M., & Hettiarachchi, G. M. (2012). High-iron biosolids compost–induced changes in lead and arsenic speciation and bioaccessibility in co-contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1612. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0297>
- Brown, S. L., Chaney, R. L. & Hettiarachchi, G. M. (2016), Lead in Urban Soils: A Real or Perceived Concern for Urban Agriculture? *Journal of Environmental Quality*, 45: 26-36. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0376>
- Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST) (1979a). *Rapport final S-1 : Comportement de la mortalité dans la région de Rouyn-Noranda*. Service de protection de l'environnement, Gouvernement du Québec.
- Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST) (1979b). *Rapport final S-3 : Principes d'évaluation et de contrôle des effets sur la santé du fait des contaminants de l'environnement*. Service de protection de l'environnement, Gouvernement du Québec.
- Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST) (1979c). *Rapport sectoriel E-14 : Étude de la contamination de la neige par les métaux lourds dans la région de Rouyn-Noranda*. Service de protection de l'environnement, Gouvernement du Québec.
- Bureau of Chemical Safety (BCS), Food Directorate (FD) and Health Products and Food Branch (HPFB) (2007). *Human Health Risk Assessment of Mercury in Fish and Health Benefits of Fish Consumption*. Santé Canada.
- Canadian Environmental Protection Act (CEPA) (2001). *Priority substances list assessment report*. Phenol Protection Act, 1-73.
- Centre intégré et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue (CISSS-AT) (2022). *État de santé - Espérance de vie à la naissance (2014-2018)*. <https://observat.qc.ca/tableaux-statistiques/demographie/esperance-de-vie-a-la-naissance-mrc-de-labitibi-temiscamingue-et-quebec#.ZBHGX5HMK3A>
- Chassin, P., Baize, D., Cambier, P. & Sterckeman, T. (1996). Les éléments traces métalliques et la qualité des sols. Impacts à moyen et long terme. *Étude et Gestion des Sols*, 3, 297-305.
- Chen, T.-B., Zheng, Y.-M., Lei, M., Huang, Z.-C., Wu, H.-T., Chen, H., Fan, K.-K., Yu, K., Wu, X. & Tian, Q.-Z. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60, 542–551. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.072>
- Chen, C., Qian, Y., Chen, Q. & Li, C. (2011). Assessment of daily intake of toxic elements due to consumption of vegetables, fruits, meat, and seafood by inhabitants of Xiamen, China. *Journal of Food Science*, 76, 181-188. <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2011.02341.x>
- Chen, L., Liu, J. R., Hu, W. F., Gao, J. & Yang, J. Y. (2021). Vanadium in soil-plant system: Source, fate, toxicity, and bioremediation. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124200. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124200>

- Chen, Z., Ding, Y., Jiang, X., Duan, H., Ruan, X. Li, Z. & Li, Y. (2022). Combination of UNMIX, PMF model and Pb-Zn-Cu isotopic compositions for quantitative source apportionment of heavy metals in suburban agricultural soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 234: 113369. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113369>
- Ciężka, M. M., Górka, M., Trzyna, A., Modelska, M., Łubek, A. & Widory, D. (2022) The multi-isotope biogeochemistry (S, C, N and Pb) of Hypogymnia physodes lichens: air quality approach in the Świętokrzyski National Park, Poland. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 19: 1-23. <https://doi.org/10.1080/10256016.2022.2110591>
- Cobb, G. P., Sands, K., Waters, M., Wixson, B. G. & Dorward-King, E. (2000). Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(3), 600-607. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190311>
- Cohn, J. P. (2008). Citizen science: can volunteers do real research?, *BioScience*, 58, 3, 192-197. <https://doi.org/10.1641/B580303>
- Csavina, J., Taylor, M. P., Félix, O., Rine, K. P., Sáez, A. E. & Betterton, E. A. (2014). Size-resolved dust and aerosol contaminants associated with copper and lead smelting emissions: implications for emission management and human health. *Science of the Total Environment*, 493 : 750-756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.031>
- Dagesse, D. (2011). Effect of freeze-drying on soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2111–2121. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0287>
- Dala-Paula, B. M., Custodio, F. B., Gloria, M. B. A., Knupp, E. A. N., Palmieri, H. E. L., & Silva, J. B. B. (2018). Cadmium, copper and lead levels in different cultivars of lettuce and soil from urban agriculture. *Environmental Pollution*, 242, 383–389. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.101>
- Dansou, B. S. & Odoulami, L. (2018). Pratiques traditionnelles de gestion des déchets solides et influences sur la qualité du sol dans la ville de Porto-Novo au Sud du Benin. *Environmental Science*.
- Davies, B.E. & White, H. M. (1981). Trace elements in vegetables grown on soils contaminated by base metal mining. *Journal of Plant Nutrition*, 3: 387-396. <https://doi.org/10.1080/01904168109362846>
- Defoe, P. P., Hettiarachchi, G. M., Benedict, C., & Martin, S. (2014). Safety of gardening on lead- and arsenic contaminated urban brownfields. *Journal of Environmental Quality*, 43, 2064–2078. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.03.0099>
- De Kimpe, C. R. & Morel, J.-L. (2000). Urban soil management: A growing concern. *Soil Science* 165(1), 31-40.

- da Silva, P. D., Heaton, L. & Millerand, F. (2017). Des recherches participatives dans la production des savoirs liés à l'environnement – Une revue de littérature sur la « science citoyenne » : la production de connaissances naturalistes à l'ère numérique. *Natures Sciences Sociétés*, 25 (4), 370-380. <https://doi.org/10.1051/nss/2018004>
- Denaix, L., Mench, M., Sappin-Didier, V., Bussière, S., Rousselin, A. & Uyttewald, V. (2002). *Evaluation des risques dus à la présence d'éléments traces dans un secteur agricole pollué par des épandages d'eaux usées*. Convention INRA-ADEME 00 31 046, ADEME, Puteaux, 45 p.
- Deventer, T.E., Saunders, R. & Repacholi, M.H. (2004). WHO health risk assessment process for static fields. *Progress in Biophysics and Molecular Biology*, 87:355-363. <https://doi.org/10.1016/j.pbiomolbio.2004.08.017>
- Dias da Silva, P., Heaton, L. & Millerand, F. (2017). Une revue de littérature sur la « science citoyenne » : la production de connaissances naturalistes à l'ère numérique. *Natures Sciences Sociétés*, 25, 370-380. <https://doi.org/10.1051/nss/2018004>
- Direction de la Santé Publique de l'Abitibi-Témiscamingue (DSP-AT) (1992). Étude sur la contamination au cadmium des fruits et légumes de potagers situés dans le quartier Notre-Dame à Noranda, Québec.
- Douay, F. & Sterckeman, T. (2002). Teneurs en Pb, Cd et Zn dans les végétaux cultivés aux alentours d'usines métallurgiques. Dans D. Baize et M. Tercé (dir.), *Les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales*.
- Douay, F., Pruvot, C., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourier, H., Proix, N. & Waterlot, C. (2008). Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters. *Water Air and Soil Pollution*, 188(1-4), 247-60. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9541-7>
- Douay, F., Pruvot, C., Waterlot, C., Fritsch, C., Fourier, H., Loriette, A., Bidar, G., Grand, C., de Vaufléury, A. & Scheifler, R. (2009). Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France. *Science of the Total Environment*, 407(21), 5564-5577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.015>
- Dupont, Jérémy. (2023). Le souffle polymétallique de la fonderie Horne : caractérisation des dépôts atmosphériques à l'aide d'approches passives et de biosurveillance. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Montréal.
- Edogbo, B., Okolocha, E., Maikai, B., Aluwong, T. & Uchendu, C. (2020). Risk analysis of heavy metal contamination in soil, vegetables and fish around Challawa area in Kano State, Nigeria. *Scientific African*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00281>
- El Hamiani, O., Khalil, H. E., Lounate, K., Sirguez, C., Hafidi, M., Bitton, G., Schwartz, C. & Boularbah, A. (2010). Toxicity assessment of garden soils in the vicinity of mining areas in Southern Morocco. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 755-761. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.096>

- El Hamiani, O., El Khalil, H., Sirguy, C., Ouhammou, A., Bitton, G., Schwartz, C. & Boularbah, A. (2013). Metal Concentrations in Plants from Mining Areas in South Morocco: Health Risks Assessment of Consumption of Edible and Aromatic Plants. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 43(3), 399-407. <https://doi.org/10.1002/clen.201300318>
- El Kheir, S. B., Oubbih, J., Saidi, N. & Bouabdli, A. (2008). Hyperaccumulation de Zn, Pb et Cd par *Thlaspi caerulescens* (*Brassicaceae*) sur différents substrats issus d'une région minière de la Haute-Moulouya (Maroc). *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle*, 144, 43-49.
- Environmental quality standard for soils (1995). *State Environmental Protection Administration of China (in Chinese)*.
- Environment and Climate Change Canada (ECCC). (2019). Station Results - Historical Data. https://climate.weather.gc.ca/historical_data/search_historic_data_stations_e.html?searchType=stnName&timeframe=1&txtStationName=Rouyn&searchMethod=contains&optLimit=yearRange&StartYear=1840&EndYear=2021&Year=2021&Month=8&Day=8&selRowPerPage=2
- Environnement Canada (2022). *Inventaire national des rejets de polluants*. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/outils-ressources-donnees/tableau-de-bord-toute-lannee.html>
- FAO/WHO (2006). *Guidance for Industry: Estimating Dietary Intake of Substances in Food*. <https://www.fda.gov/regulatory-information/search-fda-guidance-documents/guidance-industry-estimating-dietary-intake-substances-food#ftn2>
- FAO/WHO (2009). *Norme générale pour les contaminants et les toxines présents dans les produits de consommation humaine et animale*.
- FAO/WHO (2022). *Agriculture urbaine et périurbaine*. <https://www.fao.org/climate-smart-agriculture/knowledge/practices/periurban/fr/>
- Fekiacova, Z., Cornu, S. & Pichat, S. (2015). Tracing contamination sources in soils with Cu and Zn isotopic ratios. *Science of the Total Environment*, 517, 96-105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.046>
- Fiket, Ž. & Medunić, G. (2023). Dataset of rare earth elements distribution in soils and vegetables. *Results in Earth Sciences*, 1. <https://doi.org/10.1016/j.rines.2023.100004>
- Filip, M. G. T. (2017). Watering regime influences Cd concentrations in cultivated spinach. *Journal of Environment Management*, 186(2), 201-206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.056>
- Finster, M. E., Gray, K. A. & Binns, H. J. (2004). Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: a field survey. *Science of the Total Environment*, 320(2-3), 245-257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.08.009>
- Fore, L. S., Paulsen, K. & O'Laughlin, K. (2001). Assessing the performance of volunteers in monitoring streams. *Freshwater Biology*, 46, 1, 109-123. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2001.00640.x>

- Francova, A., Chrastny, V., Sillerova, H., Vitkova, M., Kocourkova, J. & Komarek, M. (2017). Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. *Environmental Pollution*, 220, 286–297. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.062>
- Fry, K. L., Wheeler, C. A., Gillings, M. M., Flegal, A. R. & Taylor, M. P. (2020). Anthropogenic contamination of residential environments from smelter As, Cu and Pb emissions: implications for human health. *Environmental Pollution*, 262: 114235. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114235>
- Fu, J., Zhou, Q., Liu, J., Liu, W., Wang, T., Zhang, Q. & Jiang, G. (2008). High levels of heavy metals in rice (*Oryza sativa* L.) from a typical E-waste recycling area in southeast China and its potential risk to human health. *Chemosphere*, 71(7), 1269-1275. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.065>
- Gagné, D. (2000). *Rapport final sur le dépistage de la plombémie chez les enfants du quartier Notre-Dame (Rouyn-Noranda) en 1999*. Dans Département de la santé communautaire (dir.) : Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda, Québec.
- Gagné, D. (1992). *Étude sur la contamination au cadmium des fruits et légumes de potagers situés dans le quartier Notre-Dame à Noranda*. Dans Département de la santé communautaire (dir.) : Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue.
- Galvez-Cloutier, R. & Lefrançois, P. J. (2005). Les sols contaminés par des métaux lourds : Distribution géochimique et techniques de restauration (Seconde partie). *Vecteur Environnement*, 38(4), 48-54.
- García-Lestón, J., Méndez, J., Pásaro, E. & Laffon, B. (2010). Genotoxic effects of lead: an updated review. *Environment International*. 36 (6):623–636. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.04.011>
- Ge, Y., Murray, P. & Hendershot, W. H. (2000). Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution*, 107(1). 137-144. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00119-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00119-0)
- Gebeyehu, H. R. & Bayissa, L. T. (2020). Levels of heavy metals in soil and vegetables and associated health risks in Mojo area, Ethiopia. *PLoS ONE*, 15(1), e0227883. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227883>
- Glencore (2024). *Histoire*. <https://www.glencore.ca/fr/who-we-are/our-history>
- Gouvernement du Canada (2019a). *Contaminants environnementaux*. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/contaminants-environnementaux.html>
- Gouvernement du Canada (2019b). *Troisième phase du Plan de gestion des produits chimiques*. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemical-substances/third-phase-chemicals-management-plan.html#s1>

- Gouzy, A. & Ducos, G. (2008). La connaissance des éléments traces métalliques : un défi pour la gestion de l'environnement. *Air pur*, 6-10.
- Guo, G., Zhang, D. & Wang, Y. (2019). Probabilistic Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Intake via Vegetable Consumption around Pb/Zn Smelters in Southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16 (18).
<https://doi.org/10.3390/ijerph16183267>
- Hadayat, N., De Oliveira, L. M., Da Silva, E., Han, L., Hussain, M., Liu, X. & Ma, L. Q. (2018). Assessment of trace metals in five most-consumed vegetables in the US: Conventional vs. organic. *Environmental Pollution*, 243(Pt A), 292-300.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.065>
- Haklay, M. (2013). Citizen science and volunteered geographic information: overview and typology of participation, in Sui, D., Elwood, S. & Goodchild, M. (Eds), *Crowdsourcing geographic knowledge*, Dordrecht, Springer, 105-122. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4587-2_7
- Harmanescu, M., Alda, L., Bordean, D., Gogoasa, I. & Gergen, I. (2011). Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat county, Romania. *Chemistry Central Journal*, 5, 64. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-5-64>
- Hendershot, W. & Turmel, P. (2007). Is food grown in urban gardens safe ? *Integrated Environmental Assessment and Management Banner*, 3 (3), 363-364. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030319>
- Henderson, P. J. & Knight, R. D. (2005). Regional distribution and mobility of copper and lead in soils near the Horne copper smelter at Rouyn-Noranda, Quebec. Dans : *Metals in the Environment Around Smelters at Rouyn-Noranda, Quebec, and Belledune, New Brunswick: Results and Conclusions of the GSC MITE Point Sources Project*, (ed.) G.F. Bonham-Carter; Geological Survey of Canada, Bulletin 584, 23 p.
- Heshmati, A., Mehri, F., Karami-Momtaz, J. & Khaneghah, A. M. (2020). Concentration and Risk Assessment of Potentially Toxic Elements, Lead and Cadmium, in Vegetables and Cereals Consumed in Western Iran. *Journal of Food Protection*, 83(1), 101-107.
<https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-19-312>
- Hettiarachchi, G. M. & Pierzynski G. M. (2004). Soil lead bioavailability and in situ remediation of lead-contaminated soils: a review. *Plos One*, 23: 78–93. <https://doi.org/10.1002/ep.10004>
- Hochachka, W. M., Fink, D., Hutchinson, R. A., Sheldon, D., Wong, W.-K. & Kelling, S. (2012). Data-intensive science applied to broad-scale citizen science. *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 2, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.006>
- Hu, X., Zhang, Y., Ding, Z. H., Wang, T. J., Lian, H. Z., Sun, Y. Y. & Wu, J. (2012). Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China. *Atmospheric Environment*. 57, 146–152.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.056>.

- Huang, Y., Chen, Q., Deng, M., Japenga, J., Li, T., Yang, X. & He, Z. (2018). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environment Management*, 207, 159-168.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072>
- Hussain, M.I. & Qureshi, A. (2020). Health risks of heavy metal exposure and microbial contamination through consumption of vegetables irrigated with treated wastewater at Dubai, UAE. *Environnemental Science and Pollution Research*, 27, 11213–11226.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-07522-8>
- Izquierdo, M., De Miguel, E., Ortega, M. & Mingot, J. (2015). Bioaccessibility of metals and human health risk assessment in community urban gardens, *Chemosphere*, 135, 312-318.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.079>
- Jackson, T. (2011). Healthy soils for food system resiliency. (Thèse de doctorat). University of Kansas.
- Jacobs, C. (2016). Data quality in crowdsourcing for biodiversity research: issues and examples. Dans : Capineri, C., Haklay, M., Huang, H., Antoniou, V., Kettunen, J., Ostermann, F. & Purves, R. (Eds), *European handbook of crowdsourced geographic information*, London, Ubiquity Press, 75-86. <https://doi.org/10.5334/bax.f>
- Johnson, M. F., Hannah, C., Acton, L., Popovici, R., Karanth, K. & Weinthal, E. (2014). Network environmentalism: Citizen scientists as agents for environmental advocacy. *Global Environmental Change*. 29, 235-245. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.10.006>
- Jomova K, Valko M. 2011. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. *Toxicology*. 283(2–3):65–87. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2011.03.001>.
- Kabala, C., Chodak, T., Szerszen, L., Karczewska, A., Szopka, K. & Fraczak, U. (2009). Factors influencing the concentration of heavy metals in soils of allotment gardens in the city of Wrocław, Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18(7), 1118-1124.
- Kachenko, A.G. & Singh, B. (2004). Heavy Metals Contamination of Home-Grown Vegetables Near Metal Smelters in NSW, SuperSoil. *New Zealand Soils Conference*, 1–8.
<https://doi.org/10.1007/s11270-006-2027-1>
- Karki, B. K., Philip, L., Karki, K. & Ghimire, A. (2024). Insight into Urban River Water Quality Using Ecological Risk Assessment Based on Risk Quotient. *Water Conservation Science and Engineering*, 9(2), 56.
- Keddari, D., Afri-Mehennaoui, F. Z., Smatti-Hamza, I., Djeddi, H., Sahli, L. & Mehennaoui, S. (2019). Évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cuivre, nickel et zinc) des sédiments de l’oued Boumerzoug et ses affluents, et leur transfert vers la chénopodiacée *spinacia oleracea* (L.). *Revue des Sciences de l’Eau*, 32(3), 255-273.
<https://doi.org/10.7202/1067308ar>

- Kessler-Nadeau, Max Émile (2021). Contamination atmosphérique en éléments traces au sein de tourbières ombrotrophes situées à proximité d'une fonderie de cuivre. (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal.
- Khaliq, A., Rhamdhani, M.A., Brooks, G. & Masood, S. (2014). Metal Extraction Processes for Electronic Waste and Existing Industrial Routes: A Review and Australian Perspective. *Resources*, 3(1):152-179. <https://doi.org/10.3390/resources3010152>
- Khan, S., Farooq, R., Shahbaz, S., Khan, M.A. & Sadique, M. (2008). Health Risk Assessment of Heavy Metals for Population via Consumption of Vegetables. *World Applied Sciences Journal*, 6, 1602-1606.
- Khan, M.N., Wasim, A.A., Sarwar, A. & Rasheed, M.F. (2011) Assessment of heavy metal toxicants in the roadside soil along the N-5, national highway, Pakistan. *Environmental Monitoring Assessment*, 182, 587–595.
- Khan, K., Lu, Y., Khan, H., Ishtiaq, M., Khan, S., Waqas, M., Wei, L. & Wang, T. (2013). Heavy metals in agricultural soils and crops and their health risks in Swat District, northern Pakistan. *Food and Chemical Toxicology*, 58, 449-458. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.05.014>
- Kim, B. F., Poulsen, M. N., Margulies, J. D., Dix, K. L., Palmer, A. M. & Nachman, K. E. (2014). Urban community gardeners' knowledge and perceptions of soil contaminant risks. *PLoS One*, 9(2), e87913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087913>
- Kliza, D. A., Bonham-Carter, G. F. & Zdanowicz, C. (2005). Geochemistry of snow around the copper smelter at Rouyn-Noranda, Quebec : comparison of 1998 and 2001 surveys, *Geological Survey of Canada, Bulletin 584*, 25 p.
- Kongwong, P., Morozova, K., Ferrentino, G., Poonlarp, P., & Scampicchio, M. (2018). Rapid determination of the antioxidant capacity of lettuce by an e-tongue based on flow injection coulometry. *Electroanalysis*, 30(2), 230–237. <https://doi.org/10.1002/elan.201700354>
- Krishnamurthy, N. & Gupta, C. K. (2005). Extractive metallurgy of rare earths : CRC press. <https://doi.org/10.1179/IMR.1992.37.1.197>
- Kuang, Y. H. & Deng, Z. Q. (1981). Research on absorption of cerium by rice and distribution in rice using ¹⁴¹Ce tracer. *Environmental Sciences.*, 2(1), 40–44.
- Kumar, A., Holuszko, M. & Espinosa, D. (2017). E-waste: An overview on generation, collection, legislation and recycling practices. *Resources, Conservation and Recycling*, 122: 32–42. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.018>
- Lapierre, E. (2019). Accumulation et translocation de cinq éléments traces dans la biomasse aérienne de végétaux d'intérêt dans un contexte de phytoremédiation. (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal.
- Lavallée, S. (2006). Les terrains contaminés au Québec: quels sont les risques pour les prêteurs? *CIRANO*.

- Leggett, R., Ansozorlo, E., Bailey, M., Gregoratto, D., Paquet, F. & Taylor, D. (2014). Biokinetic data and models for occupational intake of lanthanoids. *International Journal of Radiation Biology*, 90, 996-1010. <https://doi.org/10.3109/09553002.2014.887868>
- Les diététistes du Canada (2024). Les courbes de croissance de l’OMS. Consulté en ligne le 2 septembre 2024 au : <https://www.dietitians.ca/Downloads/Public/WHO-Growth-Charts-Summary-of-Changes-French-2014.aspx>
- Leung, N.S. Duzgoren-Aydin, K.C. Cheung, M.H. Wong, Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in southeast China, *Environmental Science & Technology*, 42, 2674–2680. <https://doi.org/10.1021/es071873x>
- Li, F. L., Shan, X. Q., Zhang, T .H. & Zhang, S. Z. (1998). Evaluation of plant availability of rare earth elements in soils by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Environmental Pollution*, 102, 269–277. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00063-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00063-3)
- Li, X., Yang, H., Zhang, C., Zeng, G., Liu, Y., Xu, W., Wu, Y. & Lan, S. (2017). Spatial distribution and transport characteristics of heavy metals around an antimony mine area in central China. *Chemosphere*, 170, 17-24. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.011>
- Li, Z., Ma, T., Yuan, C., Hou, J., Wang, Q., Wu, L., Christie, P. & Luo, Y. (2016). Metal contamination status of the soil-plant system and effects on the soil microbial community near a rare metal recycling smelter. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17), 17625-17634. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6958-9>
- Loh M.M., Sugeng A., Lothrop N., Klimecki W., Cox M., Wilkinson S.T., Lu Z. & Beamer P.I. (2016). Multimedia exposures to arsenic and lead for children near an inactive mine tailings and smelter site. *Environmental Research*, 146, 331-339.
- Lovell, S. T. & Johnston, D. M. (2009). Designing landscapes for performance based on emerging principles in landscape ecology. *Ecology and Society*, 14, 44.
- Lovell, S. T. (2010). Multifonctionnal Urban Agriculture for Sustainable Land Use Planning in the United States, *Sustainability*, 2 (8), 2499-2522. <https://doi.org/10.3390/su2082499>
- Luo, C. L., Liu, C. P., Wang, Y., Liu, X., Li, F. B., Zhang, C., Li, X. D. (2011). Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, south China. *Journal of Hazardous Material*, 186(1):481–490. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.024>
- Madeira, A. C., de Varennes, A., Abreu, M. M., Esteves, C. & Magalhães, M. C. F. (2012). Tomato and parsley growth, arsenic uptake and translocation in a contaminated amended soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.04.004>
- Mandal, R. & Kaur, S. (2019). Impact of environmental pollution on trace elements in vegetables and associated potential risk to human health in industrial town Mandi-gobindgarh (India). *Chemosphere*, 219, 574–587. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.034>

- Manea, D. N., Ienciu, A. A., Stef, R., Smuleac, I. L., Gergen, II & Nica, D. V. (2020). Health Risk Assessment of Dietary Heavy Metals Intake from Fruits and Vegetables Grown in Selected Old Mining Areas-A Case Study: The Banat Area of Southern Carpathians. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (14). <https://doi.org/10.3390/ijerph17145172>
- Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P. & Zerbi, G. (2004). Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*, 132, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.001>
- Mawari, G., Kumar, N., Sarkar, S., Daga, M. K., Singh, M. M., Joshi, T. K. & Khan, N. A. (2022). Heavy Metal Accumulation in Fruits and Vegetables and Human Health Risk Assessment: Findings From Maharashtra, India. *Environmental Health Insights*, 16, 11786302221119151. <https://doi.org/10.1177/11786302221119151>
- McClintock, N. (2011). Cultivation, Capital, and Contamination: Urban Agriculture in Oakland, California. (Thèse de doctorat). University of California, Berkeley.
- McClintock, N. (2012). Assessing soil lead contamination at multiple scales in Oakland, California: Implications for urban agriculture and environmental justice. *Applied Geography*, 35 (1-2), 460-473. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.10.001>
- McClintock, N. (2015). A critical physical geography of urban soil contamination. *Geoforum*, 65, 69-85.
- Mench, M. & Baize, D. (2004). Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces mesures pour réduire l'exposition. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 52.
- Mench, M., Juste, C. & Solda, P. (1992). Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai de longue durée: accumulation des métaux par les Végétaux supérieurs. Bulletin de la Société Botanique de France. *Actualités Botaniques*, 139(1), 141-156. <https://doi.org/10.1080/01811789.1992.10827096>
- Mensah, E., Kyei-Baffour, N., Ofori, E. & Obeng, G. (2009). *Influence of Human Activities and Land Use on Heavy Metal Concentrations in Irrigated Vegetables in Ghana and Their Health Implications*. Dans : *Appropriate Technologies for Environmental Protection in the Developing World* (p. 9-14). https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9139-1_2
- Meteoblue (2021). *Climat Rouyn-Noranda*. https://www.meteoblue.com/fr/meteo/historyclimate/climatemodelled/rouyn-noranda_canada_6128577
- Meuser, H. (2010). Causes of soil contamination in the urban environment. Dans : Alloway B. J. & Trevors J. T. (dir.) *Contaminated Urban Soils*. Springer, 29–94.
- Michaelis, M. & Stadler, A. (2021). *A Chemist's Guide to Sample Preparation: Basics of Microwave-assisted Acid Digestion in a Nutshell – How to Get Started with Anton Paar Instrumentation*.

- Mielke, H. W., Anderson, J. C., Berry, K. J., Mielke, P. W., Chaney, R. L. & Leech, M. (1983). Lead concentrations in inner-city soils as a factor in the child lead problem. *American Journal of Public Health*, 73: 1366–1369. <https://doi.org/10.2105/AJPH.73.12.1366>
- Ministère de la Faune, de la Forêt et des Parcs (MFFP) (2022). *Pleins feux sur... la science citoyenne*. Gouvernement du Québec. <https://mffp.gouv.qc.ca/jeunesse/science-citoyenne/>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCLP) (2023). *RSQAQ - Séquentielles_2007-2023*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/rsqaq-donnees-sequentielles/ressource/b83cac3b-6199-4cfd-a903-cdec2369630c>
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) (2023). *Éléments des terres rares (ETR)*. Gouvernement du Québec. <https://gq.mines.gouv.qc.ca/portail-substances-minerales/elements-des-terres-rares/>
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Changements Climatiques (MDDELCC) (2018). Orientations et références techniques pour la deuxième attestation d'assainissement – Fonderie de cuivre, 57 pages. Récupéré de : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/prri/orientations-ref-tech-fonderie-cuivre.pdf>
- Miyazaki, Y., Murase, A., Shiina, M., Naoe, K., Nakashiro, R., Honda, J. & Senou H. (2014). Biological monitoring by citizens using web-based photographic databases of fishes. *Biodiversity and Conservation*, 23, 9, 2383-239. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0724-4>
- Mohamed, A. E., Rashed, M. N. & Mofty, A. (2003). Assessment of essential and toxic elements in some kinds of vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55(3), 251-260. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00026-5](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00026-5)
- Morgan, R. (2013). Soil, heavy metals, and human health. Dans : Brevik, E. C., Burgess, L. C., editors. *Soils and Human Health*. CRC Press. pp. 59-82.
- Moyen Massa, G., & Archodoulaki, V. M. (2023). Electrical and Electronic Waste Management Problems in Africa: Deficits and Solution Approach. *Environments*, 10(3), 44. <https://doi.org/10.3390/environments10030044>
- Muchuweti, M., Birkett, J. W., Chinyanga, E., Zvauya, R., Scrimshaw, M. D. & Lester, J. N. (2006). Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.028>
- Murray, H., Pinchin, T. A., & Macfie, S. M. (2011). Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 815–829. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0359-y>
- Nantel, A. J. (1979). Rapport final S-3 : Principes d'évaluation et de contrôle des effets sur la santé du fait des contaminants de l'environnement. Dans : Bureau d'étude sur les substances toxiques (dir.), Gouvernement du Québec.

- Noubissié, E. (2015). Spéciation des composés organométalliques (Hg, Sn, Pb) dans les sols des cultures maraîchères et dans trois espèces de plantes cultivées à ngaoundéré (cameroun) (Thèse de doctorat). Université de Pau et des Pays de l'Adour, & École doctorale sciences exactes et leurs applications (Pau, Pyrénées Atlantiques).
- Oladeji, S. O. & Saeed, M. D. (2015). Assessment of cobalt levels in wastewater, soil and vegetable samples grown along Kubanni stream channels in Zaria, Kaduna State, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 9(10), 765-772. <https://doi.org/10.5897/ajest2015.1969>
- Orisakwe, O. E., Dagur, E. A., Mbagwu, H. O. C., Udowelle, N. A. & Ofor, S. J. (2018). Levels of some heavy metals in vegetables from artisanal mining sites of Dilimi River, Bukuru and Barkin Ladi North Central Nigeria: any public health concern? *National Institute of Public Health*, 69(4), 335-345. <https://doi.org/10.32394/rpzh.2018.0038>
- Parviainen, A., Vázquez-Arias, A., Arrebola J. P. & Martín-Peinado F. J. (2021). Human health risks associated with urban soils in mining areas. *Environmental Research*, 206. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112514>
- Pekey, H., Karakaş, D. & Bakoğlu, M. (2004). Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses. *Marine Pollution Bulletin*. 2004, 49(9-10), 809-18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.06.029>
- Pelfrêne, A., Waterlot, C. & Douay, F. (2013). Influence of land use on human bioaccessibility of metals in smelter-impacted soils. *Environmental Pollution*. 178, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.008>
- Pendergrass, A. & Butcher, D. J. (2006). Uptake of lead and arsenic in food plants grown in contaminated soil from Barber Orchard, NC. *Microchemical Journal*, 83(1), 14-16. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2005.12.003>
- 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.
- Peters, S. J., Warner, S. M., Saikawa, E., Ryan, P. B., Panuwet, P., Barr, D. B., ... & Theal, C. (2023). Community-Engaged Assessment of Soil Lead Contamination in Atlanta Urban Growing Spaces. *GeoHealth*, 7(3), e2022GH000674. <https://doi.org/10.1029/2022GH000674>
- Pourrut, B., Shahid, M., Douay, F., Dumat, C. & Pinelli, E. (2013). *Molecular mechanisms involved in lead uptake, toxicity and detoxification in higher plants*. Dans : D.K. Gupta & al., editors, Heavy metal stress in plants. Springer, New York. p. 121–147.
- Pruvot, C., Douay, F., Hervé, F. & Waterlot, C. (2006). Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas. *Journal of Soils Sediments*, 6, 215–220. <https://doi.org/10.1065/jss2006.10.186>

- Qin, M., Jin, Y., Peng, T., Zhao, B. & Hou, D. (2023). Heavy metal pollution in Mongolian-Manchurian grassland soil and effect of long-range dust transport by wind. *Environment International*, 108019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108019>
- Rahmani, Y. & Kerchiche, Y. (2013). Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique par les métaux lourds dans les PM10. (Mémoire de maîtrise). Université Yahia Fares De Médéa. <http://dspace.univ-medea.dz/handle/123456789/4664>
- Ramirez-Andreotta, M. D., Brusseau, M. L., Artiola, J. F. & Maier, R. M. (2013a). A greenhouse and field-based study to determine the accumulation of arsenic in common homegrown vegetables grown in mining-affected soils. *Science of the Total Environment*, 443, 299-306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.095>
- Ramirez-Andreotta, M. D., Brusseau, M. L., Beamer, P. & Maier, R. M. (2013b). Home gardening near a mining site in an arsenic-endemic region of Arizona: assessing arsenic exposure dose and risk via ingestion of home garden vegetables, soils, and water. *Science of the Total Environment*, 454-455, 373-382. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.063>
- Ramos, R. A. R. & Pinto, R. S. B. F. F. (2008). Urban pollution and the impacts in urban kitchen gardens sustainability. Dans : *Proceedings of the 2nd International Conference on Waste Management, Water Pollution, Air Pollution, Indoor Climate (WWAI'08), October 26–28, 2008, Corfu, Greece*, World Scientific and Engineering Academy and Society, pp. 188–193. <https://hdl.handle.net/1822/18821>
- Rattan, R. K., Datta, S. P., Chhonkar, P. K., Suribabu, K. & Singh, A. K. (2005). Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 109, 310-322. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.025>
- Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT) (2011). Gouvernement du Québec.
- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère. (2023). Gouvernement du Québec.
- Rémy, E., Branchu, P., Canavese, M. & Berthier, N. (2017). Les risques sanitaires liés aux jardins collectifs : l'expertise sur le sol urbain en débat. *Lien social et Politiques*, (78), 49-69. <https://doi.org/10.7202/1039338ar>
- Ricard-Henderson, Virginie (2024). Évaluation du potentiel des larves de Chaoborus comme espèce sentinelle de la contamination des éléments de terres rares. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Montréal.
- Roba, C., Rosu, C., Pistea, I., Ozunu, A. & Baciuc, C. (2016). Heavy metal content in vegetables and fruits cultivated in Baia Mare mining area (Romania) and health risk assessment. *Environmental Sciences and Pollution Research*, 23(7), 6062-6073. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4799-6>
- Roberts, S. M., James, R. C. & Williams, P. L. (2022). Principles of toxicology: environmental and industrial applications. John Wiley & Sons.

- Roychoudhury, A. (2020). Vanadium uptake and toxicity in plants. *Journal of Agricultural and Crop Management*, 1 (2), 1010.
- Saco, D., Martín, S. & San Jose, P. (2013). Vanadium distribution in roots and leaves of *Phaseolus vulgaris*: morphological and ultrastructural effects. *Biologia Plantarum*, 57, 128-132.
- Samsøe-Petersen, L., Larsen, E. H., Larsen, P. B. & Bruun, P. (2002). Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils. *Environmental Science and Technology*, 36, 3057e3063. <https://doi.org/10.1021/es015691t>
- Sanchez-Camazano, M., Sanchez-Martin, M. J. & Lorenzo, L. F. (1994). Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain). *Science of the Total Environment*, 146/147,163e168. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90233-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90233-X)
- Santé Canada (2015). *Le Tableau de la consommation des aliments (ESCC Nutrition 2015)*. Gouvernement du Canada. <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/a9c18c37-b7b9-48ce-ac1d-b40a65bafa9e>
- Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkerei, C., Weber, F. & Kowarik, I. (2012). How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environmental Pollution*, 165, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.019>
- Savard, N. (1979). L'environnement à Rouyn-Noranda : Une espace en déséquilibre suite à l'activité minière (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal.
- Savoie, J.-Y. & Weber, J.-P. (1979). *Rapport final S-2 : Étude de la distribution de certains toxiques dans la population de Rouyn-Nonranda*. Bureau d'étude sur les substances toxiques, Gouvernement du Québec.
- Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., Uzu, G. & Dumat, C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: Mechanisms involved for lead. *Science of the Total Environment*. 427–428:253–262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.051>
- Schreck, E., Dappe, V., Sarret, G., Sobanska, S., Nowak, D., Nowak, J., Stefaniak, E. A., Magnin, V., Ranieri, V. & Dumat, C. (2014). Foliar or root exposures to smelter particles: consequences for lead compartmentalization and speciation in plant leaves. *Science of the Total Environment*, 476-477, 667-676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.089>
- Schüler, D., Buchert, M., Liu, R., Dittrich, S. & Merz, C. (2011). Study on rare earths and their recycling. *Öko-Institut eV Darmstadt*. 49, 30-40.
- Schwartz, C., Séré, G., Stas, M., Blanchart, A., Morel, J.-L. & Consales, J.-N. (2015). Quelle ressource sol dans les villes pour quels services et quels aménagements ? *Innovations Agronomiques, INRA*, 45, 1-11. <https://www.researchgate.net/publication/305515069>

- Shahid, M., Arshad, M., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Probst, A., Baque, D., Pradere, P. & Dumat, C. (2012). Long-term field metal extraction by Pelargonium: Phytoextraction efficiency in relation to plant maturity. *International Journal of Phytoremediation*, 14, 493-505. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.604689>
- Shahid, M., T. Xiong, M. Castrec-Rouelle, T. Leveque & C. Dumat (2013). Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves. *Journal of Environmental Science*, 25, 2451-2459. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60197-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60197-1)
- Sharafi, K., Mansouri, B., Omer, A. K., Bashardoust, P., Ebrahimzadeh, G., Sharifi, S., Massahi, T. & Soleimani, H. (2022). Investigation of health risk assessment and the effect of various irrigation water on the accumulation of toxic metals in the most widely consumed vegetables in Iran. *Science Report*, 12(1), 20806. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25101-9>
- Shayler, H., McBride, M. & Harrison, E. (2009). Sources and Impacts of Contaminants in Soils. *Cornell Waste Management Institute*. 6 p.
- Shi, Z., Yong, L., Liu, Z., Wang, Y., Sui, H., Mao, W., ... & Song, Y. (2022). Risk assessment of rare earth elements in fruits and vegetables from mining areas in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(32), 48694-48703.
- Singh, S. (2012). Heavy metals accumulation and distribution pattern in different vegetable crops. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4(10). <https://doi.org/10.5897/jece11.076>
- Sipter, E., Rozsa, E., Gruiz, K., Tatrai, E. & Morvai, V. (2008). Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere*, 71 (7), 1301-1307. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.039>
- Soto-Jiménez, M. F. & Flegal, A. R. (2021). Inventory of Pb emissions from one of the largest historic Pb smelter worldwide: 118-year legacy of Pb pollution in northern Mexico. *Environmental science and pollution research*, 28, 20737-20750.
- Statistique Canada (2015). *Taille, poids, indice de masse corporelle (IMC) et prévalence de l'obésité moyens, selon la méthode de collecte des données et le sexe, population à domicile de 18 à 79 ans, Canada, 2008, 2007 à 2009 et 2005*. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/82-003-x/2011003/article/11533/tbl/tbl1-fra.htm>
- Stewart, E. S. & Lemieux, P. M. (2003). Emissions from the incineration of electronics industry waste. *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*. <https://doi.org/10.1109/isee.2003.1208088>
- Tahir, M.A., Shaheen, H. & Rathinasabapathi, B. (2022). Health risk associated with heavy metal contamination of vegetables grown in agricultural soil of Siran valley, Mansehra, Pakistan—a case study. *Environnemental Monitoring and Assessment*, 194, 551. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10210-9>

- Tan, S., Ke, Z., Chai, D., Miao, Y., Luo, K., & Li, W. (2021). Lycopene, polyphenols and antioxidant activities of three characteristic tomato cultivars subjected to two drying methods. *Food Chemistry*, 338, 128062–128062. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.128062>
- Tan, T.H., Mo, K.H., Ling, T.-C. & Lai, S.H. (2020). Current development of geopolymer as alternative adsorbent for heavy metal removal. *Environmental Technology & Innovation*. 18:Article 100684. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100684>
- Telmer, K. H., Danshfar, B., Sanborn, M.S., Kliza-Petelle, D. & Rancourt, D.G. (2006). The role of smelter emissions and element remobilization in the sediment chemistry of 99 lakes around the Horne smelter, Québec. *Geochemistry : Exploration, Environment, Analysis*, 6: 187-202. <https://doi.org/10.1144/1467-7873/05-099>
- Tessier, A. & Turner, D. R. (1995). *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*.
- Tremel-Schaub, A. & Feix, I. (2005). Contamination des sols – Transfert des sols vers les plantes. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.
- Tulloch, A. I. T., Possingham, H. P., Joseph, L. N., Szabo, J. & Martin, T. G. (2013). Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation*, 165, 128-138. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.025>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1986). *Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures*. Washington, DC, 51(185), 34014-34025.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part A)*; Office of Emergency and Remedial Response: Washington, DC, USA, 1989.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1996a). *Distribution of Soil Lead in the Nation's Housing Stock*. Office of Pollution Prevention and Toxics, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1996b). *Microwave assisted acid digestion of silicious and organically based matrices: Method 3052. SW-846-III*. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (2002). *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA, pp. 4–24.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (2005). *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (2018). *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Stable (Nonradioactive) Soluble Lanthanum*.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (2022). *Regional Screening Level (RSL) Summary Table (TR=1E-06, HQ=1)*.

- Veillette, J. J., Paradis, S. J. & Buckle, J. (2005). Bedrock and surficial geology of the general area around Rouyn-Noranda, Quebec and Ontario, *Geological Survey of Canada, Bulletin 584*, 16 p.
- Vézina, M.-J. & Duchemin, É. (2018), *Rapport d'analyse - Contaminants des arbres et arbustes fruitiers en ville*. Rapport de recherche, 48 p.
- Wallace, D. R. & Djordjevic, A. B. (2020). Heavy metal and pesticide exposure: A mixture of potential toxicity and carcinogenicity. *Current Opinion in Toxicology*. 19:72–79. <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2020.01.001>
- Wang, B., Gao, F., Qin, N., Duan, X., Li, Y., & Cao, S. (2022). A comprehensive analysis on source-distribution-bioaccumulation-exposure risk of metal(loid)s in various vegetables in peri-urban areas of Shenzhen, China. *Environmental Pollution*, 293, 118613. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118613>
- Wen, B., Yuan, D.-A., Shan, X.-Q., Li, F.-L. & Zhang, S.-Z. (2015). The influence of rare earth element fertilizer application on the distribution and bioaccumulation of rare earth elements in plants under field conditions. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 13(2), 39-48. <https://doi.org/10.3184/095422901783726825>
- World Health Organisation (WHO) (1989). Report of 33rd meeting, Joint FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives, Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants No. 24, International Programme on Chemical Safety, WHO, Geneva.
- World Health Organization (WHO) (2009). Dietary exposure assessment of chemicals in food. *Environmental Health Criteria*, 240, 1-98.
- World Health Organization (WHO) (2022). Communication efficace sur les risques pour l'environnement et la santé : rapport stratégique sur les tendances récentes, les théories et les concepts. Copenhague : Bureau régional de l'OMS pour l'Europe.
- Wiggins, A., Newman, G., Stevenson, R. D. & Crowston, K. (2011). Mechanisms for data quality and validation in citizen science, Dans : *2011 IEEE Seventh International Conference on e-Science*. Workshop proceedings, 5th-8th December, Stockholm, IEEE, 14-19. <https://doi.org/10.1109/eScienceW.2011.27>
- Wiseman, C. L., Zereini, S. F. & Püttmann, W. (2015). Metal and metalloid accumulation in cultivated urban soils: a mediumterm study of trends in Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*, 15, 564–572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.085>
- Witzling, L., Wander, M. & Phillips, E. (2011). Testing and educating on urban soil lead: A case of Chicago community gardens. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 1(2): 167–185. <https://doi:10.5304/jafscd.2010.012.015>
- Wong & Thornton (2004). Urban environmental geochemistry of trace metals: a review. *Environmental Pollution*, 142(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.09.004>

- Wu, Z. Z., Zhang, Y. X., Yang, J. Y. & Jia, Z. Q. (2022). Effect of vanadium on *Lactuca sativa L.* growth and associated health risk for human due to consumption of the vegetable. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-14.
- Xiao, X., Zhou, W., Guo, Z., Peng, C., Xu, R., Zhang, Y. & Yang, Y. (2024). Thallium content in vegetables and derivation of threshold for safe food production in soil: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 912, 168845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168845>
- Xiong, T., Leveque, T., Shahid, M., Foucault, Y., Mombo, S. & Dumat C. (2014). Lead and Cadmium Phytoavailability and Human Bioaccessibility for Vegetables Exposed to Soil or Atmospheric Pollution by Process Ultrafine Particles. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.11.0469>
- Xu, D., Zhou, P., Zhan, J., Gao, Y., Dou, C. & Sun, Q. (2013). Assessment of trace metal bioavailability in garden soils and health risks via consumption of vegetables in the vicinity of Tongling mining area, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90, 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.018>
- Xu, L., Lu, A., Wang, J., Ma, Z., Pan, L., Feng, X. & Luan, Y. (2015). Accumulation status, sources and phytoavailability of metals in greenhouse vegetable production systems in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.025>
- Yanez, L. M., Alfaro, J. A., Avila Carreras, N. M. E. & Bovi Mitre, G. (2019). Arsenic accumulation in lettuce (*Lactuca sativa L.*) and broad bean (*Vicia faba L.*) crops and its potential risk for human consumption. *Heliyon*, 5(1), e01152. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01152>
- Yang, Y., Zhang, F. S., Li, H. F. & Jiang, R. F. (2009). Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils. *Journal of Environmental Management*, 90, 1117-1122. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.05.004>
- Yang, J., Teng, Y., Wang, J. & Li, J. (2011). Vanadium uptake by alfalfa grown in V–Cd-contaminated soil by pot experiment. *Biological Trace Element Research*, 142, 787-795. <https://doi.org/10.1007/s12011-010-8777-z>
- Yang, J., Ma, S., Zhou, J., Song, Y. & Li, F. (2018). Heavy metal contamination in soils and vegetables and health risk assessment of inhabitants in Daye, China. *Journal of International Medical Research*, 46(8), 3374-3387. <https://doi.org/10.1177/0300060518758585>
- Yankov, B. & Tahsin, N. (2001). Accumulation and distribution of Pb, Cu, Zn and Cd in sunflower (*Helianthus annuus L.*) grown in an industrially polluted region. *Helia*, 24(34), 131-136. <https://doi.org/10.1515/helia.2001.24.34.131>
- Yazdi, M., Kolahi, M., Mohajel Kazemi, E. & Goldson Barnaby, A. (2019). Study of the contamination rate and change in growth features of lettuce (*Lactuca sativa Linn.*) in response to cadmium and a survey of its phytochelatin synthase gene. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 180, 295-308. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.071>

- Yin, R., Wang, D., Deng, H., Shi, R., & Chen, Z. (2013). Heavy metal contamination and assessment of roadside and foliar dust along the outer-ring highway of Shanghai, China. *Journal of Environmental Quality*, 4, 1724–1732. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.04.0150>
- Zeinab, S., Mounir, W. L., Wegdan, L. & Mohammed, H. K. (2014). Characterization of contamination around the largest lead smelter in Egypt carried out through a cooperation program between USA and Egypt. *Field Actions Science Reports*.
- Zhang, Y., Zhang, X., Bi, Z., Yu, Y., Shi, P., Ren, L. & Shan, Z. (2020). The impact of land use changes and erosion process on heavy metal distribution in the hilly area of the Loess Plateau, China. *Science of the Total Environment*, 718, 137305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137305>
- Zheng, J., Chen, K., Yan, X., Chen, S.-J., Hu, G.-C., Peng, X.-W., Yuan, J., Mai, B.-X. & Yang, Z.-Y. (2013). Heavy metals in food, house dust, and water from an e-waste recycling area in south China and the potential risk to human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96, 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.017>
- Zhou, H., Zeng, M., Zhou, X., Liao, B. H., Liu, J., Lei, M., Zhong, Q. Y. & Zeng, H. (2013). Assessment of heavy metal contamination and bioaccumulation in soybean plants from mining and smelting areas of southern Hunan Province, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(12), 2719-2727. <https://doi.org/10.1002/etc.2389>
- Zhou, H., Yang, W.T., Zhou, X., Liu, L., Gu, J.F., Wang, W.L., Zou, J.L., Tian, T., Peng, P.Q. & Liao, B.H. (2016). Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 4;13(3):289. <https://doi.org/10.3390/ijerph13030289>
- Zhou, J., Cui, H., Zhu, Z., Liu, M., Xia, R., Liu, X., Ding, C. & Zhou, J. (2023). Long-Term and Multipoint Observations of Atmospheric Heavy Metal (Cu and Cd) Deposition and Accumulation in Soil–Crop System and Human Health Risk Evaluation Around a Large Smelter. *Exposure and Health*. <https://doi.org/10.1007/s12403-023-00574-9>
- Zhuang, P., McBride, M. B., Xia, H., Li, N. & Li, Z. (2009a). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of the Total Environment*, 407(5), 1551-1561. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.061>
- Zhuang, P., Zou, B., Li, N. Y. & Li, Z. A. (2009b). Heavy metal contamination in soils and food crops around Dabaoshan mine in Guangdong, China: implication for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (6), 707-715. <https://doi.org/10.1007/s10653-009-9248-3>
- Zhuang, M., Zhao, J., Li, S., Liu, D., Wang, K., Xiao, P., Yu, L., Jiang, Y., Song, J., Zhou, J., Wang, L. & Chu, Z. (2017). Concentrations and health risk assessment of rare earth elements in vegetables from mining area in Shandong, China. *Chemosphere*, 168, 578-582. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.023>
- Zoma, V. (2022). Transport routier et pollution de l'air dans la ville de Ouagadougou. *Revue Ivoirienne de Sociologie et de Sciences Sociales (RISS)*, Université Alassane Ouattara (Bouaké - Côte d'Ivoire), 1(9), 37-51.

Zoroddu, M. A., Aaseth, J., Crisponi, G., Medici, S., Peana, M. & Nurchi, V. M. (2019). The essential metals for humans: a brief overview. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 195, 120-129.

<https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2019.03.013>

Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E. & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-9.

<https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>