

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed Seddik Ben Yahia - Jijel
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de l'Environnement
et des Sciences Agronomiques.



جامعة محمد الصديق بن يحيى - جيجل
كلية علوم الطبيعة والحياة
قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

Thèse

Présentée par

BOUNAR Amina Epse BENZAID

En vue de l'obtention du doctorat 3^{eme} cycle (LMD)

Filière : Biologie

Option : Biologie, Environnement et Santé : Biodiversité et Ecotoxicologie

Thème

***Evaluation de la contamination métallique des sols agricoles
de la wilaya de Jijel (cas de culture sous serre)***

Soutenue le: 17/11/2020

Membres de jury

Président:	Pr. MAYACHE Boualem	Université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel
Rapporteur:	Pr. LEGHOUCI Essaid	Université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel
Examineurs	Pr. DJEBBAR Mohamed Reda	Université Badji Mokhtar- Annaba
	Pr. SOLTANI Noureddine	Université Badji Mokhtar- Annaba
	Dr KRIKA Abderrezak	Université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel

Année universitaire: 2019-2020

Remerciements

Avant tout, je tiens à remercier le bon Dieu tout puissant qui m'a donné la force, la volonté et le courage pour mener à terme ce travail. Qui sans lui toutes mes efforts seront vaines.

En premier lieu J'adresse toute ma gratitude aux membres de jury qui ont accepté d'évaluer se travail et malgré leur occupations, ils ont eu le temps d'évaluer ce travail et nous faire part de leurs critiques qui ne feront qu'améliorer la qualité de cette thèse :

*Pr **MAYACHE Boualem** (Université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel), Pr. **DJEBBAR Mohamed Reda** (Université Badji Mokhtar- Annaba), Pr. **SOLTANI Noureddine** (Université Badji Mokhtar- Annaba) et Dr **KRIKA Abderrezak** (Université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel).*

*Je voudrai également exprimer ma reconnaissance et mes sincères remerciements à monsieur **LEGHOUCHI Essaid**, professeur et Doyen à la Faculté des Sciences de la nature et de la vie de l'université de Jijel, qui a accepté la conduite et la direction de cette thèse, qui s'est toujours montré à l'écoute et très disponible tout au long de la réalisation de ce travail. Je le remercie pour ses compétences scientifiques ainsi que pour ses critiques constructives et ses conseils et ses encouragements qui m'ont poussé à aller de l'avant et à approfondir mes connaissances scientifiques.*

*Je tiens à remercier sincèrement le professeur **KHELIL** Ismaïl et professeur **BELGHOUBSI Mabrouk**, directeurs de laboratoire de recherche ainsi que les ingénieurs de 'Laboratoire de Pharmacologie et Phytchimie' (**HADIA** et **RIAD**), sans oublié l'équipe de laboratoire de pédagogie qui Grâce à leurs aides j'ai pu réaliser le côté pratique de ma thèse.*

Mes remerciements et ma reconnaissance s'adressent également à toute l'équipe de laboratoire, mes collègues et mes amis pour leurs aides et conseils.

Enfin, j'adresse mes vifs remerciements à ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à l'accomplissement de ce travail.

La voie n'était pas facile mais l'arrivée n'est pas impossible.

Merci à tous

Dédicaces

- *A celle qui Dieu a mis le Paradis sous ses pieds (chère mère **FADYLA**) ;*
- *A celui qui m'a toujours soutenu par ses conseils et ses encouragements, qui a lutté et sacrifié pour m'offrir les conditions propices à ma réussite (cher père **KHIREDDINE**) :*

Je vous remercie du fond du cœur de m'avoir toujours soutenu et épaulé pendant toute la durée de mes études. Merci d'avoir été présents à chaque moment de ma vie. Vous m'avait permis de devenir ce que je suis aujourd'hui, un grand merci pour toi Maman et Papa. Que Dieu vous apporte santé, bonheur et longue vie.

- *A celui qui a supporté ma mauvaise humeur (Mon mari **YAZID**) : Je te remercie pour ton soutien inconditionnel et ta patience durant toutes ces longues années d'études.*
- *A celles qui ont données un sens à ma vie (Mes deux perles **MANEL** et **DARINE**) : merci d'avoir été sages et patientes, merci pour votre amour. Votre présence me tenait compagnie. Ce modeste travail doit vous servir d'exemple pour réussir et faire mieux que votre maman ; Je vous aime.*
- *A mes chers frères (**HICHAM** et **ZAKA**).*
- *A ma belle-famille, et en particulier ma belle-mère qui a veillé à garder mes petites filles avec tout son amour et sa gentillesse.*

- *A celles avec qui j'ai passé les plus beaux moments et souvenirs au laboratoire (KARIMA, MERIEME, SAMIRA, Amel) et particulièrement (KHADIDJA, ASMA et SAFIA) qui m'ont vraiment aidé sans cesse à accomplir ce travail. Les mots ne suffisent pas pour les remercées.*

BOUNAR Amina

SOMMAIRE

Liste des figures	i
Liste des tableaux	ii
Liste des abréviations	v
INTRODUCTION	1
ASPECT THEORIQUE	
I.ELEMENTS TRACES METALLIQUES OU METAUX LOURDS OU ENCORE ELEMENTS POTENTIELLEMENT TOXIQUES	6
I.1. Définition.....	6
I.2. Origines des éléments traces métalliques.....	7
I.2.1. Origines naturelles.....	8
I.2.2. Origines anthropiques.....	9
II. CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES PAR LES ETM	10
II.1. Qu'est-ce qu'un sol ?.....	10
II.1.2. Constituants du sol	12
II.2. Devenir et distribution des ETM dans les constituants des sols : concept de spéciation	12
II.3. Transfert des éléments traces métalliques vers les plantes.....	14
II.4. Influence des facteurs environnementaux sur la mobilité des ETM.....	17
II.4.1. Propriétés physico-chimiques du sol.....	17
II.4.1.1. Acidité (pH).....	18
II.4.1.2. Potentiel redox (Eh).....	18
II.4.1.3. Matière organique.....	19
II.4.1.4. Salinité.....	19
II.4.1.5. Capacité d'échange cationique	20
II.4.2. Propriétés microbiologiques.....	20
III. ELEMENTS TRACES METALLIQUES ETUDIES	20
III.1. Plomb (Pb).....	21

III.2. Cadmium (Cd).....	22
III.3. Zinc (Zn).....	24

MATERIEL ET METHODES

I. Présentation générale de la wilaya de Jijel.....	26
I.1. Aperçu climatique de la wilaya de Jijel.....	27
I.2. Activités économiques.....	27
I.3. Agriculture dans la wilaya de Jijel.....	28
II. Travail sur terrain	28
I.1. Présentation des sites d'échantillonnage.....	28
I.2. Prélèvement des échantillons.....	31
I.2.1. Sol.....	31
I.2.2. Plantes.....	32
III. Travail au laboratoire.....	33
III.1. Prétraitement et préparation des échantillons.....	33
III.1.1. Sol.....	33
III.1.1.1. Séchage.....	33
III.1.1.2. Quartage.....	33
III.1.1.3. Broyage.....	34
III.1.1.4. Tamisage.....	34
III.1.2. Plantes.....	35
III.2. Analyses physicochimiques.....	35
III.2.1. Acidité.....	35
III.2.2. Conductivité électrique.....	35
III.2.3. Calcaire totale.....	35
III.2.4. Matière organique (MO).....	36
III.2.5. Capacité d'échange cationique (CEC).....	37
III.3. Détermination des teneurs en éléments traces métalliques.....	38
III.3.1. Extraction et mise en solution des ETMs.....	38
III.3.1.1. Extraction par l'acide fluorhydrique.....	38

III.3.1.2. Extraction par l'eau régale.....	39
III.3.1.3. Teneurs bio-disponibles.....	39
III.3.1.4. Plantes.....	40
III.3.2. Analyses instrumentales.....	40
III.4. Indicateurs de pollution.....	42
III.4.1. Indices de pollution (IP).....	42
III.4.2. facteur de Bioconcentration (BCF).....	43
III.4.3. Facteur de biodisponibilité potentielle (PBF).....	44
III.5. Evaluation des risques pour la santé humaine.....	44
III.5.1. Dose journalière estimée (EDI).....	45
III.5.2. Quotient de risque (HQ).....	45
III.5.3. Indice de risque (HI)	45
III.6. Analyses statistiques.....	46

RESULTATS ET INTERPRETATION

I. Sol.....	47
I.1. Paramètres physico-chimiques.....	47
I.2. Teneurs en éléments traces métallique.....	48
I.2.1. Extraction par l'eau régale.....	48
I.2.2. Extraction par l'acide fluorhydrique (HF).....	52
I.2.3. Comparaison entre les deux méthodes d'extraction.....	56
I.2.4. Extraction par l' Ethylène diamine tetracétique (EDTA).....	59
II. Plantes.....	63
III. Indicateurs de pollution.....	64
III.1. Indices de pollution (IP) et (IPI).....	64
III.2. Facteurs de bioconcentration (BCF).....	66
III.3. Facteurs de biodisponibilité potentielle (PBF).....	68
III.4. Evaluation des risques pour la santé.....	69

DISCUSSION

I. Sol.....	73
I.1. Paramètres physicochimiques.....	73
I.2. Concentrations des éléments traces métalliques dans les sols.....	74
I.2.1. Comparaison entre les deux méthodes d'extraction.....	76
I.2.2. Variation des concentrations des éléments traces métalliques dans les différents sites	78
II. Concentrations des éléments traces métalliques dans les plantes.....	84
III. Evaluation des risques pour la santé.....	87
CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	89
Références bibliographiques.....	93

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Position des métaux lourds dans le tableau périodique.....	7
Figure 2 : Différentes sources naturelles et anthropiques d'ETM.....	10
Figure 3 : Schéma représentant les différents horizons du sol.....	11
Figure 4 : Localisation des ETM dans le sol (Spéciation).....	13
Figure 5 : De pénétration des ETMs par la partie aérienne des plantes.....	15
Figure 6 : Pénétration des ETMs par les racines et les parties aériennes.....	17
Figure 7 : Situation géographique de la Wilaya de Jijel.....	26
Figure 8 : Points d'échantillonnage	29
Figure 9 : Quelques sites de prélèvement.....	30
Figure 10 : Schéma récapitulatif du plan d'échantillonnage du sol	32
Figure 11 : Echantillons des tomates.....	32
Figure 12 : Stratégie d'échantillonnage des plantes	33
Figure 13 : Exemple de schéma de réduction d'un échantillon (méthode par quartage).....	34
Figure 14 : Spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAA).....	41
Figure 15 : Comparaison des concentrations moyennes du Pb extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2014/2015)	57
Figure 16 : Comparaison des concentrations du Pb extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2015/2016).....	57
Figure 17 : Comparaison des concentrations du Cd extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2014/2015).....	58
Figure 18 : Comparaison des concentrations du Cd extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2015/2016)	58
Figure 19 : Comparaison des concentrations du Zn extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2014/2015)	59
Figure 20 : Comparaison des concentrations du Zn extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2015/2016)	59
Figure 21 : Indices de pollution des sols étudiés des deux prélèvements.....	66
Figure 22 : Facteur de bioconcentration (BCF) des sites étudiés de l'année (2014/2015).....	68

Figure 23 : facteur de bioconcentration (BCF) des sites étudiés de l'année (2015/2016).....	68
Figure 24 : Facteur de biodisponibilité potentielle (PBF) du Pb, Cd et Zn.....	69

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Abondance des éléments traces métalliques dans les roches (mg.kg-1)...	8
Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du plomb (Pb).....	21
Tableau 3 : Propriétés physico-chimiques du cadmium (Cd).....	23
Tableau 4 : Propriétés physico-chimiques du zinc (Zn).....	24
Tableau 5: Moyennes mensuelles de températures, de précipitations et de l'humidité de la région de Jijel.....	27
Tableau 6 : Interprétation des indices de pollution (IP) (IPI).....	43
Tableau 7 : Analyses physicochimiques des sols étudiés de la période (2014/2015)...	47
Tableau 8: Analyses physicochimiques des sols étudiés de la période (2015/2016)...	47
Tableau 9 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extraits par l'eau régale du premier prélèvement (2014/2015).....	49
Tableau 10: Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extraits par l'eau régale du deuxième prélèvement (2015/2016).....	49
Tableau 11 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extraits par l'eau régale du premier prélèvement (2014/2015).....	50
Tableau 12 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extraits par l'eau régale du deuxième prélèvement (2015/2016).....	50
Tableau 13 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extraits par l'eau régale du premier prélèvement (2014/2015).....	51
Tableau 14 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extraits par l'eau régale du deuxième prélèvement (2015/2016).....	51
Tableau 15 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du premier prélèvement (2014/2015).....	53
Tableau 16 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du deuxième prélèvement (2015/2016).....	53
Tableau 17: Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du premier prélèvement (2014/2015).....	54
Tableau 18 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du deuxième prélèvement (2015/2016).....	54
Tableau 19 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du premier prélèvement (2014/2015).....	55

Tableau 20 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du deuxième prélèvement (2015/2016).....	55
Tableau 21 : Teneurs en Pb extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg-1 du premier prélèvement (2014/2015).....	60
Tableau 22 : Teneurs en Pb extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg-1 du deuxième prélèvement (2015/2016).....	60
Tableau 23 : Teneurs en Cd extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg-1 du premier prélèvement (2014/2015).....	61
Tableau 24 : Teneurs en Cd extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg-1 du deuxième prélèvement (2015/2016).....	61
Tableau 25 : Teneurs en Zn extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg-1 du premier prélèvement (2014/2015)	62
Tableau 26 : Teneurs en Zn extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg-1 du deuxième prélèvement (2015/2016).....	62
Tableau 27 : Concentration de Pb, Cd et Zn dans les plantes (Tomates) en mg.kg-1 du premier prélèvement (2014 / 2015).....	63
Tableau 28 : Concentration de Pb, Cd et Zn dans les plantes (Tomates) en mg.kg-1 du deuxième prélèvement (2015 / 2016)	64
Tableau 29 : Indices de pollution (IP) et (IPI) des sols du premier prélèvement (2014/2015).....	65
Tableau 30 : Indices de pollution (IP) et (IPI) des sols du deuxième prélèvement (2015/2016).....	65
Tableau 31 : Facteurs de transfert du Pb, du Cd et du Zn des sols vers les plantes (2014/2015).....	67
Tableau 32 : Facteurs de transfert du Pb, du Cd et du Zn des sols vers les plantes (2015/2016).....	67
Tableau 33 : Comparaison de la dose journalière estimée (EDI) avec la dose journalière admissible (DJA) (2014/2015)....	70
Tableau 34 : Comparaison de la dose journalière estimée (EDI) avec la dose journalière admissible (DJA) (2015/2016).....	70
Tableau 35 : Quotient de risque (HQ) et indice de risque (HI) liés à la consommation de la tomates (2014/2015)	71

Tableau 36 : Quotient de risque (HQ) et indice de risque (HI) liés à la consommation de la tomates (2015/2016).....	71
Tableau 37 : Teneurs normales des sols non contaminés et différentes normes concernant les concentrations des ETMs dans les sols agricoles (2015/2016).....	75
Tableau 38 : Normes des concentrations du Pb, du Cd et du Zn en mg.kg-1 dans les fruits (Tomates).....	84

LISTE DES ABREVIATIONS

ANOVA : Analyse de la variance.

As : Arsenic

AT : Temps moyen pour les effets chroniques

BCF : Facteur de bioconcentration

BW : Poids corporel moyen

Cd : Cadmium

CEC : Capacité d'échange cationique.

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

ED : Durée d'exposition

EDI : Dose journalière estimée

EDTA : Ethylène diamine tetracétique

EF : Fréquence d'exposition

ELM : El Milia

EMR : Emir Abdelkader

END : Andreu

ER : Eau Régale

ETM : Eléments traces métalliques

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

HF : Acide fluorhydrique

HI : Indice de danger

HQ : Quotient du danger

IP : Indice de pollution

IPI : Indice de pollution intégré

IR : Quantité de tomates ingérée quotidiennement par personne

JIM : Djimar

KEN : El Kennar

MO : Matière organique.

MZY : M'zayer

O.N.M : Office Nationale de Météorologie

O.M.S : Organisation Mondiale de la Santé

Pb : Plomb

S.M.J : Station météorologique de Jijel

SDA : Sidi Abdelaziz

TAH : Taher

UE : Union européenne

Zn : Zinc

INTRODUCTION

Le terme "métaux lourds" désigne les éléments de densité supérieure à 5 g / cm^3 . Dans la surveillance de l'environnement, le terme 'éléments traces métalliques' tend à remplacer celui de 'métaux lourds', cette appellation est basée sur l'abondance de ces éléments dans l'environnement (Alloway, 1990 ; Baize, 1997). Certains éléments tels que le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn) sont considérés comme des micronutriments (oligo-éléments) utiles aux plantes lorsqu'ils sont utilisés en quantités adéquate, favorisant ainsi la croissance morphologique et le développement des plantes (Aziz, 2015). Lorsque ces métaux dépassent les limites maximales acceptables, ils deviennent toxiques pour les plantes (Satpathy et al., 2014 ; Simon, 2016). Tout comme dans les plantes, ces oligo-éléments sont utiles chez l'homme lorsqu'ils sont utilisés en quantités infimes, mais lorsqu'ils dépassent les limites acceptables dans le corps, ils posent des problèmes de santé (Fernández-Luqueño et al., 2013 ; Simon, 2016 ; Zhu et al. 2016). Par contre, certains ETMs tels que le Cadmium (Cd), l'arsenic (As), le chrome (Cr), le plomb (Pb) et le mercure (Hg) n'ont aucune fonction biologique rapportée à la fois chez l'homme que chez les plantes. Le risque d'exposition humaine aux ETMs par les aliments augmente lorsque ces derniers sont cultivés sur des sols contaminés par ces éléments (Ali and Al-Qahtani, 2012 ; Benson et al., 2014 ; Hu et al., 2014 ; Oteef et al., 2015 ; Shahid et al., 2016 ; Simon, 2016 ; Tariq et al., 2016 ; Tóth et al., 2016 ; Chandra et al., 2018 ; Zeng et al., 2018).

Les sols sont considérés comme le principal puits des éléments traces métalliques (ETM) libérés dans l'environnement par les activités anthropiques (Wuana and Okieimen, 2011 ; Shangguan et al., 2017 ; Shahbazi et al., 2017 ; Mazurek at al., 2017 ; Varolet al., 2020). De plus, le développement économique a conduit à des apports anthropiques d'ETM dans les sols dépassant de loin les apports naturels dans de nombreux pays, et les sources anthropiques sont devenues de plus en plus complexes. Cela a conduit à la contamination de nombreux sols (Chen et al., 2007 ; Dong et al., 2018 ; Ni et al., 2018 ; Adimalla et al., 2019). De nombreuses études ont suggérés des contaminations des sols agricoles par ces éléments (Hu et al., 2014 ; Tang et al., 2015 ; Banerjee et al., 2017 ; Giri et al., 2017 ; Shangguan et al., 2017 ; Zeng et al., 2018 ; Huang et al., 2019 ; Esmailzadeh et al., 2019 ;

Keshavarzi and Kumar, 2019 ; Liu et al., 2019 ; Adimalla et al., 2019 ; Huang et al., 2020 ; Baltas et al., 2020 ; Rostami et al., 2020).

Les concentrations des éléments traces métalliques dans les sols agricoles sont à l'origine des contributions de sources naturelles et anthropiques. Les sources naturelles incluent principalement les matériaux géologiques, tandis que les sources anthropiques sont généralement à l'origine des déversements d'effluents industriels non traités, des dépôts atmosphériques, des échappements de véhicules, des pratiques des eaux usées en irrigation etc. (Marrugo-Negrete et al. 2017 ; Fan and Wang, 2017 ; Keshavarzi and Kumar, 2019). De plus plusieurs études ont montrées que de l'utilisation irrationnelle de pesticides et d'engrais entraînent une augmentation considérable des concentrations des éléments traces métalliques dans les sols agricoles (Cai et al., 2009 ; Çolak 2012 ; Bolan et al.2013; Borgese et al.2013; Ji et al.2013 ; Liu et al., 2017 ; Massoud et al., 2018 ; Alghobar and Suresha, 2017 ; Mohammadi et al., 2018 ; Huang et al., 2018 ; Song et al., 2018).

Contrairement aux contaminants organiques, les ETM ne subissent aucune dégradation microbienne ou chimique et y persistent longtemps dans le sol. Des modifications de leurs formes chimiques (spéciation) et de leur biodisponibilité sont toutefois possibles (Wuana and Okieimen, 2011 ; Shangguan et al., 2017).

En raison de la toxicité, des sources abondantes, des propriétés non biodégradables et du comportement cumulatif des ETMs, la contamination et l'accumulation de ces éléments constituent un grave problème dans le monde (Hu et al., 2017; Jiang et al., 2017; Wu et al., 2018; Baltas et al., 2020;). Plus précisément, dans les sols agricoles, la pollution par les ETMs suscite de plus en plus d'inquiétudes chez les chercheurs dans le monde entier (Wang et al., 2015, Zhang et al., 2016, Liu et al., 2017 ; Fan and Wang, 2017).

Le devenir d'un métal lourd dans le sol dépend beaucoup de sa forme chimique. Une fois dans le sol, les ETMs peuvent être adsorbés sur le complexe argilo-humique se redistribués sous différentes formes chimiques avec une biodisponibilité, une mobilité et une toxicité variables (Olatunji et al., 2013). De plus, ces ETMs peuvent aussi, via la solution du sol, migrer vers les cultures ou vers les nappes phréatiques et contaminent ainsi la chaîne alimentaire. De ce fait, le risque posé par les ETMs dans le sol dépend davantage

de son aptitude à migrer et donc de sa mobilité que de sa teneur totale dans le sol (Simon, 2016).

Dans le passé, la contamination du sol n'était pas considérée aussi importante que la pollution de l'air et de l'eau, car elle était souvent très étendue et très difficile à contrôler. Cependant, ces dernières années, la contamination du sol dans les pays développés devient sérieuse. Il est donc de plus en plus pris en compte et devient un sujet brûlant dans la protection de l'environnement dans le monde (Su et al., 2014). Un des faits inquiétants est que les plantes cultivées dans des sols pollués par les ETMs ont tendance à les accumuler dans leurs parties comestibles et non comestibles en quantités suffisamment élevées pour causer des symptômes cliniques à la fois aux animaux et aux êtres humains (Bhuiyan et al., 2011 ; Harmanescu et al., 2011 ; Zheng et al., 2013 ; Kelepertzis, 2014). Les plantes, comme tous les organismes vivants, sont sensibles aux concentrations élevées des ETMs tels que le Pb le Cd et le Zn, ces éléments sont fortement toxiques pour les activités métaboliques (Kalaivanan and Ganeshamurthy, 2016). Alors que les cultures vivrières peuvent être exposées aux ETMs par le sol contaminé ou par la dispersion atmosphérique de ces éléments dans l'air. De même, les êtres humains peuvent être exposés aux ETMs soit en contact direct avec ces substances via l'utilisation des différents produits contenant ces éléments, soit par la consommation d'aliments contaminés, étant donné que l'alimentation est la source d'exposition la plus pertinente pour les ETMs chez les sujets non professionnellement exposés ((Satpathy, et al., 2014 ; Filippini et al., 2018). Ces éléments peuvent endommager les systèmes immunitaires, reproducteurs et nerveux après leur pénétration dans l'organisme (Achiba et al., 2009 ; Wuhan et Okieimen 2011 ; Christou et al., 2014). Ainsi, de nombreuses études ont été menées pour déterminer les niveaux de contamination par les ETMs dans les sols notamment les sols agricoles (Abdurrahman et al., 2017; Banerjee and Gupta, 2017 ; Borui et al., 2017 ; Hu et al., 2017; Navarro-pedreño et al., 2017; Shahbazi et al., 2017 ; Wang et al., 2017; Alsaleh et al., 2018 ; Han et al., 2018 ; Prabhu and Prabhu, 2018 ; Zeng et al., 2018 ; Zhang et al., 2018).

Dans de nombreux pays, les données sur les niveaux de contamination par les ETMs sont disponibles pour une partie considérable de leurs terres agricoles. Par exemple, en Bulgarie, 19360 ha de sols agricoles sont connus pour être contaminés par les ETMs, en Pologne, on sait que 0,5 % des surfaces agricoles totales sont contaminées par ces

éléments, en France, environ 800 000 sites agricoles sont contaminés (Simon, 2016). Il est donc nécessaire de déterminer la contamination des sols agricoles par les ETMs dans autant de fermes que possible afin de disposer de données suffisantes pour l'évaluation des risques.

Afin d'évaluer les niveaux de concentration des ETMs dans les sols, plusieurs méthodes ont été essayées par des chercheurs pour évaluer les niveaux de contamination des sols par ces éléments. Cependant, en raison des méthodes d'évaluation différentes basées sur les différents processus de calcul, les résultats issus de différentes méthodes peuvent être contradictoires (Wei et al., 2011). Récemment, les indices de pollution et les indices de risque pour la santé humaine sont de plus en plus utilisés pour donner une évaluation complète du degré d'accumulation des ETMs dans le sol. De ce fait, l'indice de pollution (IP), l'indice de pollution intégré (IPI), le quotient de risque (HQ) et l'indice de risque (HI) sont parmi les indices de pollution les plus couramment utilisés (Mazurek et al., 2017 ; Fan and Wang, 2017).

Comme tous les pays en voie de développement, l'Algérie a considérablement investi dans différents secteurs économiques notamment l'agriculture. Malheureusement, ce dernier n'a bénéficié d'aucune stratégie de protection de l'environnement (MATE, 2003 ; Kehila, 2006). En particulier, la pollution des sols en Algérie n'est pas bien étudiée et reste à explorer. L'ignorance de l'état et du degré de pollution du sol rendent difficile le ciblage de stratégies de surveillance adéquates et de mesures de prévention contre cette pollution.

Jijel (situé au Nord-Est algérien) est considéré comme l'une des zones les plus fertiles d'Afrique du Nord en raison du climat pluvieux méditerranéen. Les sols agricoles représentent environ 41,25% de la superficie totale de la Wilaya (98695,00 ha), avec un taux élevé d'agriculture sous serre. En effet, la ville de Jijel est considérée, en Algérie, comme le leader de la production de plusieurs fruits et légumes, dont les fraises, les poivrons et les tomates. Ces cultures sont destinées à la fois à la consommation locale et à l'exportation vers plusieurs parties du monde.

Au cours des dernières décennies, l'urbanisation, l'industrialisation et le transport et beaucoup des activités agricoles se sont développées rapidement dans la wilaya de Jijel,

ces activités humaines ont déversé des quantités considérables des ETMs dans le sol. Vu le risque que peut engendrer ces activités, la présente étude vise à :

- Evaluer le niveau de contamination du plomb (Pb), du cadmium (Cd) et du zinc (Zn) contenues dans l'horizon cultivé des sols agricoles de la région de Jijel.
- Evaluer le niveau de contamination du plomb (Pb), du cadmium (Cd) et du zinc (Zn) contenues dans les tomates sous serres, étant la première culture la plus consommée et la plus cultivée dans la région, elle peut à son tour exposer la majorité de ses consommateurs aux ETMs.
- Evaluer les risques sanitaires liés à la consommation des tomates contaminées par les éléments traces métalliques.
- Comparer le rendement des deux méthodes d'extraction des ETMs :
 - ✓ Extraction des ETMs totales et pseudo-totales du sol en utilisant l'eau régale (ER) et l'acide fluorhydrique (HF).
 - ✓ Extraction des ETMs biodisponibles en utilisant l'EDTA.

Cette thèse s'organise de la façon suivante :

- La première partie est consacrée à l'étude bibliographique qui présente quelques définitions et notions du sol et des éléments traces métalliques, la contamination des sols agricoles par ces substances, le transfert Sol-Plante ainsi que les différents facteurs influençant la mobilité des ETMs.
- La deuxième partie présente le coté matériels et méthode, sur terrain et au laboratoire.
- La troisième partie expose les différents résultats obtenus ainsi que leur interprétation.
- La quatrième partie présente la discussion des résultats.
- Et enfin la conclusion qui présente une synthèse des différents résultats obtenues ainsi que l'élaboration des perspectives et des recommandations.

ASPECT THEORIQUE

I. ELEMENTS TRACES METALLIQUES, METAUX LOURDS OU ENCORE ELEMENTS POTENTIELLEMENT TOXIQUES

I.1. Définition

‘Métaux lourds’ est un terme habituellement utilisé pour désigner les éléments (métaux et métalloïdes) présentant une densité supérieure à 5 g.cm^{-3} et qui ont été associés à la contamination et à la toxicité potentielle ou à l'écotoxicité (Duffus, 2002 ; Jaishankar et al., 2014 ; Prabhu and Prabhu, 2018). Dans l'article de synthèse fondamental écrit par Duffus (2002), 13 travaux différents ont été cités qui utilisaient des limites inférieures sur la densité d'un métal ‘lourd’ allant de 3.5 à 7 g.cm^{-3} . De plus, il a conclu que « toute idée de définition de ‘métaux lourds’ sur la base de la densité doit être abandonnée car elle ne donne rien d'autre que de la confusion » (Appenroth, 2010). Cette définition présente un point de vue chimique souvent négligé par les biologistes. Cependant, il n'existe aucune définition faisant autorité dans la littérature pertinente (Jan et al., 2015). L'organisation mondiale de la santé (OMS) désigne sous le nom ‘métaux lourds’, l'ensemble des métaux présentant un caractère toxique pour la santé et l'environnement, il s'agit donc d'une appellation courante et est discutable car certains métaux ne sont pas particulièrement lourds comme le zinc (Zn), tandis que certains éléments toxiques qui ne peuvent être considérés comme des métaux au sens strict du terme tel que l'arsenic et le sélénium qui sont des métalloïdes (Chiffolleau, 2001 ; He, 2005 ; Tangahu, 2011; Emamverdian, 2015; Muszyńska, 2019).

Dans la surveillance de l'environnement, le terme ‘éléments traces métalliques’ tend à remplacer celui de "métaux lourds", cette appellation est basée sur l'abondance de ces éléments dans l'environnement. Ainsi, les éléments traces métalliques (ETM) représentent les 80 éléments constituant de la croûte terrestre, dont la concentration dans l'environnement est inférieure à 0,1% (Alloway, 1990 ; Baize, 1997). Les éléments traces métalliques rencontrés dans l'environnement peuvent aussi être classés selon leur caractère essentiel ou non. Selon Förstner and Wittmann (2012), un métal est considéré comme essentiel si des symptômes pathologiques apparaissent lorsque sa teneur diminue et disparaissent lorsqu'il est ajouté, ces éléments sont indispensables au déroulement des processus biologiques des êtres vivants à des concentrations extrêmement faibles, et peuvent être toxiques au-delà de ces teneurs. Ce sont les oligo-éléments essentiels y

compris le zinc (Zn), le cuivre (Cu) et le fer (Fe). D'autres ne sont que des métaux lourds tels que le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) dont leur rôle biologique est inconnu constituant ainsi une menace pour l'écosystème et la santé des organismes vivants s'ils dépassent certaines concentrations seuil (Melaku et al., 2005 ; Fallis, 2013 ; Chibuike and Obiora, 2014; Lugwisha and Othman 2016 ; Tariq et al., 2016 ; Arora et al., 2017 ; Aghoghovwia, 2018).

Récemment, Le terme ‘ élément potentiellement toxique’ est de plus en plus utilisé et peut fournir une utilisation cohérente, comparative plus large et moins ambigu (Pourret and Hursthouse, 2019). La figure 1 récapitule les différentes définitions possibles des ETMs.

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		Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra		Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg							

Métaux lourds > 4g.Cm³
 Oligo-élément
 Métaux lourds > 5g.Cm³
 Métalloïdes

Figure 01 : Position des métaux lourds dans le tableau périodique (Bánfalvi, 2011 ; Hoodaji et al., 2012 ; Ali and Khan, 2018 ; Pourret and Hursthouse, 2019) .

I.2. Origines des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont des constituants naturels de la croûte terrestre présents dans l'environnement à des concentrations différentes (Singh et al., 2011 ; Abdurrahman et al., 2017). La source de ces éléments dans l'environnement comprend principalement l'occurrence naturelle dérivée des matériaux d'origine, ainsi que des activités anthropiques (Jan et al., 2015 ; Singh et al., 2011 ; Su et al., 2014 ; Aghoghovwia, 2018).

I.2.1. Origines naturelles

En dehors de toute intervention de l'homme, les éléments traces métalliques sont présents dans l'environnement à des concentrations variables. Ils proviennent ainsi de l'altération et l'érosion de divers types de roches (roches sédimentaires, roches magmatiques volcaniques ou plutoniques) (Tableau 1), ces éléments qui sont libérés directement par la roche mère constituent le *fond pédo-géochimique* (Pacyna et al., 1984 ; Chiffolleau et al., 2001 ; Hu and Cheng, 2016; Zaborska et al., 2017). Ce dernier est défini comme étant les valeurs moyennes des variations naturelles des concentrations d'éléments chimiques dans une zone résultant uniquement de l'évolution géologique en l'absence de tout apport d'origine anthropique (Saet et al., 1990 ; Matschullat et al., 2000 ; Tepanosyan et al., 2017). En plus du fond pédo-géochimique, citons les apports d'origine atmosphérique tels que les activités volcaniques (émission du Hg, Ni, Zn), et les incendies de forêts (émission du Zn). Ainsi on rajoute les apports par lessivage du sol et érosion en surface et le cycle biogéochimique entre les sols et les plantes. Celles-ci absorbent les ETMs puis les redéposent à la surface (débris végétaux) (Nriagu, 1989 ; Baize, 1997 ; Gremoin et al., 2004 ; Pereira and Sonnet, 2006 ; Zaborska, 2017).

Tableau 1 : Abondance des éléments traces métalliques dans les roches (mg.kg^{-1}) (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Eléments	Roches métamorphiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches Intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires Argileuses et sableuses	Grés	Carbonates
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-0.20	0.22-0.30	0.05	0.035
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10.30	40	5-30	2-10
Mn	1200-2000	500-120	350-600	500-850	100-500	200-1000
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10.25

I.2.2. Origines anthropiques

Dans les environnements anthropisés, le fond pédo-géochimique des sols est modifié par des activités de nature anthropique. Les ETM provenant de celles-ci sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques très importantes que ceux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes (Facchinelli et al., 2001 ; Pacyna et al., 2007 ; Zhang et al., 2008 ; Kabata-Pendias, 2010 ; Nriagu and Pacyna, 1988). Les apports anthropiques des éléments traces métalliques proviennent de nombreuses sources, citons :

. *Les dépôts atmosphériques* : les ETM présents dans l'atmosphère proviennent principalement de gaz et de poussières produits par l'industrie (usines d'incinération de déchets et des ordures ménagères, la production de brique, la combustion du charbon...) (Robert, 1996 ; Baraud and Leleyter, 2006 ; Zhang, 2006 ; Zhang et al., 2008 ; Tian et al., 2015 ; Izah and Angaye, 2016 ; Han et al., 2017 ; Aghoghovwia, 2018), ainsi que du transport (Leharne, 1992 ; Hafen and Brinkmann 1996 ; Han et al., 2006 Tian et al., 2015). Selon Falahiardakani (1984) et Su et al. (2014), Le trafic routier, en particulier le transport automobile, provoque une grave contamination par les éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd, Cr, Cu, etc.) de l'atmosphère et des sols, provenant ainsi de la combustion de l'essence contenant du plomb et de la poussière produite par des pneus d'automobiles (Ekengele et al., 2016).

. *Les eaux usées industrielles et domestiques* : les rejets urbains se composent des effluents d'origine domestique et municipale qui peuvent être chargés par les ETMs (Burnol and Duro, 2005; Zhang et al., 2011 ; Han et al., 2017 ; Arora et al., 2017 ; Chu et al., 2017 ; Mehmood et al., 2019 ; Rai et al., 2019 ; Hembrom et al., 2020).

. *Les apports agricoles* : la part de la contamination des sols d'origine agricole est assez importante (Oyedele et al., 2006 ; Su et al., 2014; Aghoghoywia et al., 2018; Hembrom et al., 2020). Les engrais et les pesticides sont des intrants agricoles importants pour la production agricole (Zhang and Zhang, 2007 ; Zhang et al., 2011 ; Shahbazi et al., 2017; Hu et al., 2018). Néanmoins, l'application excessive à long terme de ces produits contribue à la contamination des sols par les éléments traces métalliques. Certains pesticides contiennent du Hg, de l'As, du Cu, du Zn et d'autres ETM (Arao et al., 2010 ; Hembrom et al., 2020). Dans les engrais, les ETMs proviennent principalement des

matériaux de base et des procédés de fabrication (Su et al., 2014). Les eaux usées, les boues de stations d'épuration, les composts d'ordures ménagères utilisés pour amender les surfaces agricoles sont également susceptibles d'être contaminés par les ETM (Figure 2) (Wuana and Okieimen, 2011 ; Su et al., 2014 ; Simon, 2016; Chu et al., 2017; Mehmood et al., 2019; Rai et al., 2019).

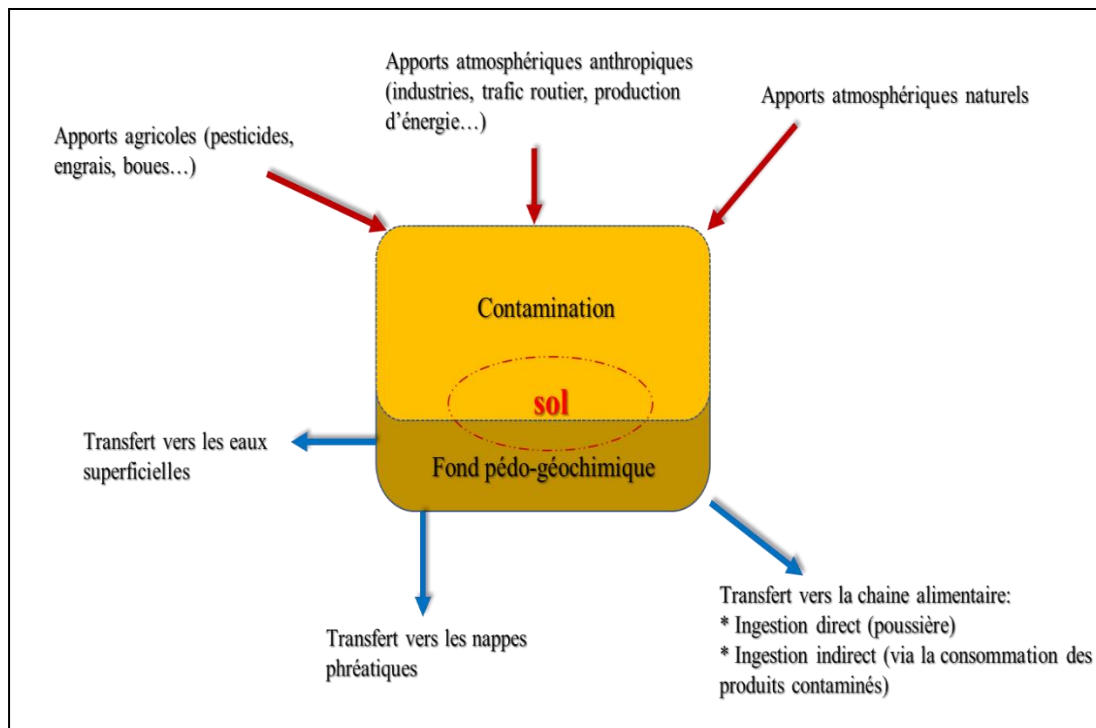


Figure 2 : Différentes sources naturelles et anthropiques d'ETM.

II. CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES PAR LES ETM

II.1. Qu'est-ce qu'un sol ?

Le sol est un milieu complexe et sa définition est très variable selon plusieurs critères, une seule définition simple est impossible, elle dépend essentiellement de la façon dont on envisage le sol et son utilisation. Ainsi, Baize a défini le sol comme étant la couche supérieure meuble de la croûte terrestre comprenant des constituants minéraux et organiques, d'eau et d'organisme vivant (Baize and Jabiol, 1995). Par ailleurs, le sol est un système écologique dynamique, vivant, il provient généralement de l'altération de la roche mère sous-jacente sous l'influence de l'eau, de l'air et de différentes espèces d'organismes vivants ou morts aboutissant à la formation de plusieurs couches (horizons) (Alloway, 1992 ; Gobat et al., 2010).

D'un point de vue agricole, le sol est un outil de production, si cet élément fonctionne bien, cela signifie un bon rendement pour l'agriculteur, ce dernier s'intéresse à la couche arable du sol, riche en matières organiques, ainsi que l'horizon sous-jacent, situé entre la couche arable et la roche mère, qui contribue à la nutrition de la plante en éléments minéraux et en eau, de ce fait un sol agricole résulte de la transformation par l'homme des sols vierges en vue de l'obtention de récoltes et cela conduit à des modifications de la morphologie, des propriétés, et de la composition des sols. On considère qu'un bon sol agricole est constitué de 25 % d'eau, 25 % d'air, 45 % de matière minérale et de 5 % de matière organique (Alloway, 1992 ; Chaléard et al., 1997 ; Hertig, 2006).

Le sol est formé de plusieurs horizons (Figure 3), l'ensemble de ces derniers est connu sous le nom du profil de sol.

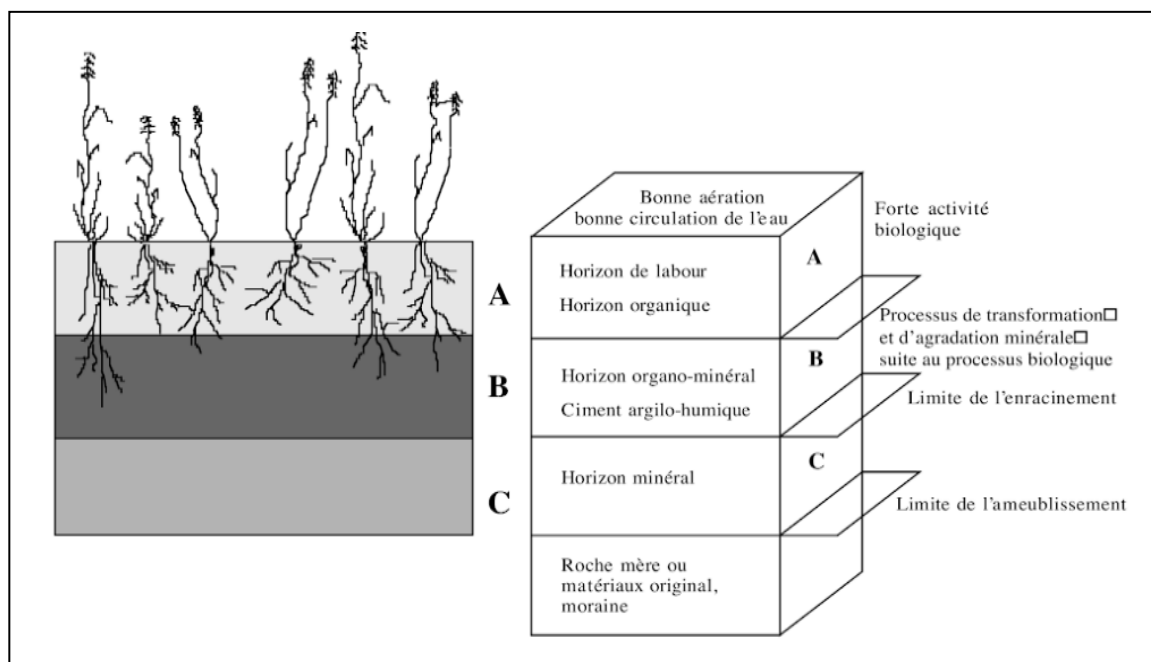


Figure 03 : Schéma représentant les différents horizons du sol (Hertig, 2006).

Horizon A : aussi appelé *couche arable*, c'est un horizon riche en matière organique et a une forte activité biologique. Il correspond à l'horizon de labour sur les sols cultivés, cet horizon est parfois précédé par une couche qui est constituée principalement par la matière organique, appelée horizon O.

Horizon B : situé au-dessous de A, c'est un horizon organo-minéral contenant plusieurs constituants (argile, fer, matière organique...).

Horizon C : représente une transition entre le sol et la roche mère, composé de matériel parental partiellement altéré par des phénomènes physico-chimiques, généralement pauvre en matière organique avec peu de trace de vie.

Horizon D : matériau original, constitue la base du sol contenant le substrat rocheux non altéré (Calvet, 2003 ; Hertig, 2006 ; Schoonover et al., 2015).

II.1.2. Constituants du sol

Le sol est un compartiment vivant provenant de deux origines, minérale (roche mère), et organique (faune et flore). On distingue 3 fractions du sol :

Fraction solide : composée d'éléments minéraux et de matière organique, cette dernière provient de la décomposition des produits d'origine animale et végétaux (débris de tiges, de feuilles...) via les micro-organismes, alors que les éléments minéraux (sables, argile, calcaire...) définissent la texture du sol.

Fraction liquide : encore appelée “ *solution du sol* “, elle se compose d'eau et de substances dissoutes provenant de la roche mère, de la matière organique ainsi que des apports anthropiques (engrais solubles, pesticides...etc.) qui alimente les plantes et les êtres vivants du sol.

Fraction gazeuse : appelée aussi “*atmosphère du sol* “, elle comprend les mêmes gaz que l'air atmosphérique ainsi que les gaz produits par la décomposition de la matière organique tel que le dioxyde de carbone (CO₂) (Chenu, 1998 ; Calvet, 2003).

II.2. Devenir et distribution des ETM dans les constituants des sols : concept de spéciation

Une fois dans le sol, les éléments traces métalliques peuvent exister sous différentes formes chimiques, qui peuvent rester dans la solution ou liées à divers composants (Figure 4) (Gupta et al., 1996 ; Khan et al., 2009 ; Katana et al., 2013). La toxicité et le devenir du métal dans le sol dépendent de sa forme chimique (Ogunbanjo et al., 2017). La spéciation chimique des ETMs contrôle leur mobilité et leur biodisponibilité grâce à la fixation par des minéraux argileux ou par la matière organique du sol (Shahbazi et al., 2017).

Selon la littérature scientifique, on constate que la procédure de Tessier et al. (1979) est généralement la plus utilisée pour l'étude de spéciation (Ryan et al., 2008 ;

Zimmerman and Weindorf, 2010) , cette méthode consiste en la mise en solution de l'espèce chimique présente dans un échantillon de sol sous l'action de plusieurs réactifs qui sont ajoutés successivement au même échantillon de sol. Cette technique permet d'obtenir cinq fractions à savoir, *la fraction échangeable (F1)*, celle qui peut être absorbée par les plantes, elle contient des éléments biodisponibles (en termes de biodisponibilité, différentes espèces de métaux sont plus biodisponibles que d'autres), *la fraction liée aux carbonates (F2)*, *la fraction liée à l'oxyde de Fe et de Mn (F3)*, *la fraction liée à la matière organique (F4)* ainsi que *la fraction résiduelle liée aux minéraux silicatés (F5)*. Généralement, les métaux des intrants anthropiques ont tendance à résider dans les quatre premières fractions et les métaux présents dans la fraction résiduelle sont présents naturellement dans la roche mère (Tack and Verloo, 1995 ; Ratusny et al., 2009 ; Zimmerman and Weindorf, 2010 ; Katana et al., 2013 ; Siaka et al., 2016 ; Abdurrahman et al., 2017 ; Oriyomi et al., 2017 ; Borui et al., 2017).

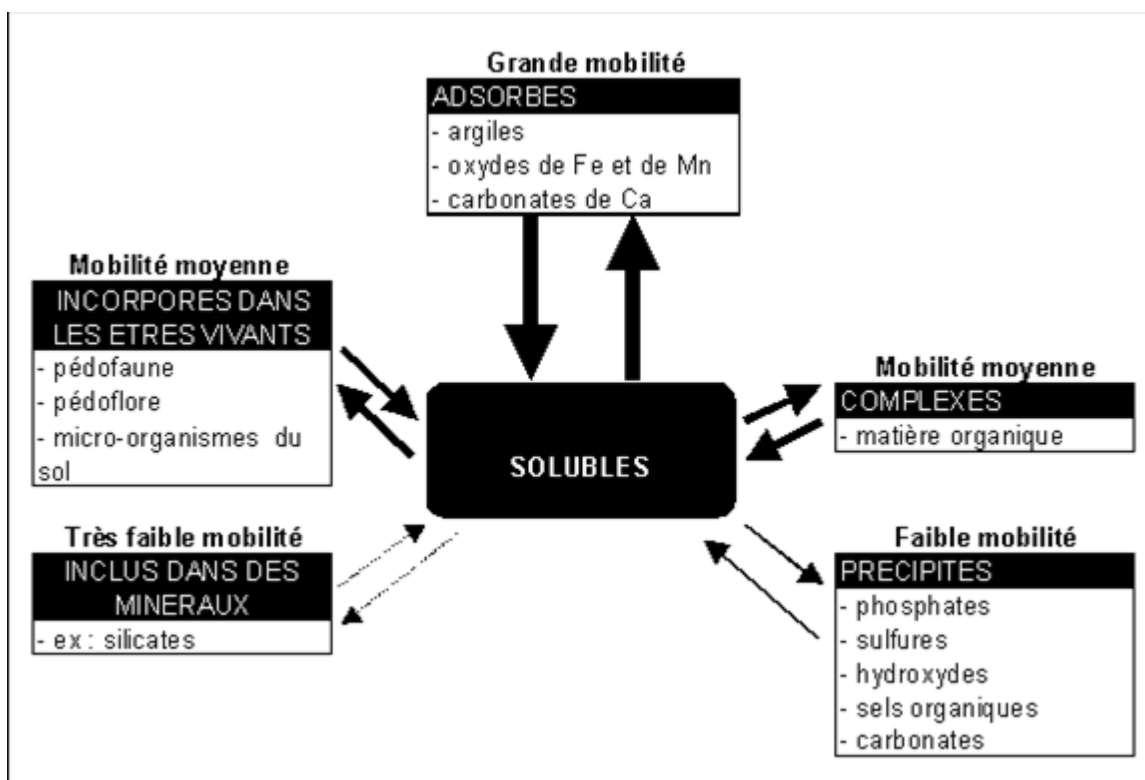


Figure 4. Localisation des ETM dans le sol (Spéciation) (Juste et al., 1995).

Les éléments traces métalliques ne peuvent pas être dégradés, et s'accumulent dans les différentes parties de l'environnement. Cependant ils peuvent passer d'un

compartiment du sol à un autre en changeant de formes. Ils peuvent se fixer avec les différents constituants du sol et s'accumulent dans ce dernier, ou ils peuvent être lessivés vers les nappes phréatiques et constituent ainsi une contamination des eaux souterraines. Les ETMs dans la solution du sol sont très mobiles et biodisponibles pour les êtres vivants y compris les plantes, qui absorbent ces éléments par leurs racines et constituent un grand risque pour la santé humaine surtout quand il s'agit des plantes cultivées.

II.3. Transfert des éléments traces métalliques vers les plantes

Les plantes sont exposées aux éléments traces métalliques non seulement par le sol mais aussi par les parties aériennes via les retombées atmosphériques, qui constituent une voie assez importante. Les ETMs atmosphériques peuvent être absorbés par les organes foliaires des plantes après le dépôt humide ou sec des retombées atmosphériques sur le couvert végétal. Dans une étude sur des salades cultivées en pots sur sols non contaminés et exposées aux retombées atmosphériques sur des durées croissantes de 10 à 45 jours, Uzu et al. (2014) ont constaté qu'il y a une corrélation positive et linéaire entre la concentration en plomb ou cadmium et le temps d'exposition. Ainsi, le seuil de consommabilité des végétaux définis par l'Union Européenne est atteint après 2 jours d'exposition pour le plomb et 22 jours pour le cadmium. Les ETMs atmosphériques peuvent se déposer uniquement sur les parties aériennes (feuilles, tiges, fruits), cette partie est alors éliminée par simple rinçage avec de l'eau de robinet. Par ailleurs, une autre partie des ETMs atmosphériques peuvent pénétrer à l'intérieur des plantes sous différentes formes (soit complexer avec des particules ou dissous dans l'eau d'irrigation et de pluie). Des recherches antérieures ont montré que le plomb contenu dans les feuilles était présent sous forme de PbS et $Pb-COOH$. Le fait que le plomb soit lié en partie à des groupements carboxyles suggère son incorporation dans les tissus de la plante. D'autres observations suggèrent en effet une pénétration du plomb via les stomates présents sur la surface des feuilles (Uzu et al., 2014). Après pénétration des ETMs, ces derniers sont transportés vers d'autres parties de la plante via le système vasculaire du phloème. Ce transport de métaux à l'intérieur des plantes dépend en grande partie du métabolisme des plantes. La figure 5 représente les voies de pénétration des ETMs atmosphériques par les parties aériennes des plantes.

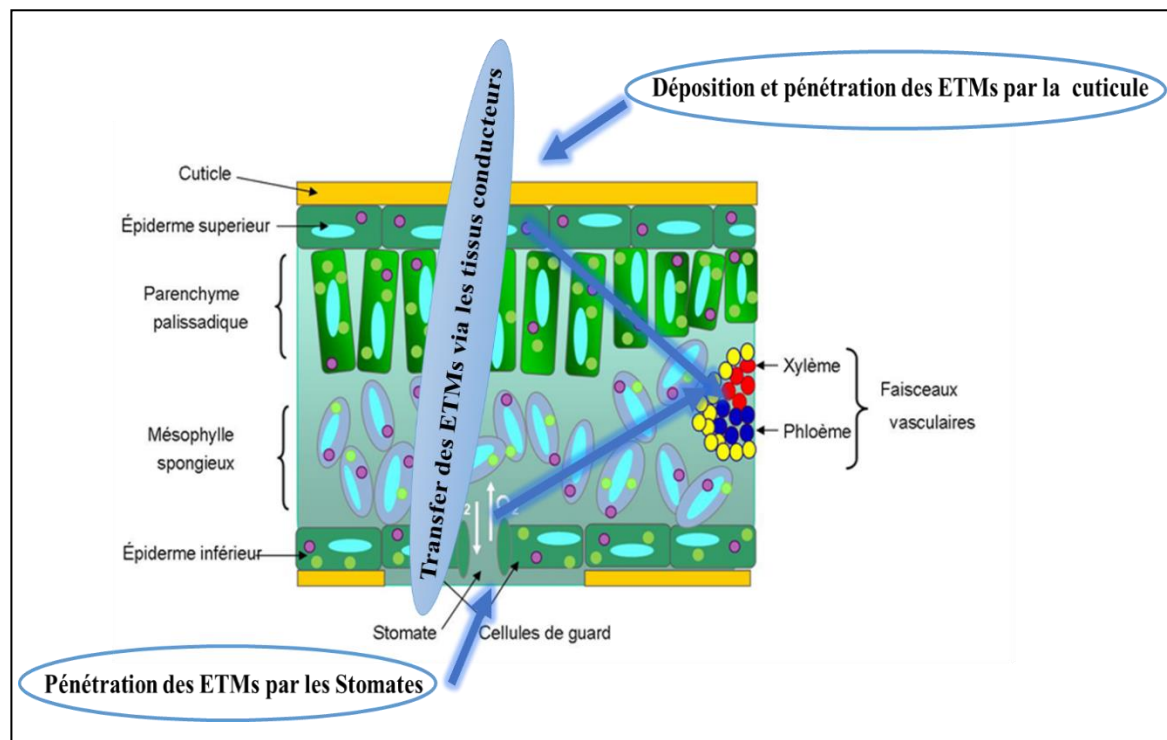


Figure 5 : Voies de pénétration des ETMs par la partie aérienne des plantes

Les plantes qui poussent près des zones minières et de fonderie ainsi que dans les zones urbaines présentent des concentrations foliaires accrues d'éléments traces métalliques (Schreck, 2013 ; Shahid, 2013 ; Xiong, 2014). Par conséquent, les études de biosurveillance à proximité des industries et des routes font actuellement l'objet d'une plus grande attention pour évaluer la contamination métallique des sols par dépôt atmosphérique. Des rapports antérieurs indiquaient que les plantes et les légumes qui poussent près des zones routières ou industrielles présentent des niveaux élevés d'éléments traces métalliques sur le feuillage (Uhlig and Juntila, 2001 ; Chahid, 2013), or, les concentrations des ETMs dans les tissus des plantes cultivées ont été signalées plus élevées que les seuils. De même, des études ont signalé des niveaux accrues de plomb et de cadmium dans les légumes cultivés dans les jardins potagers près des zones industrielles et urbaines (Stafilov, 2010 ; Shahid et al., 2017).

Contrairement au transfert des ETMs du sol par les racines, qui a été largement étudié (Pourrut, 2011 ; Shahid et al., 2017), moins de recherches ont été consacrées pour étudier l'absorption des éléments traces métalliques par les parties aériennes des plantes de l'atmosphère (Uzu et al., 2010 ; Shahid et al., 2017). Le transfert foliaire des métaux peut

être négligé ou, au contraire, apparaître comme la principale voie de pollution (De Temmerman, 2012 ; Schreck, 2014).

Comme indiqué ci-dessus, les ETM peuvent s'accumuler dans les plantes à travers les parties aériennes d'une part et les racines d'autre part (Figure 6). Le transfert des ETMs par les racines est la principale voie d'entrée de ces substances dans les plantes.

Les ETMs dans le sol peuvent être classés en fonction de leur disponibilité pour les plantes, biodisponibles ou non. Le métal biodisponible peut être absorbé par les plantes (de la même façon que les nutriments) et s'accumule davantage dans certaines parties de la plante. Les ETMs présents dans les légumes peuvent s'accumuler dans une partie de divers tissus végétaux tels que les racines, les tiges, les feuilles, les fleurs et les fruits. Ces éléments peuvent soulever quelques problèmes, en particulier à la santé humaine car ils s'accumulent dans la partie comestible des légumes. Certains chercheurs ont signalé que certains types de légumes comme les carottes, les épinards, la laitue, les radis, les tomates, les haricots et autres légumes à feuilles contiennent des concentrations élevées de Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, As, Cr et Mn. Les ETMs présents dans le sol pénètrent alors dans les plantes à travers les racines. Une fois pénétrés, ces éléments peuvent rester piéger dans un organe ou par contre être déplacé vers les différents organes (Aeliona et al., 2008 ; Okoro et al., 2012 ; Su et al., 2014 ; Shahid et al., 2017; Mehmood et al., 2019).

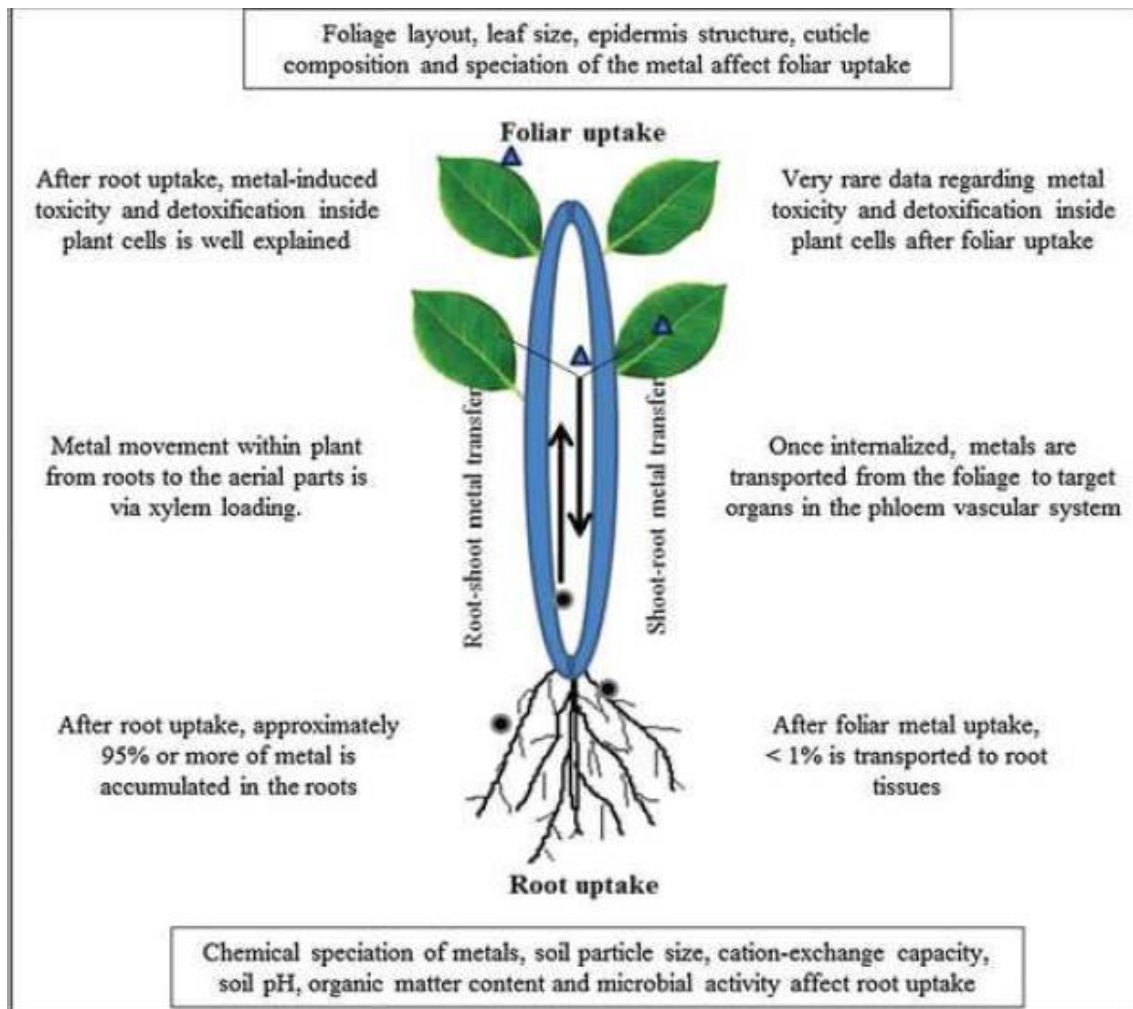


Figure 6 : Pénétration des ETMs par les racines et les parties aériennes (Shahid et al., 2017)

II.4. Influence des facteurs environnementaux sur la mobilité des ETM

II.4.1. Propriétés physico-chimiques du sol

L'étude des propriétés physico-chimiques des sols pourrait aider à comprendre les caractéristiques de base des sols et les contraintes liées à leur gestion. La qualité du sol dépend des propriétés physico-chimiques du sol qui déterminent les niveaux de nutriments (Schoeneberger et al., 2012). De ce fait, les propriétés physicochimiques du sol peuvent accroître ou réduire la mobilité des éléments traces métalliques (Shivakumar et al., 2012 ; Siaka et al., 2016; Wan et al., 2020). Les ETM qui peuvent être absorbés par les plantes sont les ETMs biodisponibles. Cependant, la biodisponibilité de ces éléments est influencée par le pH, le potentiel redox, la matière organique, la conductivité électrique...etc. En cas

de changements physico-chimiques du milieu les éléments métalliques adsorbés sont facilement mobilisables (Kabata-Pendias, 2004 ; Jung, 2008 ; Smical et al., 2008 ; Kabata-Pendias, 2011 ; Siaka et al., 2016 ; Lanno et al., 2019 ; Wan et al., 2020).

II.4.1.1. Acidité (pH)

Le pH du sol est l'un des facteurs les plus importants de la biodisponibilité des ETMs en affectant la complexation des cations métalliques et l'échange d'ions dans le sol (Peng et al., 2009 ; Barakat et al., 2013 ; Wang et al., 2017 ; Singh and Shivay, 2019). La solubilité des ETMs a tendance à augmenter à un pH plus faible du fait que la diminution du pH les amène à migrer de la phase solide à la phase liquide et aux plantes (Garau et al., 2007 ; Lee et al., 2009 ; Fagbote and Olanipekun, 2010 ; Komárek et al., 2013 ; Katana et al., 2013 ; Wan et al., 2019). A pH élevé, la solubilité de nombreux ETMs diminue, y compris les nutriments essentiels pour les plantes tels que Fe, Mn, Cu ou Zn. En effet, lorsque le pH du sol augmente, les cations, Fe^{3+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} et Cu^{2+} forment des hydroxydes insolubles et deviennent moins disponibles pour les plantes (Oliver et al., 2004 ; Siaka et al., 2016 ; Shahbazi et al., 2017 ; Wang et al., 2017 ; Wan et al., 2019).

Ainsi les valeurs de pH extrêmes diminuent l'activité microbienne dans les sols, qui affecte de nombreux processus du sol (par exemple, la décomposition de la matière organique) (Oliver et al., 2004 ; Siaka et al., 2016 ; Go, 2016).

II.4.1.2. Potentiel redox (Eh)

Le potentiel redox (Eh) mesure l'aptitude d'un milieu à fournir les électrons à un agent oxydant ou à retirer des électrons à un agent réducteur et permet de caractériser les échanges entre les espèces chimiques. Certains ETMs sont plus ou moins mobiles selon leur état d'oxydo-réduction (par exemple, le chrome est considéré comme très mobile sous sa forme oxydée (Cr IV) contrairement à sa forme réduite (Cr III) (Deschamps et al., 2006). De nombreux résultats confirment que la solubilité des ETMs dans le sol est directement corrélée avec le potentiel redox (Patrick et al., 1990 ; Masscheleyn et al., 1991 ; Efremova and Izosimova, 2000). Ce dernier varie en sens inverse du pH, il augmente quand le pH diminue (Deneux-Mustin et al., 2003). Par ailleurs, Yaron et al. (1996) ont montré que, sous les mêmes valeurs de pH, la solubilité des ETMs augmente au fur et à mesure que le potentiel redox diminue (Efremova and Izosimova, 2000). En effet

des faibles teneurs d'Eh privilège la dissolution des hydroxydes et conduit à une augmentation de concentration des éléments métalliques associés avec des composants. Entre autre, en conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent facilement les ETM tels que le Pb, le Cd et le Zn (Chaignon, 2003 ; Deneux-Mustin et al., 2003). Par ailleurs, en conditions oxydantes le fer et le manganèse sont très peu solubles et maintiennent donc immobilisés les métaux qui leurs sont associés (Ternel et al., 2005).

II.4.1.3. Matière organique

La biodisponibilité des éléments traces métalliques est également influencée par la teneur en matière organique en raison de la présence en leur sein de nombreux groupes fonctionnels susceptibles de complexer des ions métalliques. Plus cette teneur est élevée, moins les ETM auront tendance à passer en solution du sol et donc seront moins disponibles pour les plantes (Ahdm, 2000 ; Dauguet et al., 2011 ; Shen, 2012 ; Guo et al., 2012 ; Wang et al., 2017). En outre, l'origine de la matière organique joue un rôle important dans la disponibilité des ETM. Il a été démontré que la matière organique d'origine urbaine est plus complexant et présente une très forte affinité notamment pour le plomb, le cuivre, le zinc et le mercure que celle d'origine naturelle (Muresan et al., 2011 ; Pernet-Coudrier et al., 2011 ; Varrault, 2012 ; Louis et al., 2014 ; Matar et al., 2015 ; Pereira-derome, 2016). De même, Pernet-Coudrier et al. (2008) et Matar et al. (2015) ont mis en évidence le rôle de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la biodisponibilité des ETM.

II.4.1.4. Salinité

Un sol salin a une concentration en sel soluble suffisamment élevée pour affecter négativement la croissance et le développement de la plupart des plantes cultivées (Go, 2016), ainsi la classification des sols salins et l'évaluation des effets négatifs de la salinité sur les cultures sont basées sur la conductivité électrique (CE). La salinité, pourrait faciliter la mobilité de certains ETMs (Micó et al., 2006). Kadkhodaie et al. (2012) et Bingham (1984) ont montré que la quantité des ETMs (Pb et Cd) disponible dans le sol augmente avec l'augmentation de la salinité. En outre, McLaughlin (1994) ainsi que d'autre chercheurs ont observé que l'augmentation de la salinité est en relation avec l'augmentation de la solubilité et l'absorption du Cd par de nombreuses plantes y compris

la pomme de terre et le tournesol (Garcia-Miragaya, 1976 ; Smolders, 1981 ; Kadkhodaie et al., 2012).

II.4.1.5. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) est mesurée comme étant la quantité de cations qui peut être extraite par une solution de cations fortement concentrée (Go, 2016). En général, une augmentation de la CEC diminue l'absorption des ETMs par les plantes (Haghiri, 1974 ; Miller et al., 1976 ; Hinesly et al., 1982 ; Tyler and Bride, 1982 ; Efremova and Izosimova, 2000).

II.4.2. Propriétés microbiologiques

Les sols hébergent une multitude d'organismes qui peuvent influencer sur le devenir et la formes des ETMs dans le sol en aboutissant ainsi, soit à leur précipitation, soit à leur solubilisation dans la phase liquide.

La compréhension globale des phénomènes biologiques jouant sur la solubilité des métaux dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux. Cependant, les microorganismes du sol peuvent avoir une action directe sur les ETMs en modifiant la solubilité de ces derniers par les différents métabolismes, par ailleurs, l'activité microbienne peut agir sur les propriétés physico-chimiques du sol environnant de ces substances, agissant ainsi de façon indirecte sur la solubilité des ETMs (Chouteau et al., 2004 ; Go, 2016).

III. ELEMENTS TRACES METALLIQUES ETUDIES

Les ETMs sont potentiellement dangereux pour les humains et divers récepteurs écologiques en raison de leur toxicité, de leur persistance, de leur caractère bioaccumulable et non biodégradable (Wang et al., 2017 ; Mazurek at al., 2017 ; Li et al., 2018 ; Huang et al., 2018 ; Varol et al., 2020). Ils proviennent de sources naturelles et anthropiques. Les apports naturels sont attribués aux processus naturels et les intrants anthropiques proviennent principalement d'activités industrielles et d'autres sources telles que l'agriculture (Cai et al., 2012 ; Marrugo-Negrete et al. 2017 ; Fan and Wang, 2017 ; Alghobar and Suresha, 2017 ; Shangguan et al., 2017 ; Keshavarzi and Kumar, 2019).

Les caractéristiques générales données dans ce document ne concernent que les ETMs retenus dans cette étude, à savoir : le Plomb, le Cadmium et le Zinc.

III.1. Plomb (Pb)

Le plomb est un élément non essentiel et n'exerce aucune fonction physiologique connue sur les organismes (Simon, 2016 ; Abdurrahman et al., 2017), c'est un métal gris bleuâtre naturel que l'on trouve habituellement en tant que minéral combiné avec d'autres éléments tels que le soufre (PbS, PbSO₄) ou l'oxygène (PbCO₃). Les propriétés physico-chimiques du Pb sont présentées dans le tableau 2. Le plomb présente deux états d'oxydations à savoir : Pb (II) et Pb (IV), ces deux formes sont stables (Wuana and Okieimen, 2011 ; Arora et al., 2017). Du fait qu'il est largement véhiculé par les particules atmosphériques et s'accumule facilement dans les horizons de surfaces des sols et du fait de sa faible mobilité il n'est pas entraîné vers les horizons profonds (Alloway, 2010).

Tableau 2: Propriétés physico-chimiques du plomb (Pb) (Arora et al., 2017 ; Yilmaz et al., 2018).

Nom	Plomb
Numéro atomique	82
Masse atomique	270 g/mole
Masse volumique	11.35g/Cm ³
Température de fusion	327°
Température d'ébullition	1.740°
Etats d'oxydation	+II et +VI

Le plomb fait partie des éléments qui ont été le plus largement utilisés par l'homme au fil du temps. De ce fait, il existe plusieurs sources de contamination par le Pb dans les sols agricoles. Celles-ci incluent le matériau parental ainsi que les activités anthropiques y compris les émissions du trafic automobile qui est la principale source, la fabrication des batteries électriques, l'utilisation des peintures, l'incinération des déchets et l'exploitation

des mines. En plus de l'industrie, le plomb a des applications dans les engrais et les pesticides utilisés à des fins agricoles (Jan et al., 2015 ; Simon, 2016 ; Abosedo, 2017 ; Guan et al., 2017). Cela a conduit à une pollution importante des sols et des eaux de surface par cet élément et par conséquent, son absorption par les plantes et son accumulation ultérieure le long de la chaîne alimentaire constituent une menace potentielle pour la santé humaine (Jan et al., 2015 ; Abdurrahman et al., 2017 ; Guan et al., 2017 ; Liu et al., 2017 ; Prabhu and Prabhu, 2018 ; Zeng et al., 2018).

La toxicité du Pb est reconnue depuis longtemps, depuis l'Empire Romain, la maladie liée à une intoxication au Pb suite à une exposition intense ou prolongée est connue sous le nom de saturnisme. Les enfants y sont les premiers exposés. Historiquement, on attribue souvent cette maladie à la cause du déclin de l'Empire Romain (Godin, 1983; Sammut et al., 2010 ; Alloway, 2010).

L'exposition aiguë au plomb peut provoquer une perte d'appétit, maux de tête, hypertension, douleurs abdominales, dysfonctionnement rénal, fatigue, insomnie, arthrite, hallucinations et vertiges (Castelli et al., 2005 ; Jan et al., 2015 ; Fan and Wang, 2017). Tandis qu'une exposition chronique peut engendrer des dommages de nombreux organes et systèmes du corps, tels que les reins (lésions rénales), le foie, le système reproducteur (stérilité, anomalies congénitales), le système nerveux (déficience intellectuelle, psychose, autisme, lésions cérébrales, perte de mémoire), le système urinaire, le système immunitaire et même la mort (Sammut et al., 2010 ; Alloway, 2010 ; Azizi and Azizi, 2010 ; Chen, 2011 ; Su et al., 2014 ; Adama and Esena, 2016 ; Fan and Wang, 2017 ; Santoro et al., 2017).

III.2. Cadmium (Cd)

Le cadmium est un métal blanc argent, légèrement bleuté (Martin-Garin and Simon, 2004), non-essentiel (Moolenaar and Lexmond, 2000 ; Cherfi et al., 2014 ; Balkhair and Ashraf, 2016 ; Corguinha et al., 2015 ; Gharaibeh et al., 2016 ; Abosedo, 2017 ; Zeng et al., 2018 ; Yilmaz, et al., 2018) au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. Le cadmium se trouve dans le sol généralement sous forme de cation divalent Cd (II) (Cd^{+2}) à différentes concentrations (Alloway, 2010). Les propriétés physico-chimiques du Cd sont présentées dans le tableau 3. De ce fait, dans les sols il est considéré comme un élément relativement mobile par rapport à d'autres ETM

tels que le plomb. Compte tenu de sa mobilité dans le sol et de son transfert vers les végétaux, il est l'un des éléments polluants les plus problématiques pour la protection des écosystèmes (Martin-Garin and Simon, 2004 ; Tahar and Keltoum, 2011 ; Gharaibeh et al., 2016).

Tableau 3 : Propriétés physico-chimiques du Cd (Arora et al., 2017).

Nom	Cadmium
Numéro atomique	48
Masse atomique	112,2 g/mole
Masse volumique	8,6 g/Cm ³
Température de fusion	320.9 °C
Température d'ébullition	765 °C
Etats d'oxydation	+II

Le Cd se trouve naturellement dans les minerais avec du zinc, du plomb et du cuivre (Wuana and Okieimen, 2011 ; Arora et al., 2017). En plus des teneurs naturelles, les principales sources de dispersion du cadmium dans l'atmosphère, les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles et aux intrants agricoles notamment les engrais phosphatés, les boues et les pesticides (Abosedede, 2017 ; Shangguan et al., 2017). Le cadmium est un métal hautement toxique, ses propriétés physiques et chimiques proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (Martin-Garin and Simon, 2004 ; Gharaibeh et al., 2016). Certaines parties du corps humain sont plus sensibles à la toxicité de cet élément tel que les reins, les poumons et les os. Le cadmium est également classé comme cancérigène pour les humains, causant notamment le cancer du poumon (Waalkes, 2003 ; ATSDR, 2012 ; Oteef et al., 2015 ; Arora et al., 2017 ; Shangguan et al., 2017 ; Prabhu and Prabhu, 2018), Il affecte également le foie et le tractus gastro-intestinal (Abosedede, 2017).

III.3. Zinc

Le zinc est un métal blanc bleuté (Arora et al., 2017) dont les propriétés physico-chimiques sont présentés dans le tableau 4. Le Zn est un oligo-élément essentiel pour diverses fonctions physiologiques qui influencent la croissance des organismes vivants, la santé et la reproduction de différentes manières (Alloway, 2010 ; Wuana and Okieimen, 2011 ; Balkhair and Ashraf, 2016 ; Kalaivanan and Ganeshamurthy, 2016 ; Chandra et al., 2018 ; Noulas et al., 2018). Il est considéré comme le deuxième élément trace le plus abondant dans le corps humain (Pao et al., 2018). Il a généralement été reconnu que le Zn est transporté dans les plantes sous forme de Zn^{2+} (Chandra et al., 2018).

Tableau 4 : Propriétés physico-chimiques du Zn (Arora et al., 2017).

Nom	Zinc
Numéro atomique	30
Masse atomique	65 g/mole
Masse volumique	7,15 g / cm ³
Température de fusion	419.5 °C
Température d'ébullition	908 °C
Etats d'oxydation	+II

Le Zn est un élément naturel dans l'atmosphère à l'état libre ou combiné dans l'air, le sol, l'eau et tous les contenus alimentaires. Il pénètre dans l'environnement à partir de plusieurs sources dont celles qui sont naturelles liées à la composition chimique de la roche mère et l'étendue des processus d'altération sachant que les concentrations augmentent en raison des additions anthropiques. Parmi ces dernières, les activités industrielles telles que l'exploitation minière, le charbon, la combustion de déchets et le traitement de l'acier mais également l'utilisation des intrants agricoles (fumiers, engrais, pesticides etc.). Il est utilisé aussi dans l'industrie pour fabriquer de la peinture, du colorant, du caoutchouc (Wuana and Okieimen, 2011 ; Su et al., 2014 ; Arora et al., 2017 ; Shahbazi et al., 2017 ; Chandra et al., 2018). Dans les sols agricoles, la teneur normale en Zn varie entre 10 et 300 mg / kg,

les teneurs supérieures à 300 mg / kg sont généralement toxiques (Chandra et al., 2018) conduisant ainsi à une contamination des sols par cet élément et par conséquent la contamination des eaux et de la chaîne alimentaire et donc atteignant l'homme (Chandra et al., 2018). L'exposition à des niveaux excessifs de zinc peut apparaître avec des symptômes tels que la fièvre, les crampes d'estomac, les nausées et les vomissements. L'ingestion prolongée de niveaux élevés de zinc pendant plusieurs mois peut provoquer une anémie, endommager le pancréas et diminuer les taux de cholestérol. En revanche, une carence en zinc peut entraîner une perte d'appétit, une diminution du goût et de l'odorat, une diminution de la fonction immunitaire, une cicatrisation lente et des lésions cutanées. Il peut également provoquer des malformations des organes sexuels et un retard de croissance chez les jeunes hommes. De plus, la carence en zinc chez les femmes enceintes peut causer des malformations congénitales (ATSDR, 2005 ; Oteef et al., 2015 ; Arora et al., 2017).

MATERIEL ET METHODES

Afin d'atteindre le but de cette étude, un plan de travail a été adopté. De ce fait, le présent chapitre décrit, d'une part les différentes actions réalisées sur le terrain (zone d'étude, prélèvement, échantillonnage), et d'autre part, l'ensemble des techniques et des protocoles expérimentaux réalisés au laboratoire.

I. Présentation générale de la wilaya de Jijel

Située dans le Nord-Est Algérien à 360 Km de la capitale. Jijel est une wilaya côtière s'étalant sur une façade maritime de 120 Km et sur 2398.69 Km². La wilaya de Jijel est limitée au Nord par la mer méditerranéenne, à l'Est par la wilaya de Skikda, à l'Ouest par la wilaya de Bejaia, au Sud par la wilaya de Mila, au Sud-Ouest par la wilaya de Sétif (Figure 7).

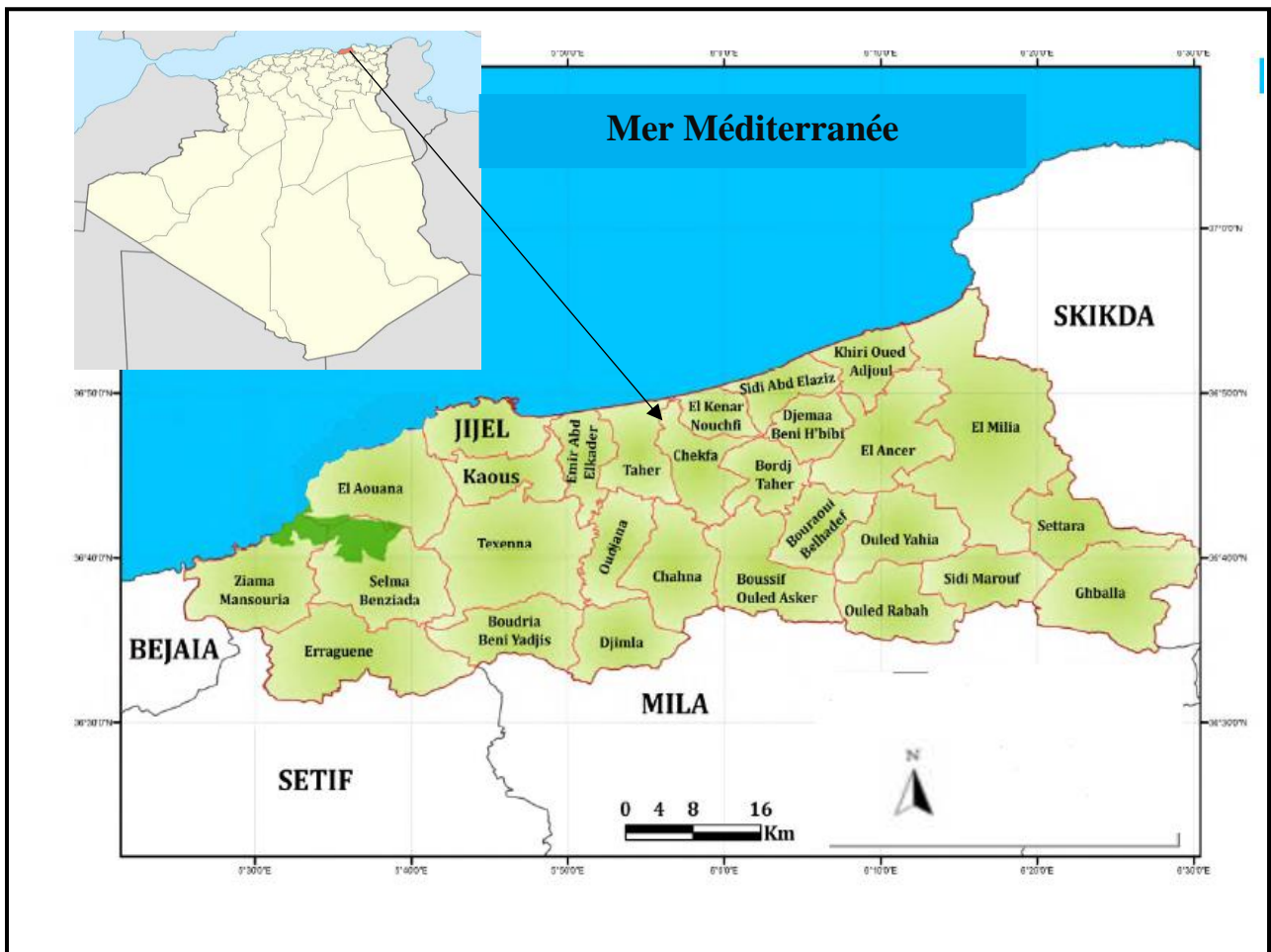


Figure 7 : Situation géographique de la Wilaya de Jijel.

I.1. Aperçu climatique de la wilaya de Jijel

La Wilaya de Jijel est connue par son climat méditerranéen caractérisé par l'alternance d'une saison sèche et d'une saison humide, avec un hiver doux et humide et un été chaud et sec. Cette région est considérée comme l'une des régions les mieux arrosées du pays (ONM, 2017). Les valeurs moyennes mensuelles de la température, de l'humidité et des précipitations de la région de Jijel entre 2006 et 2016 sont représentées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Moyennes mensuelles de températures, de précipitations et de l'humidité de la région de Jijel (2006- 2016) (S.M.J, 2006 ; O.N.M, 2017).

Mois	Température (C°)	Précipitations (mm)	Humidité (%)
Janvier	11.00	135.3	77.3
Février	12.15	151.9	74.1
Mars	13.61	130.4	73.37
Avril	16 .6	71.18	76.79
Mai	19.36	50.5	76.4
Juin	22.80	18.2	73.4
Juillet	26.08	2.0	73.5
Aout	26 .30	19.6	69.4
Septembre	24.00	68.7	66.1
Octobre	21.26	106.8	74.1
Novembre	21.26	169.3	75.4
Décembre	16.96	148.2	76.8

I.2. Activités économiques

En raison de la situation géographique, la fertilité du sol et les conditions climatiques d'une part, et l'intérêt manifesté par les pouvoirs publics pour le développement du secteur à travers les différents programmes et politiques agricoles

d'autre part. L'activité agricole à Jijel est d'une importance économique majeure. Cependant, la quasi-totalité des activités de caractères industriels existent sous forme de quelques unités de petites tailles.

I.3. Agriculture dans la wilaya de Jijel

Le secteur agricole est l'un des poumons de la wilaya de Jijel, c'est le premier secteur d'activité pour la population locale avec une superficie agricole totale de 98499 ha dont 44554 ha correspond à la superficie agricole utilisable.

Suite à une pluviométrie abondante et d'un climat méditerranéen très favorable, la wilaya de Jijel est caractérisée par une polyculture, avec une culture dominante des maraîchères (plus particulièrement par la plasticulture), suivie par les cultures fourragères, l'arboriculture fruitière et la céréaliculture (DSA, 2017). Ces différents types de cultures font appel à différents types d'engrais et de produits phytosanitaires, dont les engrais complexes (NPK) sont utilisés principalement pour les cultures maraîchères (DSA, 2017). Quant aux pesticides, la lutte contre les ravageurs des cultures est assurée principalement par une dizaine de produits appartenant à différentes familles chimiques et dont les insecticides et les fongicides sont majoritaires (DSA, 2017).

II. Travail sur le terrain

II.1. Présentation des sites d'échantillonnage

Les échantillons sélectionnés pour cette étude proviennent de différents sols agricoles choisis en fonction de l'intensité de l'activité agricole sous serre ainsi que la situation géographique (figure 8). Les sites de prélèvement ont été donc choisis de telle sorte qu'ils se trouvent sous l'influence des activités agricoles, particulièrement la culture sous serre à différentes régions de la wilaya de Jijel. Pour cela, huit sites où sont cultivées des Tomates (*Tavira*) ont été choisis.

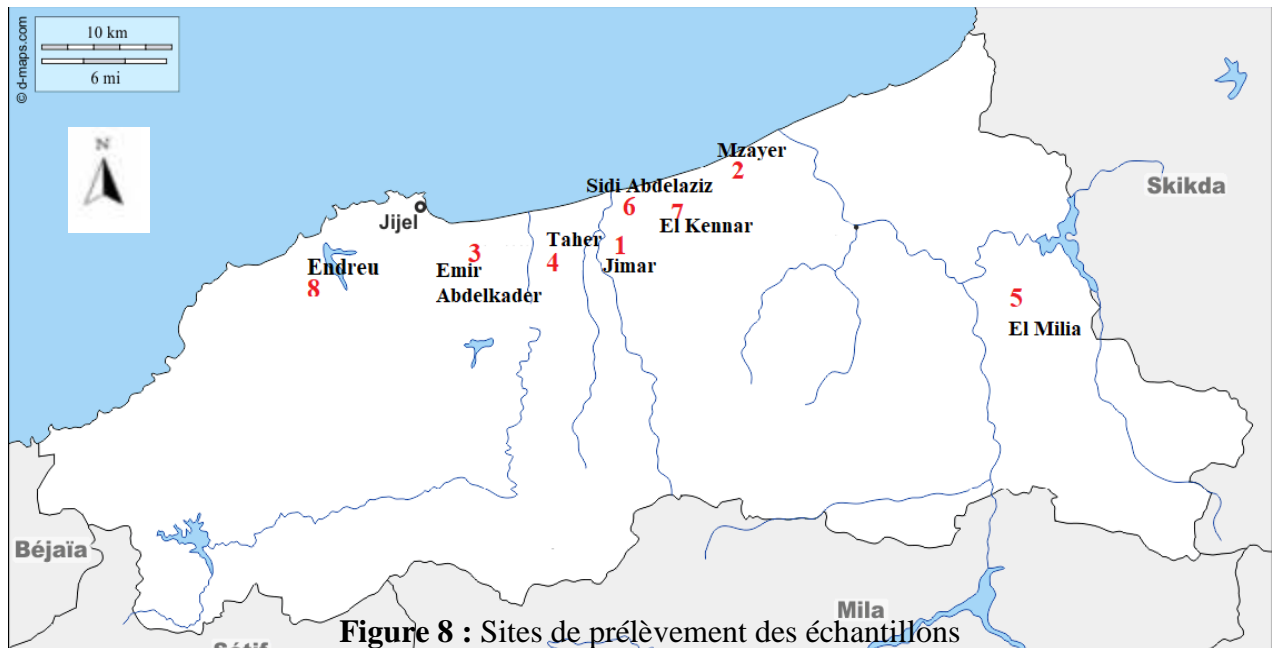


Figure 8 : Sites de prélèvement des échantillons

Site 1 : Djimar (JIM) : située à l'Est de la ville de Jijel, cette zone est caractérisée par une agriculture dense, l'échantillonnage a été effectué dans des exploitations agricoles dont la culture de tomates sous serre est dominante, l'irrigation est assurée par des réseaux public.

Site 2 : Mzayer (MZY) : située à l'Est de la ville de Jijel, les prélèvements ont été réalisés dans des sols situés à proximités de la mer et de la voie ferrée, cette zone est caractérisée par une agriculture intensive avec une densité d'agglomération faible et l'irrigation est assurée par des puits (eau souterraine).

Site 3 : Emir Abdelkader (EMR) : située à l'Est de la ville de Jijel, les sites d'échantillonnage sont caractérisés par une agriculture intensive et l'irrigation est assurée par des puits, ainsi, les prélèvements ont été réalisés à proximité d'une route fréquentée, et du parc de véhicules.

Site 4 : Taher (TAH) : située au Sud-Est de Jijel, les prélèvements ont été réalisés dans des zones de cultures intensive à côté de l'aéroport, l'irrigation est assurée par des réseaux public.

Site 5 : El Milia (ELM) : cette région est caractérisée par un relief montagneux, l'échantillonnage a été réalisé à partir des sols à proximité du barrage de Bussiaba,

l'irrigation est assurée par ce dernier, l'agriculture dans cette région est non intensive et une agglomération très faible.

Site 6 : Sidi Abdelaziz (SDA) : située à l'Est de la ville de Jijel, les échantillons ont été prélevés à proximité de la route nationale (très fréquentée), l'agriculture dans les stations de prélèvements est intensive caractérisée par les cultures sous serre. L'irrigation est assurée par des puits.

Site 7 : El Kennar (KEN) : située à l'Est de la ville de Jijel, les zones de prélèvement sont caractérisées par une agglomération moyenne, l'agriculture dans cette région est peu intensive et l'irrigation est assurée par des puits.

Site 8 : Andreu (END) : située à l'Ouest de la wilaya de Jijel, la fréquence de l'agriculture dans cette région est moyenne, l'échantillonnage a été réalisé dans des sols situés près de la mer et à proximité de la route nationale (très fréquente).

La figure 9 présente quelques sites de prélèvement.



Figure 9: Quelques sites de prélèvement.

II.2. Prélèvement des échantillons

II.2.1. Sol

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'une tarière inoxydable à une profondeur de 10-15 centimètres (Zeng et al., 202 ; Farid et al., 2015 ; Saber et al., 2015). Dans chaque site 03 échantillons composites du sol ont été préparés, l'un pour le témoin et les deux autres pour les sols affectés par les activités agricoles (sous serre). Chaque site comporte 02 stations, et chaque station représente un échantillon composite constitué de plusieurs échantillons élémentaires prélevés en zigzag (Benkhoubi et al., 2015) comme le montre la figure 10.

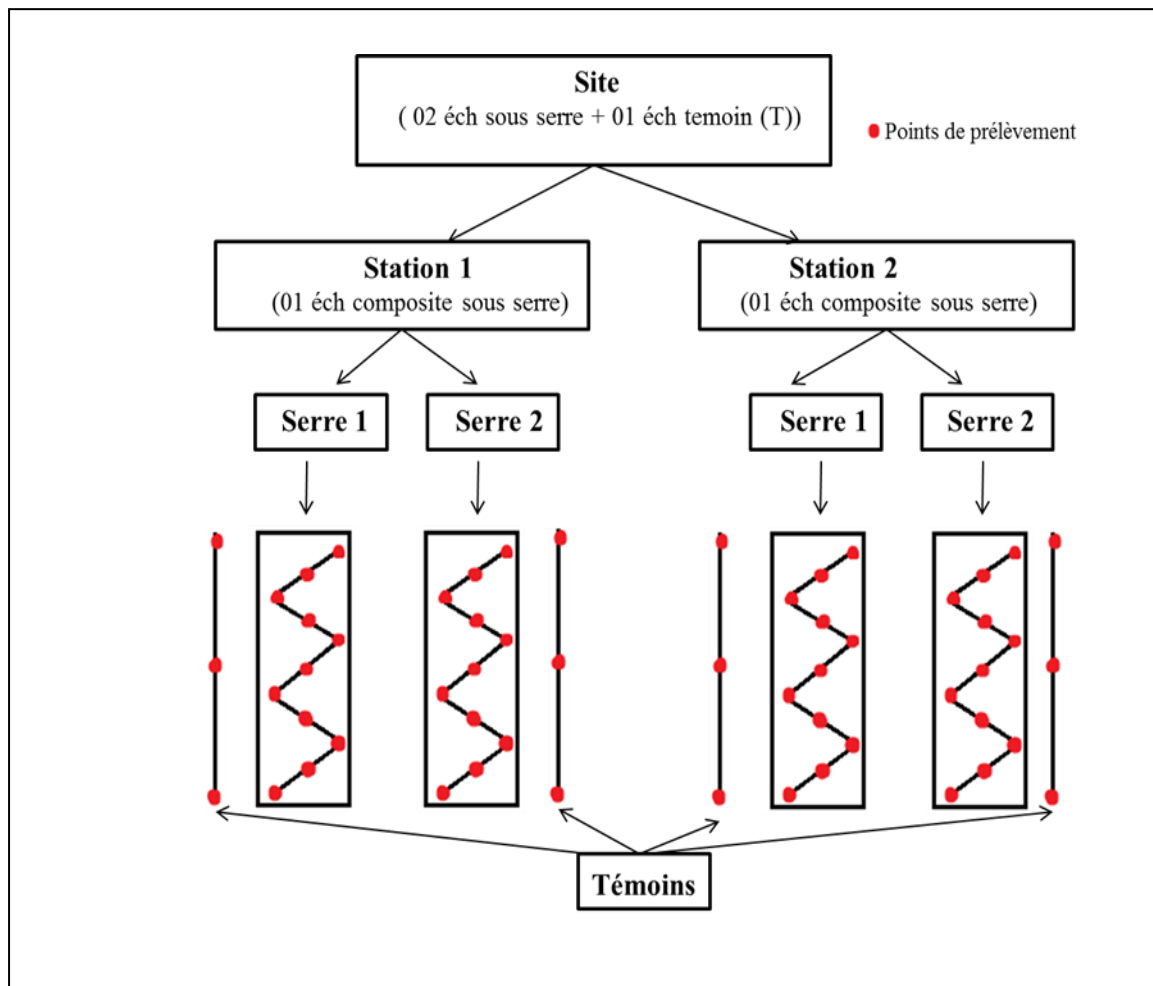


Figure 10: Schéma récapitulatif du plan d'échantillonnage du sol.

Les échantillons de sol de chaque site ont été prélevés sous serres. Par contre, les échantillons des sols témoins (c'est-à-dire, sol non cultivé) ont été prélevés à partir des parcelles nues sans activités agricoles. Deux campagnes de prélèvements ont été réalisées, la première était en 2014 / 2015 et la deuxième en 2015 / 2016. Au total, [(4 échantillons + 2 témoins) × 8 sites) × 3 répétitions] × 2 saisons. Une fois prélevés, les échantillons de terre sont déposés dans des sachets en polyéthylène fermés hermétiquement et transportés au laboratoire.

I.2.2. Plantes

L'étude a été réalisée sur des tomates (*Solanum lycopersicum*), plante de la famille des Solanacées et du genre *Solanum* originaire d'Amérique du Sud (Peralta et al., 2007), le choix été porté sur la variété *Tavira* (Figure 11).



Figure 11: Echantillons des tomates.

La collecte a été réalisée par arrachage des fruits à la main après la maturité complète de ces cultures au moment de la récolte étalée sur plusieurs semaines. Au niveau de chaque site, les échantillons (fruits de tomate) ont été prélevés des sols correspondants (Figure 12). Les échantillons sont placés ensuite dans des sacs en polyéthylène et transportés au laboratoire dans une glacière.

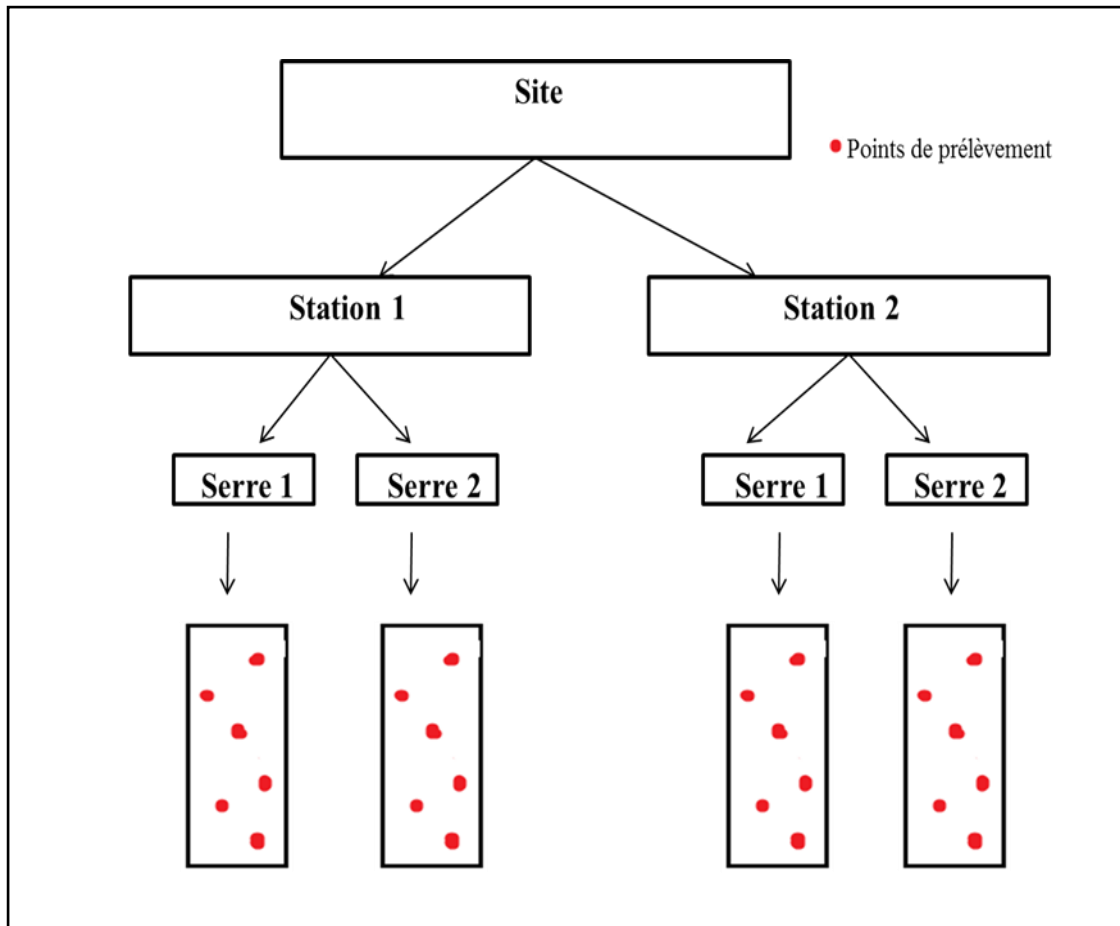


Figure 12 : Stratégie d'échantillonnage des plantes.

II. Travail au laboratoire

- Les manipulations ont été réalisées dans le laboratoire de Biotechnologie, Environnement et santé, le laboratoire de Pharmacologie et Phytochimie et les laboratoires de pédagogie de Biologie de l'Université Mohammed Saddik Benyahia-Jijel.
- Pour chaque opération, trois répétitions ont été effectuées pour chacun des sols.

II.1. Prétraitement et préparation des échantillons

II.1.1. Sol

Au laboratoire, les échantillons de sol ont subi les préparations préalables relatives à toute analyse de sol : séchage, quartage, broyage et tamisage.

II.1.1.1. Séchage

À la réception des échantillons, les grosses mottes de terre ont été brisées. Le séchage a été réalisé à l'air libre (température ambiante) et à l'abri de la lumière directe du soleil pendant une semaine. Après séchage, les éléments grossiers (cailloux, feuilles, racines, coquilles d'escargots, etc.) ont été enlevés et éliminés. Les échantillons de sol destinés au dosage des ETM ont été séchés à 105°C dans une étuve (Kebir et al., 2014 ; Bouchouata et al., 2011).

II.1.1.2. Quartage

L'étape de quartage est nécessaire lorsque l'échantillon est trop volumineux, elle consiste à réduire l'échantillon jusqu'au volume nécessaire. L'échantillon est séparé en 4 parties égales (quadrants). Deux des quatre portions sont combinées en diagonale et les deux autres sont rejetées. Répéter ce processus jusqu'à obtention de la quantité désirée comme l'indique la figure 13.

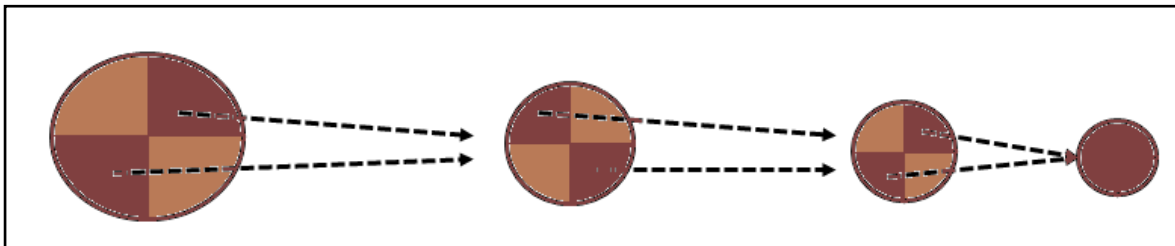


Figure 13 : Exemple de schéma de réduction d'un échantillon (méthode par quartage).

II.1.1.3. Broyage

Le broyage a été réalisé manuellement à l'aide d'un mortier.

II.1.1.4. Tamisage

Les échantillons destinés à l'analyse physico-chimique ont été tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm de diamètre selon la norme NF ISO 11464, alors que ceux destinés au dosage des éléments traces métalliques ont été tamisés à 315 µm.

II.1.2. Plantes

Le matériel végétal (fruit de tomate) a été rincé à l'eau de robinet puis à l'eau distillée. Une fois lavées, les fruits ont été coupés, essorés et séchés à 105°C ensuite broyées et conservées dans des sachets hermétiquement fermés.

II.2. Analyses physicochimiques

II.2.1. Acidité

Le pH a été mesuré selon la norme ISO 10390. 10 g de sol ont été mis en suspension dans 25 ml d'eau distillée, agités pendant 1 heure sur une plaque d'agitation de type orbital, puis laissés au repos pendant 2 heures. Le pH est ensuite mesuré à l'aide d'un pH-mètre.

II.2.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) a été mesurée à l'aide d'un conductimètre dans une suspension de 1/5 (1 volume de sol pour 5 volumes d'eau) après 2 heures d'agitation et 1 heure de repos (Mathieu and Pieltain, 2003).

II.2.3. Calcaire total

Le calcaire total (CT) est déterminé au moyen d'un calcimètre (calcimètre de Bernard). Le principe est basé sur le volume de gaz carbonique CO₂ dégagé lors de l'attaque d'un échantillon de terre par l'acide chlorhydrique (HCl) dilué dans une enceinte fermée :



Un poids P (0.5 g) d'échantillon de sol a été introduit dans une fiole à doigt. Le poids P doit être choisi de façon à ce que le dégagement de gaz carbonique, d'une part ne soit pas supérieur au volume du tube gradué, d'autre part soit suffisamment grand pour que la lecture de son volume se fasse avec une bonne précision. Le protocole a été réalisé selon la démarche suivante :

- Humidifier l'échantillon de terre dans la fiole avec le moins d'eau possible, pour chasser l'air inclus dans le sol.
- Remplir le petit tube à essai au 3/4 d'HCl que l'on place délicatement dans l'erlenmeyer au moyen de pinces en prenant soin qu'aucune goutte ne tombe sur le CaCO₃.
- Boucher soigneusement l'erlenmeyer et faire la lecture du niveau de la burette (V0).
- Renverser l'acide sur l'échantillon du sol en ayant soin de ne pas échauffer et attendre que la réaction soit complète.
- Faire la lecture : soit V le volume lu, le volume réel est donc $V - V0 = V1$.
- Un poids connu de CaCO₃ pur pour analyses est traité de la même manière (V2).

Calculs

Le pourcentage de calcaire est :

$$\text{CaCO}_3\% = [0.3 \times V1 / V2 \times P] \times 100$$

Soit : **V1** : le volume de CO₂ obtenu avec l'échantillon de sol.

V2 : le volume de CO₂ obtenu avec 0,3 g de CaCO₃.

P : prise d'essai en gramme.

II.2.4. Matière organique (MO)

La teneur en matière organique a été déterminée selon la norme ISO 10694, les sols ont été calcinés à une température de 500°C dans un four à moufle pendant 5h. La teneur en matière organique représente la différence entre les deux masses (avant et après calcination).

$$\text{MO \%} = (M_0 / M_1) * 100$$

Soit

- **M₀**: étant la masse initiale d'échantillon séché à 40 ± 5°C, en gramme.
- **M₁**: masse finale, après calcination à 500 ± 5°C, en gramme.

II.2.5. Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique d'un sol est la quantité totale de cations que le sol peut adsorber sur son complexe et échanger avec la solution environnante dans des conditions de pH bien définies. Dans cette étude, la CEC était déterminée par la méthode de Riehm (AFNOR NF X31-130) (Mathieu and Pieltain, 2003). Cette méthode est effectuée par dosage de l'azote ammoniacal. Le principe est basé sur un échange de cations retenus par un échantillon de terre et les ions ammonium d'une solution aqueuse d'oxalate d'ammonium en présence de carbonate de calcium (CaCO₃). La détermination de la CEC se fait par mesure de la concentration dans le filtrat des ammoniums libres. La lettre T sert à désigner symboliquement la CEC.

Le protocole expérimental réalisé est le suivant :

Préparation de la solution du sol : Mettre 5 g de terre, 7.50 mg de CaCO₃ et 50 ml de la solution d'oxalates d'ammonium, agiter pendant 3 heures et laisser reposer 12 à 16 heures dans un réfrigérateur.

- Mettre 10 ml de la solution du sol dans un ballon muni d'un chauffe ballon et ajouter 10 ml de la solution de NaOH puis 190 ml d'eau distillée et quelques gouttes de phénophtaléine.

- Dans le Becher de collection mettre 40 ml d'acide borique + quelques gouttes d'indicateur de Tachiro et dans la colonne de titration on met la solution d'H₂SO₄.

- Au moment où la couleur vire du violet vers le vert, on commence la titration par H₂SO₄ et on marque le volume de H₂SO₄ puis on applique la formule de calcul suivante :

$$T \text{ (cmol.kg}^{-1}\text{)} = (V_2 - V_1) C \times 50 \times 2 \times 100 / M \times V$$

Soit :

V₁ : volume de l'échantillon (ml).

C : concentration de H_2SO_4 .

V₂ : volume de témoin (ml).

M : prise d'essai (5 g de sol).

V : prise d'essai volume (10 ml de la solution du sol).

II.3. Détermination des teneurs en éléments traces métalliques

L'analyse des éléments traces métalliques se fait en deux étapes :

- Extraction des ETM de leur matrice (mise en solution).
- Analyse instrumentale.

II.3.1. Extraction et mise en solution des ETMs

D'après la littérature, deux méthodes normalisées sont couramment utilisées pour mettre en solution les éléments traces métalliques (Totaux) avant leur dosage.

- *Extraction par l'acide fluorhydrique (HF)* : représente les teneurs véritablement totales.
- *Extraction par l'eau régale* : l'eau régale est constituée d'un mélange d'acide nitrique (HNO_3) et d'acide chlorhydrique (HCl) à 1V/3V, les teneurs obtenues dans cette méthode sont considérées comme teneurs pseudo totales.

Les teneurs totales des ETMs ne donnent aucun renseignement sur leur mobilité. De ce fait, les mesures des ETMs biodisponible ou spéciation sont souvent utilisées pour étudier la distribution, la toxicité et la biodisponibilité de ces éléments. À savoir, l'extraction séquentielle (permet d'extraire les différentes formes d'ETM) et l'extraction de la fraction biodisponible (échangeable). Cette dernière est généralement effectuée par des solutions salines, l'acétate d'ammonium, les chélatants et l'acide acétique.

II.3.1.1. Extraction par l'acide fluorhydrique

Cette méthode consiste en une mise en solution par les acides fluorhydrique (HF) et perchlorique ($HClO_4$) selon la norme NF X 31147. Elle peut être considérée comme une méthode véritablement totale en raison de la capacité de cet acide à dissoudre les silicates contenus dans le sol.

- **Mode opératoire**

L'extraction des ETMs par l'acide fluorhydrique passe par deux étapes :

Calcination : un poids (P) de sol séché (105°C) et tamisé (315 µm) a été calciné à 450°C pendant 3 heures.

Minéralisation : les cendres obtenues lors de la calcination ont été rincées par quelques gouttes d'eau distillée, 5 ml d'HF (40%) + 1.5 ml HClO₄ (70%) ont été ajoutés et portés à ébullition dans un bain de sable jusqu'à l'obtention d'un gâteau. Puis, 1 ml HNO₃ + 5 ml d'eau distillée ont été introduits et le mélange ainsi été réchauffés quelques minutes, filtrés et ajustés au volume nécessaire par l'eau distillée.

II.3.1.2. Extraction par l'eau régale

Cette méthode, initialement normalisée en France (norme AFNOR X 31151 Juin 1993), est devenue une norme internationale NF ISO 11466 depuis juin 1995 (X 31415) (Baize et al., 2007). Les teneurs ainsi obtenues sont désignées comme « pseudo totales » car l'eau régale ne peut pas dissoudre les silicates du sol qui renferment une quantité des ETMs (Colinet et al., 2003 ; Baize et al., 2006 ; Baize et al., 2007).

- **Mode opératoire**

La mise en solution en vue du dosage des ETMs a été réalisée par attaque acide d'un poids (P) d'échantillon du sol par 7,5ml d'acide chlorhydrique (HCl) et 2,5ml d'acide nitrique (HNO₃) en laissant le mélange en contact pendant au moins 12h (une nuit). Le minéralisât a été ensuite porté à ébullition pendant 2 à 3 heures, puis filtré sur des papiers filtres. En fin le volume obtenu est ajusté à 25 ml avec l'eau distillée.

II.3.1.3. Teneurs biodisponibles

L'évaluation de l'impact d'un contaminant sur le milieu nécessite l'estimation des concentrations biodisponibles, de ce fait, de nombreux réactifs chimiques différents ont été utilisés pour estimer la forme de métaux biodisponibles. Des agents chélatants synthétiques tels que l'éthylène diamine tétra acétique (EDTA) et le diéthylène triamine penta acétique (DTPA) ont souvent été utilisés pour estimer la biodisponibilité potentielle (Ivezić, 2011) (Shahbazi et al., 2017). L'extraction des formes solubles des ETMs a été réalisée par une

solution mixte d'acétate d'ammonium et l'EDTA, à pH=7. Cette méthode conduit à estimer la quantité du Pb, Cd et Zn susceptibles d'être assimilée par les végétaux. Elle s'applique principalement aux sols agricoles (Mathieu and pieltain, 2003 ; Pansu and Pansu, 2006).

- **Mode opératoire**

Le procédé d'extraction consiste à introduire 1g de sol (prétraité) dans un flacon et ajouter 10 ml de la solution d'extraction EDTA¹. Boucher hermétiquement sans attendre et agiter pendant 2 heures à 20°C. Filtrer aussitôt et récupérer le filtrat dans un flacon propre et sec et fermer hermétiquement.

II.3.1.4. Plantes

L'analyse des plantes a été portée sur les fruits de tomates (*Tavira*). 1g d'échantillon préalablement séché (à 105°C pendant 16 heures) a été introduit dans un flacon puis 1 ml d'acide sulfurique concentré, 3 ml d'acide nitrique concentré et 3 ml d'eau oxygénée (30%) ont été ajoutés et le mélange porté à ébullition pendant 15 min, filtré et complété à volume. Les extraits ont été récupérés dans des flacons fermés hermétiquement et conservés à 4°C à l'abri de la lumière (Kadem, 2005 ; Kebir and Bouhedjra, 2011 ; Ben Seghier, 2012 ; Kebir et al., 2014). Tous les extraits (sol et plante) ont été conditionnés dans des flacons propres fermés hermétiquement et conservés à 4°C à l'abri de la lumière.

II.3.2. Analyses instrumentales

Il existe plusieurs méthodes pour déterminer les concentrations de métaux lourds dans les sols et dans les cultures. Celles-ci incluent le couplage inductif Spectromètre de masse à plasma (ICP - MS), la Spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES) le spectromètre de fluorescence à rayons X à dispersion d'énergie (EDXRF) ainsi que la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) (Khairiah et al., 2013 ; Benson et al., 2014 ; Benlkhoubi et al., 2015 ; Keshavarzi et al., 2015 ; Oteef et al.,

¹ Solution d'EDTA : 3.723 g EDTA + 77 g acétate d'ammonium + 400 ml eau distillée, après dissolution, ajouter 450 ml d'eau distillée et amener à 20°C puis ajuster le volume à 1000 ml.

2015 ; Eqani et al., 2016 ; Tóth et al., 2016 ; ZOGAJ, 2016 ; Alghobar and Suresha, 2017 ; Giri et al., 2017 ; Hu et al., 2017 ; Kouchou et al., 2017 ; Navarro-pedreño et al., 2017).

Selon (Mohod, 2015), Matthews-Amune and Kakulu, (2012) et Mosleh et al., (2013) la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) est la meilleure méthode pour la détermination de la concentration des ETMs. Ainsi, dans notre cas, le dosage des ETMs (Total, Pseudo-total, biodisponible) des différentes matrices (sol et végétation) a été réalisé par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme (SHIMADZU A A6200) (Figure 14)



Figure 14 : Spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAA).

Le principe de cette technique reposant sur l'absorption atomique est basé sur l'absorption d'énergie par les atomes, une fois que l'énergie thermique d'une flamme a transformé les molécules d'un échantillon après vaporisation et atomisation en atomes. En absorbant l'énergie, les atomes passent de l'état fondamental à un état excité. L'énergie absorbée est d'une longueur d'onde spécifique d'une lampe à cathode creuse. On mesure

l'absorption comme la différence entre la quantité d'énergie émettant de la lampe à cathode creuse et celle atteignant le détecteur (Hill and Fisher, 2017 ; Nielsen, 2017 ; Skoog et al., 2017).

- **Expression des résultats (sols et végétaux)**

L'expression des teneurs en ETMs se fait selon la formule suivante :

$$T \text{ (mg/kg)} = C \times V / S$$

Soit :

T : Concentration de l'élément en mg/kg.

C : Concentration de l'élément en mg/l déterminée par la courbe d'étalonnage.

S : Poids de la prise de terre en g.

V : Volume d'extraction en ml.

II.4. Indicateurs de pollution

II.4.1. Indices de pollution (IP)

L'indice de pollution est défini selon Chon (1998) comme étant la moyenne des rapports des concentrations en métaux dans les échantillons de sol par rapport aux valeurs limites. Cet indice a été introduit dans de nombreux travaux (Katana et al., 2013 ; El Hachimi et al., 2014 ; Mohamed et al., 2014 ; Zaakour et al., 2014 ; Chen et al., 2015 ; Ater, 2015 ; City et al., 2016) afin d'évaluer une éventuelle contamination par un élément donné qui se traduit par différents degrés de contamination. L'IP est donc calculé selon la formule suivante :

$$IP_i = C_i / S_i$$

Où : C_i : concentration de l'élément en mg.kg^{-1} dans le sol étudié.

S_i : valeurs limites de l'élément correspondant en mg.kg^{-1} .

En outre, pour évaluer le statut global de la pollution pour un échantillon, l'indice de pollution intégré (IPI) peut être employé (Wei and Yang, 2010 ; Liu et al., 2013 ; Chen et al., 2015 ; Lu et al., 2016 ; Zeng et al., 2018).

L'indice de pollution intégré (IPI) est calculé selon la formule suivante :

$$IPI = \sqrt{(P_{imax}^2 + P_{iave}^2)/2}$$

Où : P_{imax}^2 : valeur maximale de l'indice de pollution (IP).

P_{iave}^2 : moyenne de tous les indices de pollution (IP).

La classification des indices de pollution (IP) et (IPI) est représentée dans le tableau 6.

Tableau 6 : Interprétation des indices de pollution (IP) (IPI) (Liu et al., 2013 ; Mohamed et al., 2014 ; Smouni, 2010 ; Lu et al., 2016).

IPI	Catégorie	IP	Catégorie
$IPI \leq 0.7$	Sol sûr (propre)	$IP < 1$	Faible
$0.7 < IPI \leq 1$	Précaution (limite d'avertissement)	$1 < IP < 3$	Modérée
$1 < IPI \leq 2$	Légère pollution	$3 < IP < 6$	Considérable
$2 < IPI \leq 3$	Pollution modérée	$6 < IP$	Très forte
$IPI > 3$	Forte pollution	-	-

II.4.2. Facteur de Bioconcentration (BCF)

Le facteur de bioconcentration est le rapport entre la concentration de l'élément dans la plante et celle du sol et est calculé en utilisant l'équation suivante :

$$BCF = C_{Plante} / C_{Sol}$$

Où : C_{Plante} : Concentration de l'élément dans la plante en $mg.kg^{-1}$.

C_{sol} : Concentration de l'élément dans le sol en $mg.kg^{-1}$ (Tsukada and Hasegawa, 2002 ; Tiwari et al., 2011 ; Chang et al., 2014 ; Mohammed and Jimoh, 2014 ; Al-Hwaiti and Al-Khashman, 2015 ; Hellen and Othman, 2016 ; Gharaibeh et al., 2016 ; Banerjee and Gupta, 2017 ; Zeng et al., 2018).

II.4.3. Facteur de biodisponibilité potentielle (PBF)

Les risques environnementaux des ETMs dans le sol sont liés non seulement à leurs concentrations totales, mais aussi, dans une large mesure, à leur spéciation chimique. De ce fait, l'estimation des concentrations biodisponibles est nécessaire afin d'évaluer l'impact d'un contaminant sur le milieu (Bielicka-Giełdoń et al., 2013 ; Katana et al., 2013 ; Zogaj, 2016 ; Borui et al., 2017). Cependant, Le PBF a été utilisé pour évaluer la disponibilité potentielle des ETMs dans les sols, c'est le pourcentage du rapport entre la concentration du métal dans la fraction biodisponible et sa concentration totale, calculée selon l'équation suivante :

$$PBF = (C_{bio} / C_{tot}) \times 100$$

Où : C_{bio} : Concentration en éléments traces métalliques de la fraction biodisponibles ($mg.kg^{-1}$).

C_{tot} : Concentration totale en éléments traces métalliques ($mg.kg^{-1}$).

II.5. Evaluation des risques pour la santé humaine

L'évaluation des risques pour la santé a été reconnue comme un outil très important pour identifier les risques sanitaires liés à la consommation des différents produits contaminés par les éléments traces métalliques et fournir des preuves de risque pour les décideurs. Cependant, la dose journalière estimable (EDI), le quotient de risque (HQ) et l'indice de risque (HI) ont été utilisés pour vérifier les risques que les éléments ont tendance à causer tout au long de la vie de l'homme (Balkhair Aand Ashraf, 2016 ; Shahid et al., 2016 ; Hua et al., 2017 ; Hub et al., 2017 ; Han et al., 2018 ; Zeng et al., 2018).

II.5.1. Dose journalière estimée (EDI)

Dans cette étude, la dose journalière estimée (*Estimated daily intake*) (EDI) de chaque métal associé à la consommation des tomates a été calculé par l'équation suivante :

$$\text{EDI (mg.kg}^{-1}\text{.jr}^{-1}\text{)} = C_t \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED} / \text{BW} \times \text{AT}$$

Où : C_t : Concentration en élément trace métallique dans les tomates (mg kg^{-1}).

IR : “*Intake rate*”, Quantité de tomates ingérée quotidiennement par personne ($\text{kg.p}^{-1}\text{.jr}^{-1}$) considérée être $0.09 \text{ kg.p}^{-1}\text{.jr}^{-1}$ (Rekibi, 2015).

EF : Fréquence d'exposition (Considérée à 365 jour.an^{-1}).

ED : durée d'exposition (76 ans (Cherfi et al., 2014)).

BW : “*Body weight*” poids corporel moyen (selon le poids corporel d'un adulte est estimé à 69.6 Kg (Atek et al., 2010)).

AT : “*Average time*”, temps moyen pour les effets chroniques (non carcinogène) ($365 \text{ jr} \times \text{ED}$, estimée par 76 ans dans cette étude).

II.5.2. Quotient de risque (HQ)

Afin d'évaluer les risques pour la santé des citoyens Algériens via la consommation des tomates, le quotient de risque (HQ) a été évalué, ce dernier est le rapport entre la dose journalière estimée (EDI) et la dose orale de référence (RfD) selon l'équation suivante :

$$\text{HQ} = \text{EDI} / \text{RfD} = C_t \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED} / \text{BW} \times \text{AT} \times \text{RfD}$$

Où : RfD : Dose orale de référence (0.004 , 0.001 et 0.03 mg.kg^{-1} pour le Pb, le Cd et le Zn respectivement (USEPA, 2017)).

II.5.3. Indice de risque (HI)

L'indice de risque (HI) est utilisé pour évaluer le potentiel global des effets non cancérogènes posés par plusieurs éléments (Pb, Cd et Zn dans cette étude), de ce fait l'indice de risque est la somme des quotients de risque (HQ).

$$\mathbf{HI = HQ_{Pb} + HQ_{Cd} + HQ_{Zn}}$$

Lorsque HQ ou HI est inférieur à 1, il n'y a pas de risque sérieux d'exposition aux éléments traces métalliques et la survenue d'un effet toxique est très peu probable. Par contre, lorsque HQ ou HI est supérieur ou égal à 1, la population exposée est susceptible de subir un effet indésirable (non cancérigène).

II.6. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées en utilisant l'analyse de variance (ANOVA) et le test T ($p < 0,05$). Ces derniers ont été utilisés pour comparer les données des différents groupes d'échantillons de sol distribués normalement, cependant, si les données ne suivent pas une loi normale, les tests non paramétriques (Kruskal -Wallis et Mann-Whitney tests) sont appliqués.

RESULTATS ET INTERPRETATION

I. Sol

I.1. Paramètres physico-chimiques

L'ensemble des résultats des analyses physico-chimiques est présenté dans les tableaux 7 et 8.

Tableau 7 : Analyses physicochimiques des sols étudiés de la période (2014/2015).

	pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	MO (%)	CT (%)	CEC (cmol.kg^{-1})
Site 1 (JIM)	6,96	226,02	4,05	3,21	23,9
Site 2 (MZY)	6,62	246,57	9,51	3,1	20,2
Site 3 (EMR)	6,91	235,92	4,31	9,87	20,2
Site 4 (TAH)	7,33	606,5	4,87	12,96	20,5
Site 5 (ELM)	7,49	343,33	6,8	5,83	14,6
Site 6 (SDA)	7,34	161,5	3,57	4,16	15
Site 7 (KEN)	7,09	82,72	3,69	4,67	8
Site 8 (END)	7,49	407	4,6	4,14	9
Moy \pmSD	7.15 \pm 0.31	288.79 \pm 162.60	5.18 \pm 2.02	5.993.55	16.43 \pm 5.76

Tableau 8 : Analyses physicochimiques des sols étudiés de la période (2015/2016).

	pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	MO (%)	CT (%)	CEC (cmol.kg^{-1})
Site 1 (JIM)	6,84	123,3	4,2	3,1	11
Site 2 (MZY)	6,61	402,7	8,85	2,76	13
Site 3 (EMR)	7,17	480,7	6,8	8,97	6
Site 4 (TAH)	7,24	418,7	5,15	22,1	9
Site 5 (ELM)	7,77	787	9,75	8,97	10
Site 6 (SDA)	6,99	105,3	2,15	4,48	13
Site 7 (KEN)	7,27	181,3	4,15	3,1	9
Site 8 (END)	7,8	788	6,05	3,1	9
Moy \pmSD	7.15 \pm 0.31	288.79 \pm 162.60	5.18 \pm 2.02	5.993.55	16.43 \pm 5.76

Moy : moyenne, SD : écart type, CE : conductivité électrique, MO : matière organique, CT : Calcaire total, CEC : capacité d'échange cationique.

Les résultats montrent que les sols étudiés ont un pH allant de 6.61 à 7.8 avec une moyenne de 7.18 ± 0.35 reflétant ainsi un pH neutre dans la majorité des sites à l'exception des sites ELM et END qui ont un pH légèrement alcalin soit 7.49 (saison 2014 / 2015) pour chacun d'eux et 7.77 et 7.8 (saison 2015 / 2016) pour les deux sites respectivement.

La conductivité électrique (CE) varie d'un site à un autre, les valeurs moyennes sont $288.79 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} \pm 162.60$ (2014 / 2015) et $410,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} \pm 271.88$ (2015/2016) allant de $82.72 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à $788.00 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Concernant le taux de la matière organique, la majorité des sols sont riches en matière organique (CRAAQ, 203) avec une moyenne de $5.53\% \pm 2.00$ à l'exception du site SDA et site KEN qui ont des taux inférieurs à 4% ce qui reflète des sols moyennement organiques.

Le taux du calcaire total à son tour varie entre les différents sites, les sites JIM, MZY, SDA, KEN et END représentent des sols peu calcaires avec des teneurs inférieures à 5%, cependant les sites EMR, TAH et ELM représentent des taux de calcaire situés entre 5% et 25% qui reflètent des sols modérément calcaires selon le classement de (Baize, 2000).

Les teneurs en CEC, tout en restants faibles, sont plus importantes dans le premier prélèvement (2014/2015) avec une moyenne de $16.43 \pm 5.76 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ et diminuent lors du deuxième prélèvement (2015/2016).

I.2. Teneurs en éléments traces métalliques

I.2.1. Extraction par l'eau régale

Les résultats des teneurs "Pseudo-totale" des ETMs extraits par l'eau régale sont présentés dans les tableaux 9, 10, 11, 12, 13 et 14.

Tableau 9 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extrait par l'eau régale du premier prélèvement (2014/2015).

ER	Pb (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	22.89±0.03*	7.50 ±3.54
Site 2 (MZY)	27.62 ±2.65*	13.12 ±3.18
Site 3 (EMR)	17.89± 0.16	12.62 ±2.02
Site 4 (TAH)	13.37± 0.88	18.25 ±9.55
Site 5 (ELM)	25.62 ±2.47	22.25±3.54
Site 6 (SDA)	10.62 ±0.53*	15.25 ±0.35
Site 7 (KEN)	13.12 ±3.18	11.51 ±0.00
Site 8 (END)	9.47± 0.70	9.76 ±1.7
Moyenne	15.57	13.78
Ecart type	7.02	4.72

Le test T a été utilisé pour comparer les niveaux de métaux lourds des sites extérieurs et intérieurs * P <0,05 par rapport au témoin (site extérieur).

Tableau 10 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extrait par l'eau régale du deuxième prélèvement (2015/2016).

ER	Pb (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	14,25±2,47	19.50 ±4.24
Site 2 (MZY)	31.00 ± 8.84	14.75± 0.88
Site 3 (EMR)	13.57± 1.76	15.25 ±6.01
Site 4 (TAH)	16.50± 0.70	15.00 ±2.12
Site 5 (ELM)	13.25 ±3.18	11.00 ±3.53
Site 6 (SDA)	12.00 ±2.82	09.75 ±0.35
Site 7 (KEN)	14.25 ±1.06	14.25 ±6.01
Site 8 (END)	08.75± 0.35	9.25 ± 0.35
Moyenne	13.43	15.62
Ecart type	2.28	7.07

Tableau 11 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extraits par l'eau régale du premier prélèvement (2014/2015).

ER	Cd (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	1.72±0.25*	0.33±0.12
Site 2 (MZY)	1.98±1.86	0.19±0.07
Site 3 (EMR)	1.71±0.39	0.80±0.46
Site 4 (TAH)	0.28±0.01	0.65±0.21
Site 5 (ELM)	1.15±0.49	0.50±0.49
Site 6 (SDA)	0.23±0.05*	1.22±0.09
Site 7 (KEN)	1.40±0.53	1.20±0.25
Site 8 (END)	1.45±0.2	1.07±0.2
Moyenne	1.24	0.74
Ecart type	0.66	0.41

Tableau 12 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extraits par l'eau régale du deuxième prélèvement (2015/2016).

ER	Cd (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	0.48±0.11	0.41±0.06
Site 2 (MZY)	0.55±0.06	0.31±0.09
Site 3 (EMR)	0.36±0.09	0.31±0.06
Site 4 (TAH)	0.47±0.08	0.34±0.11
Site 5 (ELM)	1.17±0.05	0.83±0.12
Site 6 (SDA)	0.7±0.07*	1.77±0.03
Site 7 (KEN)	1.67±0.08	1.02±0.05
Site 8 (END)	1.12±0.08	1.05±0.03
Moyenne	0.81	0.75
Ecart type	0.45	0.53

Tableau 13 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extrait par l'eau régale du premier prélèvement (2014/2015).

ER	Zn (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	118.62±43.7	63.00±4.24
Site 2 (MZY)	75.37±2.65	75.50±7.42
Site 3 (EMR)	57.60±40	55.50±47.4
Site 4 (TAH)	103.12±18*	71.25±3.89
Site 5 (ELM)	97.00±1.24	76.25±7.07
Site 6 (SDA)	106.25±59.9	70.00±4.95
Site 7 (KEN)	164.00±82	66.50±0.00
Site 8 (END)	173.20±7.36*	98.91±7.19
Moyenne	114.61	72.11
Ecart type	0.27	12.77

Tableau 14 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extrait par l'eau régale du deuxième prélèvement (2015/2016).

ER	Zn (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	158.64±16.1*	85.21±15.85
Site 2 (MZY)	78.58±27.18	75.00±7.07
Site 3 (EMR)	167.83±0.24	167.10±4.38
Site 4 (TAH)	124.26±6.98*	78.00±7.07
Site 5 (ELM)	67.20±0.56	34.80±4.52
Site 6 (SDA)	41.61±14,29	38.30±8.90
Site 7 (KEN)	53.20±1.69	40.9±4.38
Site 8 (END)	70.88±6.10*	41.30±4.66
Moyenne	95.27	70.07
Ecart type	48.44	44.18

Les concentrations moyennes du Pb des sols cultivés sont de $15,57 \pm 7,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ (2014/2015) et $13,43 \pm 2,28 \text{ mg.kg}^{-1}$ (2015/2016). Cependant, la valeur maximale est enregistrée au niveau du site MZY, à savoir, $27,62 \pm 2,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ et $31,00 \pm 8,84 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour les saisons 2014/2015 et 2015/2016 respectivement. Ainsi le site END représente la concentration la plus petite des deux prélèvements ($9,47 \pm 0,70 \text{ mg.kg}^{-1}$ et $08,75 \pm 0,35 \text{ mg.kg}^{-1}$ respectivement).

Les concentrations moyennes du Cd (2014/2015) sont $1,24 \pm 0,66 \text{ mg.kg}^{-1}$ à l'intérieur des serres et $0,74 \pm 0,41 \text{ mg.kg}^{-1}$ à l'extérieur allant de 0,15 à $1,99 \text{ mg.kg}^{-1}$ et de 0,22 à $1,22 \text{ mg.kg}^{-1}$ respectivement. Dans le deuxième prélèvement la concentration moyenne descend à $0,81 \text{ mg.kg}^{-1}$, s'échelant de 0,36 à $1,67 \text{ mg.kg}^{-1}$ tandis que celle des sols témoins (extérieur des serres) reste la même. Concernant les valeurs du Zn du premier prélèvement, les concentrations varient de 57,60 à $173,20 \text{ mg.kg}^{-1}$ et une moyenne de $114,61 \pm 40,27 \text{ mg.kg}^{-1}$. Avec toutefois une diminution pendant le deuxième prélèvement d'une moyenne de $95,29 \pm 48,44 \text{ mg.kg}^{-1}$.

I.2.2. Extraction par l'acide fluorhydrique (HF)

Les tableaux 15, 16, 17, 18, 19 et 20 présentent les concentrations du Pb, Cd et Zn extraits par l'acide fluorhydrique des différents sites étudiés.

Tableau 15 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extrait par l'acide fluorhydrique du premier prélèvement (2014/2015).

HF	Pb (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	111.00±6.39*	69.35±3.04
Site 2 (MZY)	61.23±3.92	70.01±1.42
Site 3 (EMR)	103.33±6.74	70.96±19.14
Site 4 (TAH)	70.55±2.04	55.27±6.04
Site 5 (ELM)	94.50±3.88*	43.94±1.49
Site 6 (SDA)	42.10±1.97*	101.73±6.73
Site 7 (KEN)	73.83±9.59*	23.83±1.64
Site 8 (END)	23.79±3.12*	54.86±1.21
Moyenne	72.54	61,24
Ecart type	30.10	22.8

Tableau 16 : Concentrations moyennes du Pb dans le sol, extraits par l'acide fluorhydrique du deuxième prélèvement (2015/2016).

HF	Pb (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	136.00±3.53*	62.00±1.41
Site 2 (MZY)	60,50±15.50	91.00±15.56
Site 3 (EMR)	113.00±3.53*	48.50±4.95
Site 4 (TAH)	56.00±0.71	64.50±2.12
Site 5 (ELM)	88,50±2.12*	64.00±4.24
Site 6 (SDA)	29.54±8.08*	74.50±0.70
Site 7 (KEN)	35.00±4.24	27.50±5.65
Site 8 (END)	27.00±1.41*	83.50±2.121
Moyenne	68,19	64.43
Ecart type	40.56	19.98

Tableau 17 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extrait par l'acide fluorhydrique du premier prélèvement (2014/2015).

HF	Cd (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	1.93±0.1*	0.83±0.25
Site 2 (MZY)	2.12±0.16	1.66±0.08
Site 3 (EMR)	1.24±0.50	0.80±0.27
Site 4 (TAH)	0.38±0.05	1.915±0.47
Site 5 (ELM)	1.97±0.22	0.60±0.003
Site 6 (SDA)	1.75±0.08*	3.905±0.13
Site 7 (KEN)	3.09±0.31	3.445±0.10
Site 8 (END)	3.63±0.46	1.58±0.05
Moyenne	2.16	1.77
Ecart type	1.06	1.22

Tableau 18 : Concentrations moyennes du Cd dans le sol, extrait par l'acide fluorhydrique du deuxième prélèvement (2015/2016).

HF	Cd (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	1.99±0.12*	1.32±0.1
Site 2 (MZY)	1.47±0.004	1.48±0.03
Site 3 (EMR)	1.83±0.17	1.32±0.10
Site 4 (TAH)	1.18±0.08	1.07±0.05
Site 5 (ELM)	3.17±0.16*	1.43±0.10
Site 6 (SDA)	1.57±0.10*	2.27±0.95
Site 7 (KEN)	2.37±0.02*	1.5±0.04
Site 8 (END)	2.69±0.05	1.89±0.1
Moyenne	2.04	1.58
Ecart type	0.67	0.37

Tableau 19 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extrait par l'acide fluorhydrique du premier prélèvement (2014/2015).

HF	Zn (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	394.80±95.03	251.64±125.75
Site 2 (MZY)	165.00±29.69	164.70±3.81
Site 3 (EMR)	105.90±35.49	85.50±36.13
Site 4 (TAH)	203.70±6.36	193.66±57.27
Site 5 (ELM)	213.93±90.36	268.50±112.42
Site 6 (SDA)	434.10±36.91	288.00±155.56
Site 7 (KEN)	246.00±110.30	152.70±13.15
Site 8 (END)	163.20±6.78	243.30±58.12
Moyenne	240.82	206.00
Ecart type	97.84	64.54

Tableau 20 : Concentrations moyennes du Zn dans le sol, extrait par l'acide fluorhydrique du deuxième prélèvement (2015/2016).

HF	Zn (mg.kg ⁻¹)	
	Intérieur	Extérieur
Site 1 (JIM)	341.66±35,35	317.3±19,23
Site 2 (MZY)	239.75±69.94	210.9±9,19
Site 3 (EMR)	215.00±45,96	157.5±81,31
Site 4 (TAH)	187.00±46,66	150±70,71
Site 5 (ELM)	133.05±8,41	245.5±55,86
Site 6 (SDA)	457.6±10,74*	217.5±45,96
Site 7 (KEN)	195.5±30,40	193.02±4,27
Site 8 (END)	135.6±41,43	179.44
Moyenne	238.14	208.89
Ecart type	103.32	50.48

Les résultats obtenus montrent que la valeur maximale du Pb dans les sols cultivés est enregistrée au niveau du site JIM, à savoir, 111.00 ± 6.39 et $136.00 \pm 3.53 \text{ mg.kg}^{-1}$ des prélèvements (2014/2015) et (2015/2016) respectivement, tandis que la valeur minimale est au niveau du site END avec une concentration de $23.79 \pm 3.12 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans le premier prélèvement et $27.00 \pm 1.41 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans le deuxième. Quant au Cd, les valeurs maximales du premier prélèvement ont été obtenues dans les sites KEN ($3.09 \pm 0.31 \text{ mg.kg}^{-1}$) et END ($3.63 \pm 0.07 \text{ mg.kg}^{-1}$) respectivement. Tandis que dans le 2^{ème} prélèvement la valeur maximale est au niveau du site ELM ($3.17 \pm 0.16 \text{ mg.kg}^{-1}$) suivis par celle du site END ($2.69 \pm 0.05 \text{ mg.kg}^{-1}$). Les concentrations minimales ont été observées dans le site TAH avec $0.38 \pm 0.05 \text{ mg.kg}^{-1}$ (2014/2015) et $1.18 \pm 0.08 \text{ mg.kg}^{-1}$ (2015/2016). Concernant le Zn, le site SDA présente les concentrations les plus élevées dans les deux prélèvements $434.10 \pm 36.91 \text{ mg.kg}^{-1}$ et $457.6 \pm 10,74 \text{ mg.kg}^{-1}$.

1.2.3. Comparaison entre les deux méthodes d'extraction

La comparaison entre les teneurs en Pb, Cd et Zn extraits par l'eau régale et ceux extraits par l'HF est présentée dans les figures 15, 16, 17, 18, 19 et 20.

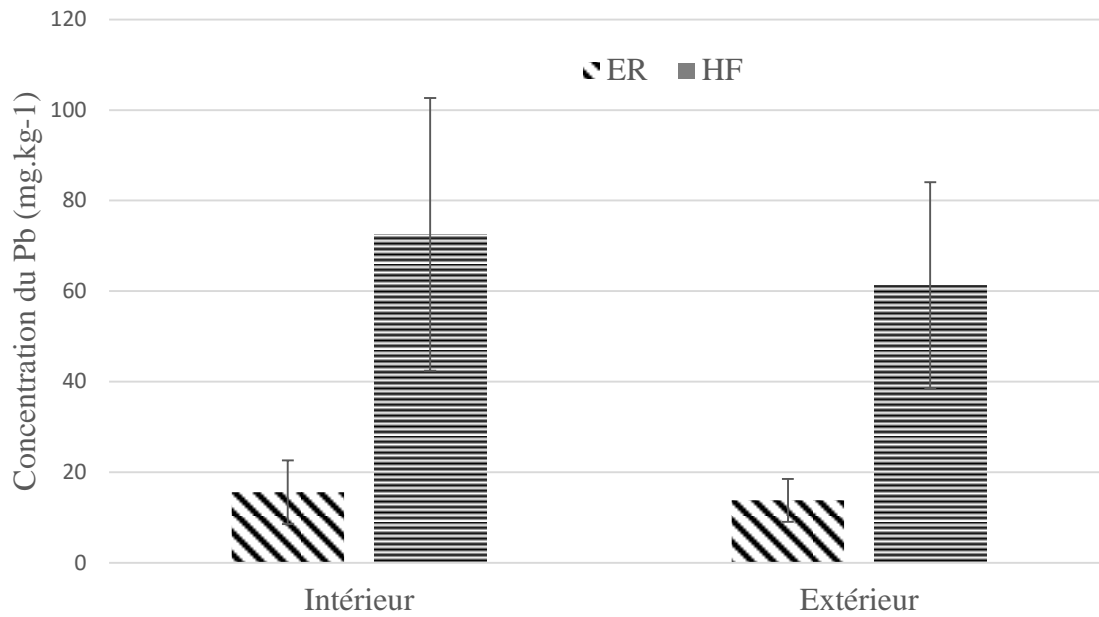


Figure 15 : Comparaison des concentrations moyennes du Pb extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2014/2015).

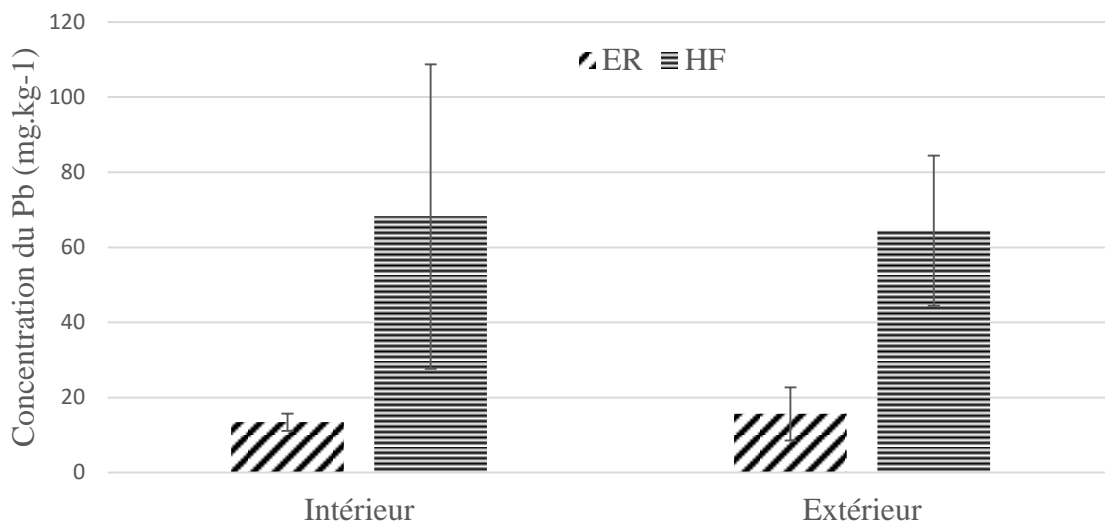


Figure 16 : Comparaison des concentrations du Pb extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2015/2016).

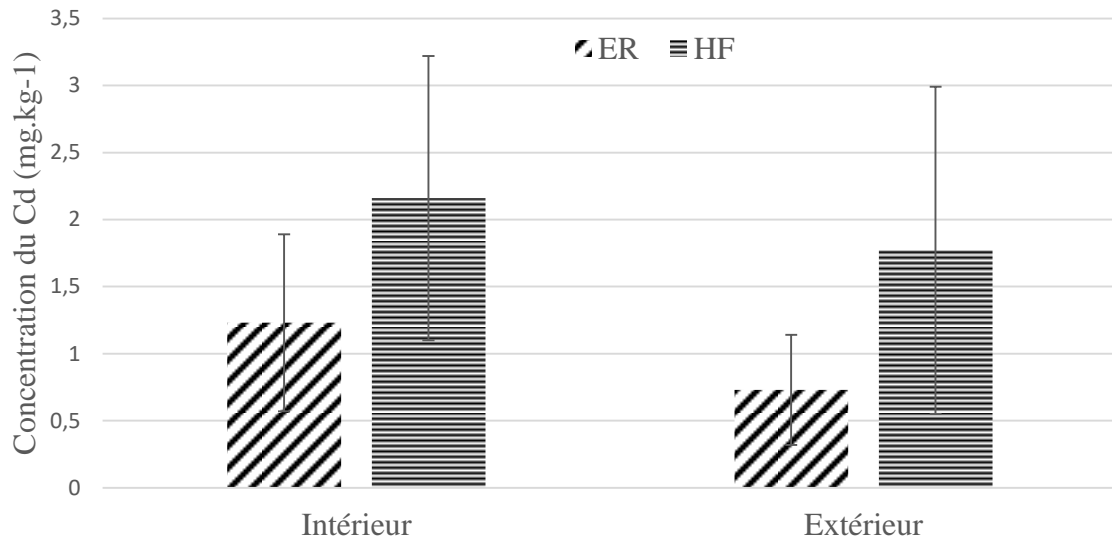


Figure 17 : Comparaison des concentrations du Cd extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2014/2015).

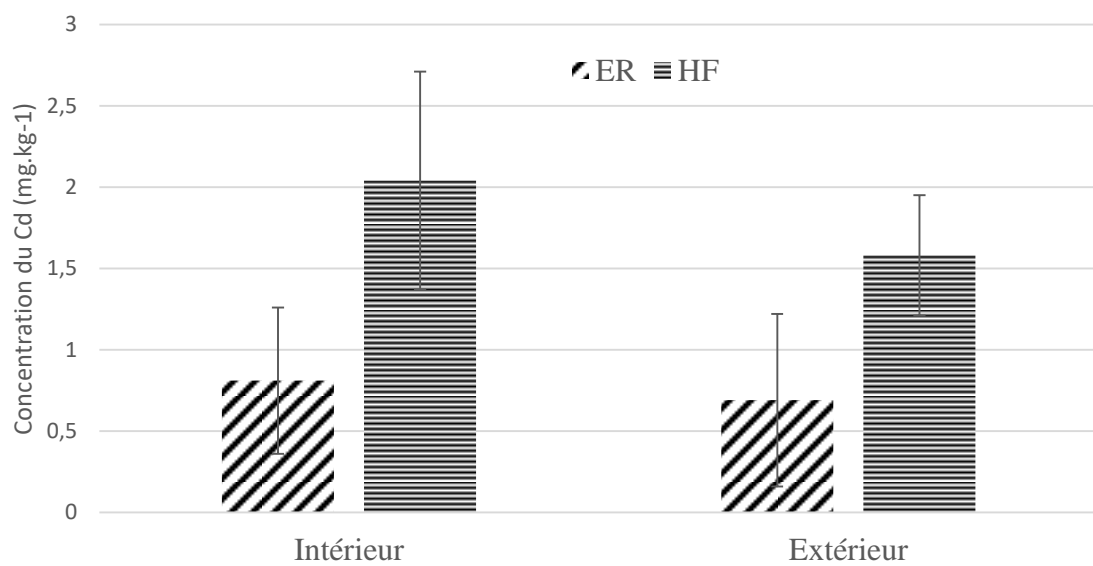


Figure 18 : Comparaison des concentrations du Cd extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2015/2016).

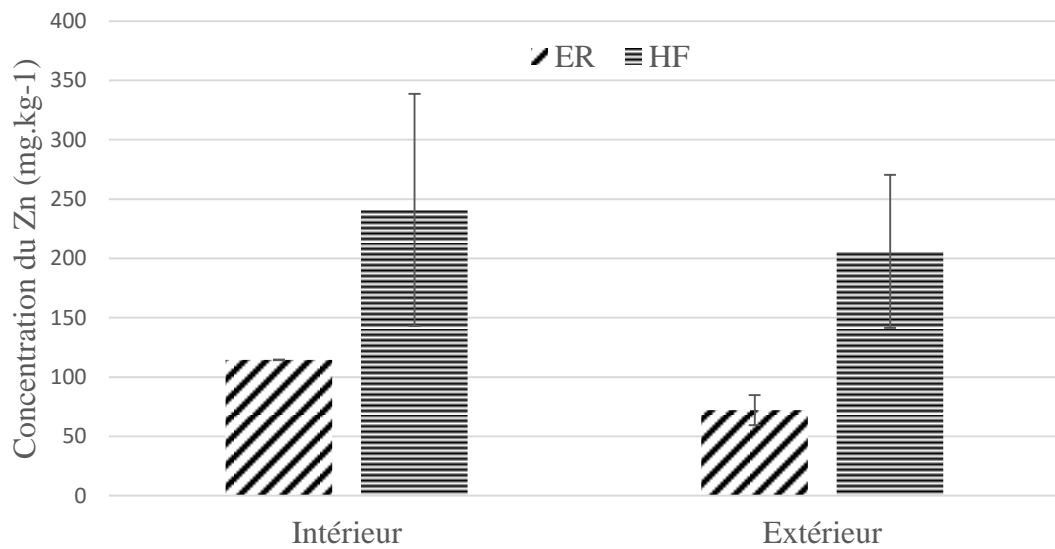


Figure 19 : Comparaison des concentrations du Zn extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2014/2015).

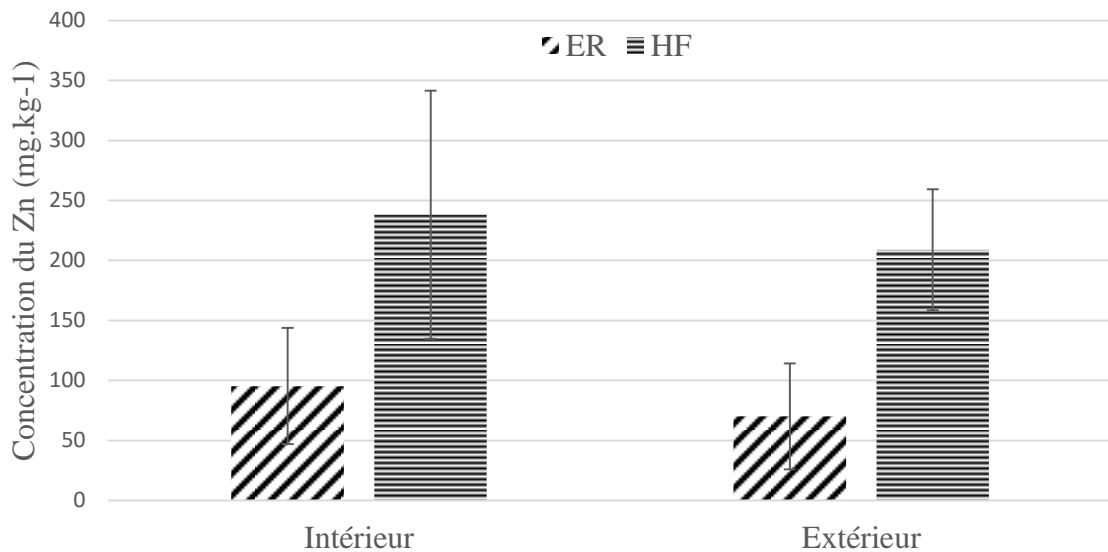


Figure 20 : Comparaison des concentrations du Zn extraits par l'eau régale et l'HF des différents sites du premier prélèvement (2015/2016).

I.2.4. Extraction par l'EDTA.

Les tableaux 21, 22, 23, 24, 25 et 26 présentent les concentrations du Pb, Cd et Zn échangeables dans les sols étudiés.

Tableau 21 : Teneurs en Pb extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg⁻¹ du premier prélèvement (2014/2015).

EDTA	Pb (mg.kg ⁻¹)	
	int	ext
Site 1(JIM)	1.54±0.24	1.48±1.06
Site 2(MZY)	1.95±0.39	0.84±0.13
Site 3 (EMR)	1.40±0.85	0.40±0.10
Site 4 (TAH)	1.80±0.90	3.75±1.41
Site 5 (ELM)	0.64±0.12	1.49±0.27
Site 6 (SDA)	0.57±0.53	ND
Site 7 (KEN)	0.40±0.17	0.30±0.10
Site 8 (END)	1.48±0.02	1.61±0.01
Moyenne	1.22	1.18
Ecart type	0.59	1.16

Tableau 22 : Teneurs en Cd extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg⁻¹ du deuxième prélèvement (2014/2015).

EDTA	Cd (mg.kg ⁻¹)	
	int	ext
Site 1(JIM)	0.56±0.17	0.22±0.04
Site 2(MZY)	0.07±0.03	0.08±0.06
Site 3 (EMR)	0.39±0.19	0.20±0.04
Site 4 (TAH)	0.14±0.03	0.56±0.15
Site 5 (ELM)	0.21±0.13	0.55±0.18
Site 6 (SDA)	0.2±0.04	0.25±0.00
Site 7 (KEN)	0.43±0.35	0.55±0.11
Site 8 (END)	0.78±0.03	0.91±0.06
Moyenne	0.35	0.42
Ecart type	0.23	0.26

Tableau 23 : Teneurs en Zn extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg⁻¹ du premier prélèvement (2014/2015).

EDTA	Zn (mg.kg ⁻¹)	
	int	ext
Site 1(JIM)	9.19±2.74	24.7±6.12
Site 2(MZY)	20.25±4.94	8.87±0.17
Site 3 (EMR)	11.50±2.82	4.00±0.70
Site 4 (TAH)	17±0.35	9.25±2.47
Site 5 (ELM)	28.51±0.3	36±6.72
Site 6 (SDA)	7,75	24.4±5.13
Site 7 (KEN)	12.9±5.13	41±5.66
Site 8 (END)	4.18±0.80	13.8±42.3
Moyenne	13.91	20.25
Ecart type	7.78	13.47

Tableau 24 : Teneurs en Pb extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg⁻¹ du deuxième pèlèvement (2015/2016).

EDTA	Pb (mg.kg ⁻¹)	
	int	ext
Site 1(JIM)	2.05±0.21	1.8±0.14
Site 2(MZY)	2.55±0.07	1.9±0.14
Site 3 (EMR)	2.45±0.21	2.1±0.28
Site 4 (TAH)	1.35±0.21	1.7±0.14
Site 5 (ELM)	1.15±0.07	1.25±0.21
Site 6 (SDA)	1.3	1.95±0.07
Site 7 (KEN)	1.95±0.07	1.4±0.14
Site 8 (END)	1.45±0.21	1.57±0.03
Moyenne	1.78	1.70
Ecart type	0.54	0.28

Tableau 25 : Teneurs en Cd extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg^{-1} du premier prélèvement (2015/2016).

EDTA	Cd (mg.kg^{-1})	
	int	ext
Site 1(JIM)	0.34±0.08	0.21±0.06
Site 2(MZY)	0.17±0.03	0.23±0.03
Site 3 (EMR)	0.28±0.04	0.21±0.01
Site 4 (TAH)	0.33±0.01	0.27±0.02
Site 5 (ELM)	0.31±0.01	0.36±0.07
Site 6 (SDA)	0.54±0.09	0.91±0.06
Site 7 (KEN)	0.54±0.03	0.52±0.06
Site 8 (END)	0.70±0.02	0.77±0.04
Moyenne	0.40	0.43
Ecart type	0.17	0.30

Tableau 26 : Teneurs en Zn extraits par l'EDTA (échangeable) des sols en mg.kg^{-1} du deuxième prélèvement (2015/2016).

EDTA	Zn (mg.kg^{-1})	
	int	ext
Site 1(JIM)	9.94±1.89	15.55±5.01
Site 2(MZY)	15.64±3.47	4.97±0.63
Site 3 (EMR)	20.95±1.34	3.34±0.38
Site 4 (TAH)	12.91±1.86	8.51±0.22
Site 5 (ELM)	27.11±9.35	32.76±0.30
Site 6 (SDA)	15.1±6.61	21.13±4.57
Site 7 (KEN)	21.85±3.14	31.02±0.45
Site 8 (END)	5.56	25.1±0.4
Moyenne	16.13	17.79
Ecart type	6.95	11.51

Les concentrations en Pb (échangeables) dans les sols étudiés varient de 0.40 ± 0.17 mg.kg^{-1} (site KEN) à $2,55 \pm 0,07$ mg.kg^{-1} (site MZY du 2^{ème} prélèvement) avec une moyenne de 1.5 mg.kg^{-1} .

Le Cd (échangeable) présente les concentrations les plus faibles par rapport au Pb et Zn. La valeur maximale est enregistrée au niveau du site END, 0.78 ± 0.03 mg.kg^{-1} pour la saison 2014/2015 et 0.70 ± 0.02 pour la saison 2015/2016, alors que la minimale est au niveau du site MZY avec une valeur de $0,07 \pm 0,03$ mg.kg^{-1} (2014/2015) et $0,17 \pm 0,03$ mg.kg^{-1} (2015/2016). Contrairement au Cd, le Zn présente les concentrations les plus élevées allant de 4.18 ± 0.80 mg.kg^{-1} (site END) jusqu'à $28,51 \pm 0,3$ mg.kg^{-1} (site ELM).

II. Plantes

Les concentrations moyennes du Pb, du Cd et du Zn en mg.kg^{-1} dans les tomates sont présentées dans les tableaux 27 et 28.

Tableau 27 : Concentration de Pb, Cd et Zn dans les plantes (Tomates) en mg.kg^{-1} du premier prélèvement (2014 / 2015).

	Plomb (Pb)	Cadmium (Cd)	Zinc (Zn)
Site 1(JIM)	1.21±0.13	0.76±0.02	7.24±1.75
Site 2(MZY)	1.76±0.16	0.02±0.00	6.00±1.02
Site 3 (EMR)	0.46±0.37	0.16±0.03	8.50±1.41
Site 4 (TAH)	1.18±0.11	0.45±0.18	6.88±1.83
Site 5 (ELM)	1.25±0.01	0.57±0.01	6.24±1.52
Site 6 (SDA)	ND	0.48±0.04	3.75±0.01
Site 7 (KEN)	0.73±0.00	0.68±0.17	9.25±4.60
Site 8 (END)	ND	0.48±0.00	4.75±1.60
Moyenne	0.82	0.45	6.57
Ecart type	0.36	0.24	1.81

Tableau 28 : Concentration de Pb, Cd et Zn dans les plantes (Tomates) en mg.kg^{-1} du deuxième prélèvement (2015 / 2016).

	Plomb (Pb)	Cadmium (Cd)	Zinc (Zn)
Site 1(JIM)	1.25±0.06	0.14±0.03	9.69±1.82
Site 2(MZY)	1.45±0.38	0.15±0.01	10.30±1.97
Site 3 (EMR)	1.35±0.17	0.60±0.03	5.57±1.23
Site 4 (TAH)	1.50±0.21	0.65±0.04	6.24±1.62
Site 5 (ELM)	2.05±0.24	0.86±0.03	8.43±1.09
Site 6 (SDA)	1.75±0.10	0.94±0.02	6.86±1.76
Site 7 (KEN)	1.53±0.04	0.89±0.00	9.14±1.55
Site 8 (END)	1.94±0.18	0.77±0.02	6.63±2.01
Moyenne	1.86	0.63	7.86
Ecart type	0.46	0.32	1.75

D'après les résultats obtenus, on constate que le Pb est détecté dans la totalité des échantillons à l'exception des sites SDA et END du premier prélèvement, ainsi les concentrations varient de $0.46 \pm 0.37 \text{ mg.kg}^{-1}$ à $2.052,05 \pm 0,24 \text{ mg.kg}^{-1}$. Le Cd et le Zn ont été détectés dans tous les échantillons présentant ainsi des concentrations allant de $0.02 \pm 0.00 \text{ mg.kg}^{-1}$ à $0.94 \pm 0.02 \text{ mg.kg}^{-1}$ et de $3.75 \pm 0.01 \text{ mg.kg}^{-1}$ à $10.30 \pm 1.97 \text{ mg.kg}^{-1}$.

III. Indicateurs de pollution

III.1. Indices de pollution (IP) et (IPI)

Les indices de pollution (IP) et l'indice de pollution intégré (IPI) sont présentés dans les tableaux 29 et 30 et la figure 21 respectivement.

Tableau 29 : Indices de pollution (IP) et (IPI) des sols du premier prélèvement (2014/2015).

	IP			IPI	Degré de pollution
	Pb	Cd	Zn		
1 JIM	1.59	1.38	1.97	1.81	Légère pollution
2 MZY	0.87	1.51	0.83	1.31	Légère pollution
3 EMR	1.48	0.89	0.53	1.24	Légère pollution
4 TAH	1.01	0.27	1.02	0.90	Avertissement
5 ELM	1.35	1.41	1.07	1.34	Légère pollution
6 SDA	0.6	1.25	2.17	1.80	Légère pollution
7 KEN	1.05	2.21	1.23	1.88	Légère pollution
8 END	0.34	2.59	1.22	2.07	Pollution modérée

Tableau 30 : Indices de pollution (IP) et (IPI) des sols du deuxième prélèvement (2015/2016).

	IP			IPI	Degré de pollution
	Pb	Cd	Zn		
1 JIM	1.94	1.42	1.71	1.7	Légère pollution
2 MZY	0.86	1.05	1.2	1.12	Légère pollution
3 EMR	1.61	1.31	1.08	1.48	Légère pollution
4 TAH	0.8	0.84	0.94	0.90	Avertissement
5 ELM	1.26	2.26	0.67	1.88	Légère pollution
6 SDA	0.42	1.12	2.29	1.85	Légère pollution
7 KEN	0.51	1.71	0.98	1.43	Légère pollution
8 END	1.94	1.92	0.68	1.7	Légère pollution

D'après le tableau précédent, la majorité des sols présente une légère pollution, à l'exception du site TAH qui présente un niveau d'avertissement avec un IPI de 0.90. D'après les valeurs de l'IP on constate que la pollution par le Pb concerne les sites JIM, EMR, TAH, ELM et KEN du premier prélèvement, alors que dans le deuxième elle ne concerne que les sites EMR et ELM. Quant au Cd et Zn la majorité des sites sont contaminés par ces éléments avec un IP supérieur à 1.

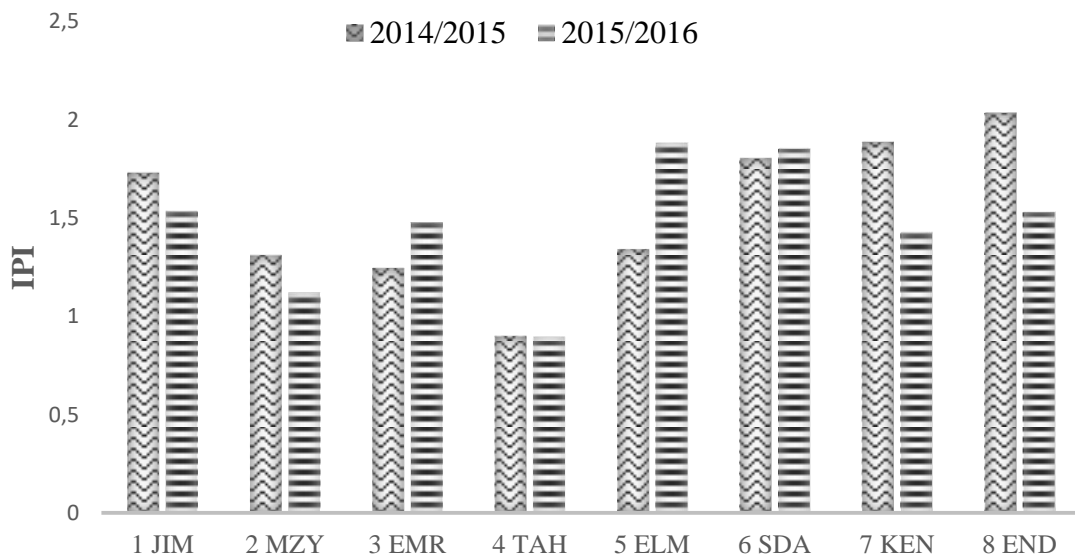


Figure 21 : Indices de pollution des sols étudiés des deux prélèvements.

III.2. Facteur de Bioconcentration

Le transfert des ETMs du sol vers les plantes est estimé par le facteur de biodisponibilité (BCF), selon Selon Kloke (1984), un BCF inférieur à 0,1 indique que la plante exclut l'élément de ses tissus, plus la valeur du BCF est grande, plus les risques de contamination par les métaux sont élevés (Khan et al., 2009). Tandis que des facteurs de transfert élevés reflètent une rétention relativement faible dans les sols ou une forte efficacité d'absorption des plantes. Dans notre étude, les BCF des différents sites des deux prélèvements sont présentés dans les tableaux 31 et 32 et les figures 22 et 23 respectivement.

Tableau 31 : Facteurs de bioconcentration du Pb, du Cd et du Zn des sols vers les plantes (2014/2015).

	Facteur de bioconcentration (BCF)		
	Pb	Cd	Zn
1 JIM	0.01	0.7	0.02
2 MZY	0.03	0.01	0.04
3 EMR	0.004	0.12	0.08
4TAH	0.02	1.18	0.03
5 ELM	0.012	0.29	0.03
6 SDA	*	0.27	0.01
7 KEN	0.01	0.22	0.03
8 END	*	0.13	0.03

Tableau 32 : Facteurs de bioconcentration du Pb, du Cd et du Zn des sols vers les plantes (2015/2016).

	Facteur de bioconcentration		
	Pb	Cd	Zn
1 JIM	0.01	0.07	0.02
2 MZY	0.02	0.10	0.04
3 EMR	0.01	0.33	0.02
4TAH	0.02	0.55	0.05
5 ELM	0.02	0.27	0.06
6 SDA	0.06	0.59	0.01
7 KEN	0.04	0.37	0.05
8 END	0.07	0.28	0.04

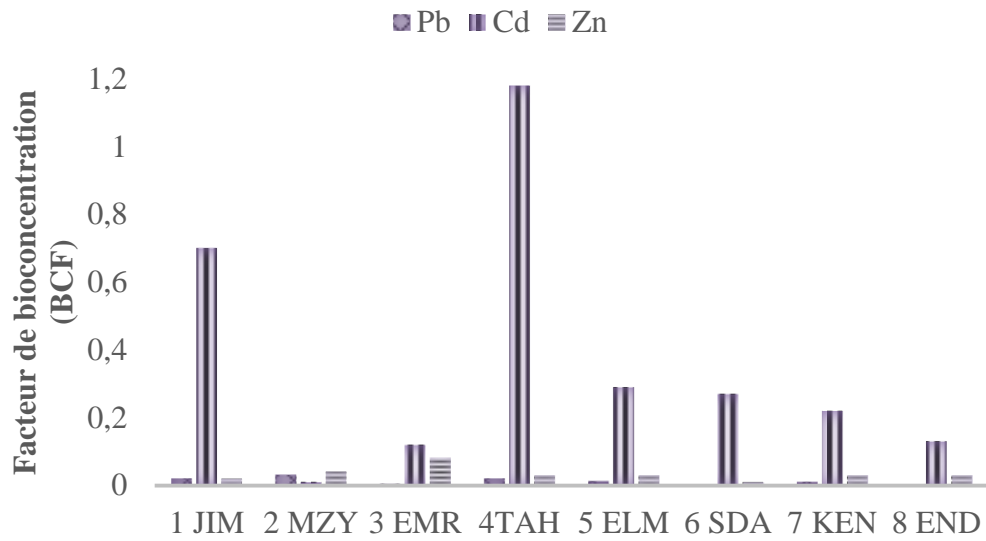


Figure 22 : Facteur de Bioconcentration (BCF) des sites étudiés de l'année (2014/2015).

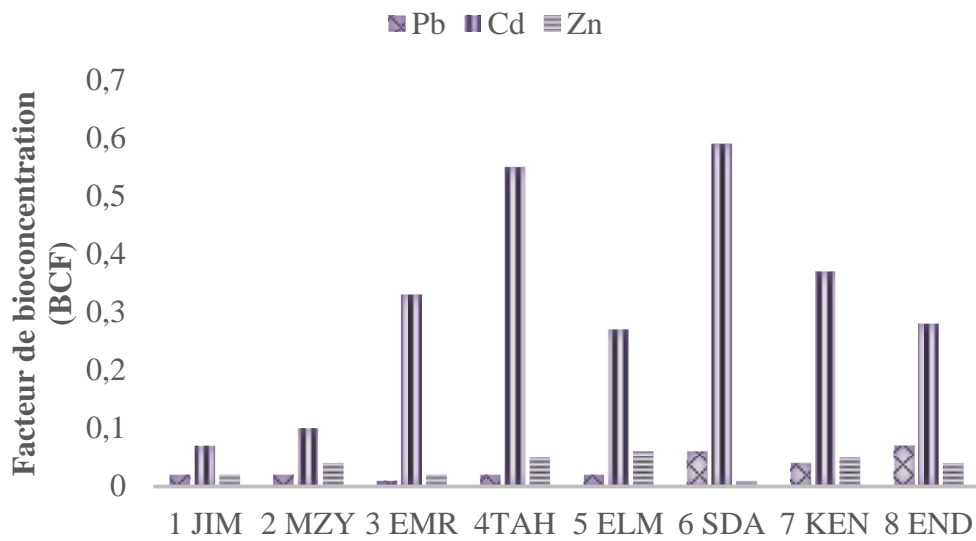


Figure 23 : Facteur de Bioconcentration (BCF) des sites étudiés de l'année (2015/2016).

Dans tous les sites étudiés, les valeurs de BCF obtenues pour le Pb et le Zn se situent entre 0.01 et 0.1, sauf pour le Pb dans le site EMR qui présente une valeur inférieure à 0.01. En ce qui concerne le cadmium, les valeurs de BCF se situent entre 0.1 et 1, à l'exception du site TAH où le BCF présente une valeur de 1.18.

III.3. Facteur de biodisponibilité potentielle (PBF)

Les formes chimiques des ETMs sont des facteurs importants dans l'évaluation de leurs impacts sur l'environnement ainsi que sur la santé humaine. Un niveau élevé de

concentration et de mobilité de ces éléments constitue un grand danger pour la vie et son environnement (Katana et al., 2013 ; Siaka et al., 2016 ; Zogaj, 2016). Les moyennes des PBF obtenues dans cette étude sont présentées dans la figure 24.

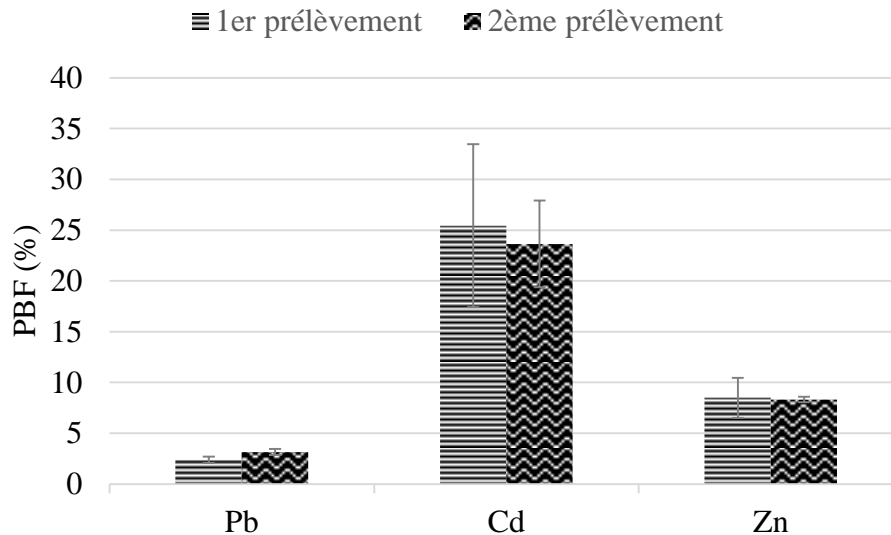


Figure 24 : Facteur de biodisponibilité potentielle (PBF) du Pb, Cd et Zn.

III.4. Evaluation des risques pour la santé

Les habitants locaux qui consomment des légumes (en particulier la tomate) cultivés dans la région de Jijel sont exposés à une contamination par les éléments traces métalliques. Cependant, afin d'évaluer les risques pour la santé humaine de chaque polluant, il est important d'estimer le niveau d'exposition. Par conséquent, pour évaluer les risques potentiels pour la santé humaine dans la région, la dose journalière estimée (EDI), le quotient de risque (HQ) et l'indice de risque (HI) ont été calculés.

La comparaison de la dose journalière estimée (EDI) avec la dose journalière admissible (DJA) est présentée dans le tableau 33 et 34, le quotient de risque (HQ) et l'indice de risque (HI) sont présentés dans les tableaux 35 et 36.

Tableau 33 : Comparaison de la dose journalière estimée (EDI) avec la dose journalière admissible (DJA) (2014/2015).

	EDI ($\mu\text{g kg}^{-1}.\text{jr}^{-1}$)		
	Pb	Cd	Zn
1 JIM	1.71	1,07	10,22
2 MZY	2.49	0.03	8.47
3 EMR	0.65	0.23	12
4 TAH	1.67	0.64	9.71
5 ELM	1.77	0.8	8.81
6 SDA	0	0.68	5.29
7 KEN	1.03	0.96	13.06
8 END	0	0.68	6.71
Moyenne	1.16	0.64	9.28
DJA² ($\mu\text{g. kg}^{-1}.\text{jr}^{-1}$)	3.6	1	667

Tableau 34 : Comparaison de la dose journalière estimée (EDI) avec la dose journalière admissible (DJA) (2015/2016).

	EDI ($\mu\text{g kg}^{-1}.\text{jr}^{-1}$)		
	Pb	Cd	Zn
1 JIM	1.77	0.2	13.68
2 MZY	2.05	0.21	14.54
3 EMR	1.91	0.85	7.87
4 TAH	2.12	0.92	8.81
5 ELM	2.89	1.21	11.9
6 SDA	2.47	1.33	9.67
7 KEN	2.16	1.26	12.91
8 END	2.74	1.09	9.36
Moyenne	2.26	0.88	11.1
DJA¹ ($\mu\text{g. kg}^{-1}.\text{jr}^{-1}$)	3.6	1	667

² (WHO, 1993).

Tableau 35 : Quotient de risque (HQ) et indice de risque (HI) liés à la consommation de la tomate (2014/2015).

	HQ			HI
	Pb	Cd	Zn	
1 JIM	0,43	1,07	0,03	1,53
2 MZY	0,62	0,03	0,03	0,68
3 EMR	0,16	0,23	0,04	0,43
4 TAH	0,42	0,64	0,03	1,08
5 ELM	0,44	0,8	0,03	1,28
6 SDA	-	0,68	0,02	0,7
7 KEN	0,26	0,96	0,04	1,26
8 END	-	0,68	0,02	0,7
Moyenne	0,39	0,64	0,03	0,96

Tableau 36 : Quotient de risque (HQ) et indice de risque (HI) liés à la consommation de la tomate (2015/2016).

	HQ			HI
	Pb	Cd	Zn	
1 JIM	0,44	0,2	0,05	0,68
2 MZY	0,51	0,21	0,05	0,77
3 EMR	0,48	0,85	0,03	1,35
4 TAH	0,53	0,92	0,03	1,48
5 ELM	0,72	1,21	0,04	1,98
6 SDA	0,62	1,33	0,03	1,98
7 KEN	0,54	1,26	0,04	1,84
8 END	0,68	1,09	0,03	1,8
Moyenne	0,57	0,88	0,04	1,58

Selon les tableaux précédents, on constate que les valeurs moyennes des doses journalières estimées (EDI) du Pb, Cd et Zn du 1^{er} prélèvement sont 1.16, 0.64 et 9.28 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ respectivement avec une légère augmentation au niveau du 2^{ème} prélèvement à savoir, 2,26, 0,88 et 11,1 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$.

Les moyennes des EDI du Pb et du Cd tout en restant aux dessous des DJA elles présentent ainsi des valeurs proches à celles-ci avec toutefois un dépassement au niveau du site JIM (1^{er} prélèvement) et des sites ELM, SDA, KEN et END (2^{ème} prélèvement) qui présentent des EDI (Cd) supérieurs à celles des DJA (1 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$).

De même pour le quotient de risque (HQ), ce dernier présente des valeurs inférieures au seuil (1) mais y sont très proches avec un dépassement au niveau du site JIM (1^{er} prélèvement) et des sites ELM, SDA, KEN et END (2^{ème} prélèvement).

Les indices de risque (HI) du 1^{er} prélèvement varient de 0.43 à 1.53 avec une moyenne de 0.96. Tandis que dans le 2^{ème} prélèvement, on remarque une augmentation avec une moyenne de 1.58 en dépassant ainsi la valeur seuil (1).

DISCUSSION

I. Sol

I.1. Paramètres physicochimiques

Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Brallier et al., 1996). Il peut affecter la complexation des cations métalliques et l'échange d'ions dans le sol (Wang et al., 2017). À pH élevé, la solubilité de nombreux ETMs diminue, ainsi, des valeurs de pH extrêmes diminuent l'activité microbienne dans les sols, par contre, la diminution du pH les amène à migrer de la phase solide à l'eau et aux plantes (Katana et al., 2013 ; Go, 2016). Dans cette étude, les valeurs de pH de tous les sites étaient dans l'intervalle de [6.6 – 7.3] reflétant ainsi des sols neutres, sauf pour les sites SDA et END qui présentent une faible alcalinité. Ces résultats sont comparables à ceux trouvés dans les sols des régions du Nord algérien (Kebir et Bouhadjera, 2011) et à Mamora et Casablanca (Maroc du Nord) (Kassaoui et al. 2009 ; Matech et al., 2014).

La matière organique dans le sol joue aussi un rôle important dans la mobilité des ETMs, du fait qu'elle a tendance à se combiner avec des ions de ces derniers pour former des complexes organiques, ce qui peut réduire la disponibilité et la mobilité de ces éléments (Shen 2012 ; Guo et al., 2012). Cependant, des études ont également montré que certains ETMs montrent une activité croissante à mesure que la teneur en matière organique du sol augmente (Arnesen et Singh 1998 ; Rafael et al., 2006 ; Wang et al., 2017). Par conséquent, la question de savoir si la matière organique du sol peut faciliter l'assimilation des ETMs par les plantes demeure controversée (Zeng et al., 2011 ; Wang et al., 2017). D'une manière générale, une teneur en matière organique entre 4 et 8% reflète une bonne minéralisation et une bonne reproductivité (Badra and Qu, 2005). Les résultats de ce travail montrent que les sols étudiés sont riches en matière organique avec aucune différence entre les deux prélèvements à l'exception des sites SDA et KEN qui ont une teneur moyenne en MO.

D'après les résultats de la CE, on remarque que tous les sols ont un caractère non salin selon l'échelle de Lamond (1992) (Bouhata et al., 2015).

Les valeurs de la CEC dans tous les sols sont faibles ($< 60 \text{ m\acute{e}q.100g}^{-1}$). Ces valeurs varient légèrement entre les deux prélèvements. D’après la littérature, plus la CEC est faible, moins les ETMs sont adsorbés et par conséquent plus assimilables. Donc les teneurs faibles de la CEC dans cette étude coïncident avec les fortes concentrations des ETMs dans les tomates.

Les teneurs en calcaire total (CaCO_3) varient entre les sites, avec une légère augmentation dans le 2^{ème} prélèvement, selon Baize (2000), les sols étudiés sont faiblement à modérément calcaires, ces teneurs sont en accord avec les valeurs de pH qui reflètent des sols neutres à alcalins. Bailey et al., (2005) ont montré qu’il peut se produire une précipitation de CdCO_3 à très forte concentration en Cd, Ainsi, les ions Cd^{2+} sont adsorbés à la surface des carbonates en substitution avec les ions Ca^{2+} (Martin-Garin and Simon, 2004)

I.2. Concentrations des éléments traces métalliques dans les sols

Pour interpréter nos résultats, nous avons adopté une approche comparative par rapport aux normes relevées dans la littérature. Cependant, les normes Canadiennes (CCME, 2007), les normes Chinoises (CNEPA, 2006) et celles fixées par le ministère de l’environnement Finlandais (MEF, 2007) (tableau 36) ont été utilisées pour interpréter les concentrations des ETMs dans le sol.

Tableau 36 : Teneurs normales des sols non contaminés et différentes normes concernant les concentrations des ETMs dans les sols agricoles.

	Teneurs normales des sols non contaminés (Bowen, 1979) ^a	Normes				
		Normes Canadiennes ^b	OMS / FAO	Normes Finlandaises ^c	Normes Chinoises ^d	Normes de Hongrie ^e
Pb (mg.kg ⁻¹)	35	70	100	60	50	100
Cd (mg.kg ⁻¹)	0.35	1.4	2	1	0.3	1
Zn (mg.kg ⁻¹)	90	200	300	200	250	200

^a (Smouni, 2010), ^b (CCME, 2007), ^c (MEF, 2007), ^d (CNEPA, 2006), ^e Hungarian Governmental regulation number 10/2000 (2000).

Les teneurs moyennes du Pb et Zn relevées dans cette étude, montrent que tous les sols étudiés des deux campagnes de prélèvement ne dépassent pas les normes Canadiennes (CCME), Chinoises et Finlandaises (70, 60 et 50 mg.kg⁻¹ respectivement) pour le Pb et (200 et 250 mg.kg⁻¹) pour le Zn. Par contre, les concentrations de Cd dans la majorité des sites du 1^{er} prélèvement dépassent les normes Canadiennes (1.4 mg.kg⁻¹) à l'exception des sites (TAH, ELM et SDA). Toutefois si ces derniers n'excèdent pas les normes Canadiennes, on remarque que le site ELM dépasse les normes Chinoises (0.3 mg.kg⁻¹). Concernant le 2^{ème} prélèvement (2015/2016), on remarque que toutes les concentrations du Cd dans les sites dépassent les normes Chinoises mais elles sont toutes au-dessous des normes Canadiennes, à l'exception du site KEN qui présente une valeur de 1.67 mg.kg⁻¹ dépassant ainsi les normes de CCME. Les concentrations des trois éléments étudiés sont comparables à celles trouvées dans différentes régions du monde comme la Chine (Chen et al., 2015) et le Nigeria (Ahaneku and Sadiq, 2014). Ces résultats sont également comparables à ceux rapportés dans une étude menée sur les sols agricoles de Annaba située à 300 km à l'est de Jijel (Maas et al., 2010).

Bien que les concentrations en Pb et Zn dans les échantillons extraits par l'eau régale n'excèdent pas les normes (70 et 50 mg.kg⁻¹) pour le Pb et 200 mg.kg⁻¹ pour le Zn,

les mêmes sols extraits par l'HF présentent par contre des valeurs qui dépassent les normes Canadiennes dans les sites JIM, EMR, TAH, ELM et KEN pour le Pb du 1^{er} prélèvement (2014/2015), ainsi, on note que le site MZY tout en restant au-dessous des normes Canadiennes les concentrations de Pb dépassent les normes Chinoises (50 mg.kg^{-1}). Le Zn à son tour, présente des valeurs excédant les seuils dans les sites JIM, TAH, ELM, SDA et KEN. Concernant le 2^{ème} prélèvement, les concentrations de Pb dans les sites JIM, EMR et ELM dépassent les normes Canadiennes (70 mg.kg^{-1}). Ainsi, on note que les sites MZY et TAH présentent des teneurs en Pb au-dessus des normes Chinoises (50 mg.kg^{-1}). De même pour le Zn, les concentrations dans les sites JIM, MZY, EMR et SDA excèdent les normes. La plus forte concentration ($434,10 \text{ mg.kg}^{-1}$) est relevée au niveau du site SDA. Dans la région de Constantine, des concentrations élevées de Zn allant jusqu'à 600 mg.kg^{-1} ont également été rapportées (Naili et al., 2016).

Concernant le Cd on note que la totalité des sites des deux prélèvements présentent des teneurs qui dépassent les normes chinoises (0.3 mg.kg^{-1}) et Finlandaises (1 mg.kg^{-1}). En générale, les concentrations du Pb, du Cd et du Zn (extraites par HF) dans cette étude sont proches de celles obtenues par la même méthode dans différentes régions du monde, telles que Guangzhou en Chine (Li et al., 2009), Maroc (Matech et al., 2014) et au Congo (Mpundu et al., 2013). Ainsi, Giri et al. (2017) et Ma et al. (2015) ont obtenu des concentrations en Zn et Cd proches à celles de cette étude. Cependant, les teneurs en ETMs obtenues dans le présent travail sont toutefois inférieures à celles trouvées par Zeng (2018) en Chine, et inversement, elles sont supérieures à celles obtenues dans une étude menée sur des sols agricoles par Guan (2017).

I.2.1. Comparaison entre les deux méthodes d'extraction

Plusieurs méthodes ont été utilisées par différents chercheurs dans la digestion d'échantillons de sol pour la détermination des éléments traces métalliques, le choix des extractants devrait dépendre du but de l'étude, du type de contaminants et des conditions expérimentales. En général, les concentrations totales des éléments traces métalliques sont classiquement déterminées par des procédures impliquant l'extraction à l'eau régale (HNO_3 , $\text{HCl} : 1\text{V}/3\text{V}$) ou divers mélanges d'acides avec l'acide fluorhydrique (HF) (Yafa and Farmer, 2006 ; Idera et al., 2014). Selon Baize et al. (2007). Les échantillons de sols ne

sont pas complètement mis en solution par l'eau régale et l'efficacité d'extraction diffère d'un élément à l'autre et selon les matrices dans lesquelles il se trouve. Il semble bien que seul l'acide fluorhydrique (HF) soit capable d'extraire de l'échantillon de sol la totalité d'un élément, ici les teneurs sont désignées comme 'Teneurs totales'. Les concentrations d'éléments extraits par l'eau régale sont considérées alors comme 'Teneurs pseudo-totales'.

Dans la présente étude, le rendement de la méthode d'extraction par l'HF est significativement plus élevé que celui de l'eau régale. Cette différence pourrait être attribuée à de nombreux facteurs, notamment à la composition du sol et à la nature chimique de l'élément extrait (Baize, 1997). Ces résultats sont en accord avec une étude menée par Matthews-Amune and Kakulu (2012). En outre, Scancar et al. (2000) ont également montré une différence significative entre les rendements d'extraction du Cd et d'autres éléments traces métalliques par l'eau régale et HF. Ils attribuaient cette différence à la présence de silicates ou d'oxydes d'aluminium, de fer et de manganèse auxquels les métaux lourds pouvaient se lier et par conséquent ne se dissolvaient pas complètement par l'eau régale. Contrairement au Cd, les concentrations de Pb et de Zn extraits par l'eau régale sont similaires à celles obtenues par l'HF. Selon Hseu et al. (2002), les teneurs en Cd et Zn extraits par l'HF des sols arables sont significativement plus élevées que celles extraits par l'eau régale, d'autre part, les concentrations de Zn extraits par les deux méthodes dans les sols non arables sont comparables. La différence entre les deux méthodes d'extraction dépend aussi des propriétés du sol, des dépositions continues des éléments traces métalliques sur la surface des sols provenant d'autres sources par le biais des dépôts atmosphériques, des apports anthropiques liés à l'agriculture (amendements, fertilisants, pesticides). Le Pb, par exemple, se lie aux particules du sol et a une forte affinité pour la matière organique dans le sol, le rendant moins soluble. La variabilité saisonnière et les pratiques agricoles (fertilisation, application de boues, etc.) pourraient affecter des propriétés telles que le pH et la teneur en matière organique du sol entraînent des changements dans la solubilité des métaux, ce qui entraîne une augmentation ou une diminution de la fraction de métal mobile, ce qui entraîne une variation des teneurs en métaux extractibles dans le sol (Matthews-Amune and Kakulu, 2012).

Par contre, Les résultats obtenus dans la présente étude sont en désaccord avec des études antérieures effectués par Santoro et al. (2000), (Alsaleh et al., 2018) et (Yafa and

Farmer, 2006) où, ils ont constaté que les deux méthodes d'extractions sont comparables et il n'y a pas de différence entre les deux méthodes, ils ont attribué ces résultats aux faibles contenus en silicates dans les sols étudiés.

I.2.2. Variation des concentrations des éléments traces métalliques dans les différents sites

Les concentrations des ETMs étudiés varient d'un site à un autre, cette variation pourrait être liée à plusieurs facteurs tels que la localisation du site par rapport aux sources de pollution, les propriétés du sol et les pratiques agricoles (Guero et al., 2013).

Plomb

1^{er} prélèvement (2014/2015)

D'après les résultats obtenus, on peut constater que les concentrations du Pb (extrait par l'eau régale ou par HF) dans les sols cultivés (intérieur des serres) au niveau des sites JIM sont significativement ($P < 0.05$) plus élevées que celles des sols témoins correspondants (extérieurs des serres), tandis, le site EMR présente des teneurs en Pb beaucoup plus élevées à l'intérieur des serres par rapport à l'extérieur mais sans signification. Cette variation pourrait être attribuée à l'augmentation de l'utilisation des intrants agricoles avec l'augmentation de l'intensité de la culture des légumes. Selon Hu et al., (2014) de nombreux engrais organiques, ainsi que des fumiers animaux, peuvent être des sources majeures de métaux lourds dans les sols végétaux. Il a été démontré que l'application d'engrais phosphatés dans les sols agricoles peut entraîner une augmentation des niveaux de Pb dans le sol (Alloway, 1995 ; Sofianska et al., 2013 ; Shahbazi et al., 2017).

On note particulièrement dans le site MZY que les teneurs en Pb extrait par l'eau régale à l'intérieur des serres sont significativement plus élevées que celles trouvées à l'extérieur, mais par contre, lorsque les mêmes échantillons sont extraits par l'HF, on remarque qu'il n'y a aucune différence significative ($P = 0.16 > 0.05$) entre les sols cultivés et les sols témoins correspondants. Cela peut être expliqué par le fait que l'eau régale ne peut pas extraire la totalité des ETMs notamment ceux inclus dans les réseaux silicatés. Selon (Zimmerman and Weindorf, 2010), les ETMs des intrants anthropiques ont

tendance à résider dans les quatre premières fractions du sol et ceux présents dans la fraction résiduelle sont présents naturellement dans la roche mère, on peut donc constater que les ETMs à l'intérieur des serres proviennent des intrants anthropiques (particulièrement agricoles), par ailleurs, les ETMs présents à l'extérieur des serres ont une origine naturelle.

Le site TAH ne présente aucune différence significative entre les sols cultivés (sous serre) et les sols témoins, cela indique qu'il n'y a aucun effet anthropique sur la concentration en Pb dans ce site. De même, on constate que les concentrations de Pb extraites par l'eau régale dans les sites ELM et KEN sont légèrement plus élevées à l'intérieur des serres par rapports à l'extérieur. En outre, les mêmes échantillons extraits par l'HF présentent des concentrations significativement plus élevées dans les sols cultivés, ce qui est probablement dû aux activités agricoles qui s'additionnent aux teneurs naturelles.

Par contre les concentrations de Pb dans le site END présentent des proportions beaucoup plus élevées à l'extérieur des serres. De même pour le site SDA, on note que les concentrations de Pb à l'extérieur des serres (témoins) sont de loin plus élevé que celles trouvées à l'intérieur, ces teneurs dépassent largement les normes Canadiennes et Chinoises (70 mg.kg^{-1} et 50 mg.kg^{-1} respectivement). Ces résultats pourraient s'expliquer par le fait que les sols agricoles de ces régions (site SDA et END) sont situés le long de l'autoroute, favorisant ainsi la contamination des sols à l'extérieur des serres par les sous-produits de la circulation routière. En fait, il est bien documenté que les activités de circulation routière sont la principale source d'émission de métaux lourds sur les sols en bordure de route (Lygren et al., 1984 ; Parmentier et Garrec, 1994 ; Yan et al., 2013 ; Herath et al., 2016 ; Zheng et al., 2016 ; Zeng et al., 2018). De plus, le site SDA (site 6) est un village agricole caractérisé par des habitations de densité croissante, qui présente d'autres sources de pollution liées aux déchets ménagers.

2^{ème} prélèvement (2015/2016)

On note ici que pour les sites MZY, SDA et END les 2^{èmes} prélèvements ont les mêmes interprétations que ceux des 1^{ers}. Par contre, dans les sites TAH et KEN on remarque qu'il n'y a aucune différence entre les concentrations en Pb obtenues au niveau

des sols cultivés (sous serre) et celles trouvées à l'extérieur (témoins), on peut constater donc que les activités anthropiques notamment agricoles n'ont aucun effet sur les présents sols. Par ailleurs, les sols des sites JIM, EMR et ELM lorsqu'ils sont extraits par l'eau régale n'ont pas de différence entre intérieur et extérieur des serres, cependant, ces mêmes sols présentent des différences significatives lorsqu'ils sont extraits par l'HF avec des concentrations beaucoup plus élevées dans les sols cultivés (intérieur) qui dépassent les normes Canadiennes (70 mg.kg^{-1}). Comme pour le 1^{er} prélèvement, on peut donc attribuer ces teneurs élevées aux activités agricoles (engrais, pesticides...) qui s'additionnent aux teneurs naturelles (fond géochimique).

Cadmium

1^{er} prélèvement (2014/2015)

Les concentrations en Cd (qu'elles soient extraites par l'eau régale ou par l'HF) dans les sites KEN et END ne présentent aucune différence entre les sols cultivés et les sols témoins correspondants. Par contre, les teneurs en Cd dans les sols sous serre du site JIM sont significativement plus élevées que celles des sols témoins avec des concentrations qui dépassent les normes Canadiennes et chinoises (1.4 et 0.3 mg.kg^{-1}). De même, on remarque que les concentrations en Cd dans les sites 2, 3 et 5 à l'intérieur des serres sont plus élevées que celles trouvées à l'extérieur. Cela peut être expliqué par l'utilisation intensif des intrants agricoles tels que les engrais et les pesticides. En fait, les engrais sont connus pour représenter l'une des principales sources de contamination des sols agricoles par les métaux lourds (Brigden et al., 2002 ; Benson et al., 2014 ; Shahbazi et al., 2017). De nombreuses études ont montré qu'avec l'application d'une grande quantité d'engrais phosphatés et d'engrais composés, la teneur en Cd disponible dans les sols augmente constamment et que le Cd absorbé par les plantes augmente en conséquence (Su et al., 2014 ; Shahbazi et al., 2017). À cet égard, les engrais utilisés dans la région de Jijel contiennent de grandes quantités de métaux lourds, en particulier de Cd ce qui est en accord avec les résultats présentés ci-dessus. Rostami et al. (2020) ont également montré que le Cd était responsable du niveau de contamination le plus élevé, qui pourrait être dû à des activités humaines telles que l'utilisation d'engrais chimiques et de pesticides dans le sol de la zone d'étude. A l'inverse, le site SDA présente des teneurs en Cd

significativement plus élevés dans les sols témoins par rapport aux sols sous serre. Cela est probablement dû aux dépôts atmosphériques provenant d'autres sources telles que les émissions de véhicules, les activités urbaines et industrielles. Ces résultats pourraient s'expliquer par le fait que les sols agricoles de cette région (site SDA) sont situés le long de l'autoroute, favorisant ainsi la contamination des sols à l'extérieur des serres. En fait, plusieurs recherches ont montré que les émissions provenant de la circulation routière sont la principale source d'ETMs dans les sols en bordure de route (Lygren et al., 1984 ; Parmentier et Garrec, 1994 ; Yan et al., 2013 ; Herath et al., 2016 ; Zheng et al., 2016 ; Zeng et al., 2018).

2^{ème} prélèvement (2015/2016)

Les concentrations de Cd dans les sites MZY, EMR, TAH et END ne présentent aucune différence entre les sols témoins et les sols sous serre. On peut donc conclure que les activités agricoles n'ont pas d'effets sur les teneurs en Cd dans ce cas. Ainsi, les concentrations de Cd extraits par l'eau régale à l'intérieur des sites JIM et KEN sont comparables à celles de l'extérieur. Le site ELM à son tour, présente des teneurs en Cd plus élevées dans les sols cultivés par rapport aux témoins mais statistiquement cette différence n'est pas significative. Tandis que ces mêmes échantillons extraits par l'HF présentent des teneurs significativement ($P < 0.05$) plus élevées à l'intérieur qu'à l'extérieur. Cette différence est attribuée à la méthode d'extraction et la forme sous laquelle se trouve le métal.

Les concentrations de Cd dans le site SDA tout comme pour le 1^{er} prélèvement restent plus importantes au niveau des sols sous serre par rapport à ceux situés à l'extérieur des serres.

Zinc

1^{er} prélèvement (2014/2015)

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que les concentrations du Zn dans les sites MZY, EMR et ELM dans les sols cultivés sont comparables ($P > 0.05$) à celles des sols témoins correspondants, de ce fait, les activités agricoles n'ont aucun effet sur la concentration du Zn dans ces régions. Cependant, les mêmes échantillons de sol du site

EMR extraits par l'HF présentent des concentrations plus élevées à l'intérieur des serres mais sans signification ($P = 0.62$). Cette variation est due à la méthode d'extraction, le fait que l'HF soit capable d'extraire de l'échantillon de sol la totalité d'un élément alors que l'eau régale n'extrait que 60 à 80%.

Les sites JIM, TAH, SDA et KEN présentent des teneurs en Zn plus élevées à l'intérieur des serres par rapport à l'extérieur, ainsi on remarque que ces concentrations dépassent les normes Canadiennes (250 mg.kg^{-1}). Ces teneurs sont probablement dû aux activités agricoles qui influencent sur les concentrations des ETMs dans les sols agricoles par le biais des engrais, des pesticides et d'autres intrants agricoles (Simon, 2016). Les engrais sont régulièrement ajoutés aux sols pour fournir une quantité suffisante de N, P et K pour la croissance des cultures. Les composés utilisés pour fournir ces éléments contiennent des traces d'ETMs sous forme d'impuretés qui, après une fertilisation continue, peuvent augmenter considérablement leur teneur dans le sol, les pesticides à leur tour peuvent contenir des quantités d'ETMs (Tariq et al., 2016 ; Arora et al., 2017 ; Shahbazi et al., 2017). Les engrais minéraux sont généralement considérés comme la source la plus importante de divers ETMs, tels que le Cd, le Cu et le Zn. De plus, les pesticides utilisés sur les cultures agricoles en est une autre source (Arao et al., 2010 ; Lin et al., 2017; Hembrom et al.,2020). Selon Wuana and Okieimen (2011), plusieurs pesticides utilisés assez largement dans l'agriculture et l'horticulture contiennent des concentrations de métaux. Par exemple, dans un passé récent, environ 10% des produits chimiques ont été approuvés comme insecticides et fongicides au Royaume-Uni à base de composés contenant du Cu, Hg, Mn, Pb ou Zn. Dans une étude menée dans une zone essentiellement agricole, des concentrations élevées en Zn ont été trouvées, ces teneurs ont été attribuées à l'utilisation excessive d'engrais dans cette région (Reza and Singh, 2010).

Les concentrations de Zn extraits par l'eau régale au niveau du site END sont significativement ($P = 0.02$) plus élevées dans les sols sous serre que dans les sols témoins correspondants, tandis que, lorsque ces mêmes sols sont extraits par l'HF, les teneurs en Zn à l'intérieur et à l'extérieur des serres sont comparables, et cela est dû aux différences entre les deux méthodes d'extraction.

2^{ème} prélèvement (2015/2016)

Les concentrations du Zn dans le 2^{ème} prélèvement des sites JIM, TAH, ELM et END sont plus élevées dans les sols cultivés que dans les sols témoins, révélant ainsi que les activités agricoles influencent sur les teneurs en ETMs dans les sols agricoles. Néanmoins, ces mêmes sols lorsqu'ils sont traités par l'HF présentent des teneurs en Zn à l'intérieur des serres semblables à celles trouvées à l'extérieur. Comme expliqué précédemment ces variations sont liées à la différence entre les deux méthodes d'extraction. Au niveau des autres sites on remarque qu'il n'y pas de différence entre les sols sous serre et les sols témoins. On peut donc constater que les activités agricoles dans ces sites à cette période n'ont pas d'effets sur les teneurs en ETMs.

En général, on peut conclure que les sols étudiés présentent une légère pollution à l'exception du site TAH (Avertissement) et site END (1^{er} prélèvement) qui est modérément pollué. Selon les indices de pollution (IPI et IP), on peut tirer les conclusions suivantes :

1^{er} prélèvement (2014/2015)

- Les sites JIM, ELM et KEN présentent une légère pollution par les trois métaux étudiés (Pb, Cd et Zn) ;
- Le site MZY présente une légère pollution par le Cd ;
- Le site EMR présente une légère pollution par le Pb ;
- Le site SDA présente une légère pollution par deux éléments (Cd et Zn) ;
- Le site END présente une pollution modérée par le Cd et le Zn.

2^{ème} prélèvement (2015/2016)

- Les sites JIM et EMR présentent une légère pollution par les trois éléments (Pb, Cd et Zn) ;
- Les sites MZY et SDA présentent une légère pollution par le Cd et le Zn ;
- Les sites ELM et END présentent une légère pollution par le Pb et le Cd ;
- Le site KEN présente une légère pollution par le Cd ;
- Le site TAH ne présente aucune pollution par aucun élément mais ce site est situé dans la classe d'avertissement.

II. Concentrations des éléments traces métalliques dans les plantes

Les risques sanitaires liés à la pollution par les ETMs dans les sols agricoles ont attiré l'attention du monde entier et la recherche sur l'accumulation de ces éléments dans les systèmes sol-plante est la base des évaluations des risques pour la santé humaine (Wang et al., 2017). Les ETMs présents dans les légumes peuvent s'accumuler dans une partie de divers tissus végétaux tels que les racines, les tiges, les feuilles, les fleurs et les fruits. Ces métaux provoquent des problèmes, en particulier de santé humaine car ils s'accumulent dans les parties comestibles des légumes et fruits (Su et al., 2014, Simon, 2016). Le risque d'exposition humaine aux ETMs par les aliments augmente quand ils sont cultivés sur des sols contaminés par ces éléments. À cet égard, des directives internationales telles que l'Union Européenne (UE), de l'OMS / FAO (Tableau 37) sont utilisées pour fixer les niveaux admissibles de métaux lourds dans les aliments destinés à la consommation humaine (Corguinha et al., 2015 ; Abosede, 2017). La culture de tomate sous serre étant la première culture la plus cultivée et consommée à Jijel, peut exposer la majorité de ses consommateurs aux métaux lourds.

Tableau 37 : Normes des concentrations du Pb, du Cd et du Zn en mg.kg^{-1} dans les fruits (Tomates).

	Normes européenne (EU)	FAO/OMS	Norme Indiennes
Pb	0.1	0.1	-
Cd	0.05	0.05	-
Zn	-	60	50

Dans la présente étude, on remarque que même si les sols correspondants présentent une légère pollution, les concentrations du Pb et du Cd dans les fruits de tomates des deux prélèvements (2014/2015 et 2015/2016) dépassent largement les seuils fixés par l'OMS/FAO, à savoir, 0.1 et 0.05 mg.kg^{-1} respectivement. Cela est dû probablement par le fait que, ces éléments pénètrent dans les plantes non seulement par les racines mais également par les parties aériennes. Hellen and Othman (2016), ont constaté que les concentrations en Pb, Cd et Zn dans les sols de Morogoro (Tanzanie) étaient inférieures

aux normes tanzaniennes, et étaient inférieures aux concentrations trouvées dans les légumes. Dans le même contexte, Singh and Kumar (2006), ont montrés que lorsque les échantillons de légumes ont été lavés 2-3 fois avec de l'eau propre de robinet, le niveau des ETMs est réduit de façon importante. L'élimination de la charge de contamination par lavage était plus grande pour le Pb et le Cd (75-100 %) que pour le Zn (27-55 %). De même Bvenura and Afolayan (2012) ont constaté que 80% ou plus du Pb a été éliminé par lavage. Cela indique que la contamination des légumes par le Pb et le Cd se faisait principalement par dépôt foliaire, tandis que la contamination par le Zn provenait principalement de l'absorption par le sol. Dans ce cadre, Wild (1993) a proposé que le Pb dans le sol n'est pas absorbé par les légumes parce qu'il n'est pas facilement soluble dans les sols,

Les résultats du présent travail et des travaux précédents (Liu et al., 2005 ; Muchuweti et al. 2006 ; Balkhair and Ashraf, 2016 ; Banerjee and Gupta, 2017) démontrent que les plantes sont souvent contaminées par des ETMs, constituant ainsi une menace pour la santé publique. Ainsi, ces résultats sont en accords avec ceux trouvés par Singh and Kumar (2006) dans une étude effectuée sur des sols agricoles et des cultures en Inde, où ils ont trouvé des concentrations en Pb et Cd dans les épinards et le gombo qui dépassaient les limites fixées par l'OMS/FAO.

De même, Ray et al. (2010) ont enregistré des niveaux élevés de Cd et de Pb (1.1 mg.kg^{-1}) dans le chou-fleur, le chou et les tomates, qui étaient cultivés sur des sols pollués. Une étude menée en Inde a montré que les niveaux de Pb et de Cd dans les tomates dépassaient la limite maximale autorisée fixée par l'OMS / FAO (Mohod, 2015). Ali and Al-Quahtani (2012), ont trouvés des teneurs encore plus élevées en Pb et Cd dans les tomates et d'autres cultures.

Contrairement aux concentrations en Cd et en Pb, les niveaux de Zn dans les tomates enregistrés dans la présente étude étaient inférieurs aux normes établies par l'OMS / FAO et l'Inde (60 et 50 mg.kg^{-1} respectivement). Dans des études similaires, Ali and Al-Quahtani (2012), Bvenura and Afolayan (2012), Tasrina et al. (2015) et Oteef and Fawy (2015) ont montré que les niveaux de Zn dans les tomates étaient inférieurs aux normes fixées par l'OMS / FAO. Cependant, ces concentrations étaient plus élevées que celles obtenues dans cette étude.

Les plantes n'absorbent pas les éléments traces métallique de la même façon, le transfert de ces éléments du sol vers les plantes est évalué par le facteur de bioconcentration (BCF) (khan et al., 2009). Cet indice reflète le risque d'exposition alimentaire humaine aux ETM. Les facteurs de transfert élevés reflètent une rétention relativement faible dans les sols ou une forte efficacité d'absorption des légumes. Le faible facteur de bioconcentration reflète plutôt une forte adsorption des métaux sur les colloïdes du sol (Tasrina et al., 2015).

Dans la présente étude, tous les sites (sauf pour le site EMR) présentent des valeurs de BCF pour le Pb et le Zn se situant dans les niveaux normaux de 0.01 à 0.1 proposés par Kloke et al. (1984). Cependant, les valeurs de BCF obtenues pour Cd étaient supérieures à 0,1. Kloke et al. (1984) ont suggéré qu'un BCF supérieur à 0.5 est un indicateur de contamination anthropique du site. Par la suite, il a été suggéré d'abaisser la limite à 0.2 au lieu de 0.5 en particulier dans le cas des plantes à feuilles. Dans la présente étude, BCF du Cd a dépassé la valeur de 0.2 dans presque tous les sites étudiés, indiquant ainsi une contamination anthropique, cela est confirmé par les valeurs de PBF du Cd qui dépassent 10% signifiant ainsi que cet élément provient des sources anthropiques (Kabala and Singh, 2001 ; Lei et al., 2010 ; Ogundiran and Osibanjo, 2016). Dans le site TAH, BCF était même supérieur à 1 (1.18). Il a été suggéré que les valeurs BCF inférieures à 1 signifient que les plantes absorbent mais n'accumulent pas de métaux lourds. Les BCF de plus de 1.0 signifient plutôt que les plantes sont des hyper-accumulateurs et indiquent que l'absorption des ETMs dans les légumes est plus élevée que dans le sol (Chopra and Pathak, 2015 ; Hellen and Othman, 2016 ; Balkhair and Ashraf, 2016). À cet égard, un BCF élevé dans le site TAH pourrait être lié à la teneur élevée en Cd biodisponible dans ce site par rapport à d'autres sites (comme le confirme les teneurs en Cd extrait par l'EDTA). Ces valeurs sont en accord avec celles trouvées par (Mohammed et Jimoh, 2014).

En général, les valeurs du BCF du Cd sont les plus élevées par rapport aux valeurs des BCF pour le Pb et le Zn de tous les sites, ce qui peut être dû à sa grande mobilité par rapport aux autres éléments ainsi qu'à sa faible capacité de rétention (Mirecki et al. 2015 ; Gharaibeh et al., 2016). Cela coïncide d'ailleurs avec les teneurs en Cd biodisponible qui sont les plus élevés par rapport au Pb et au Zn. Dans le même contexte, des corrélations

significativement positives ont été observées entre les teneurs en Cd biodisponible, les teneur en Cd dans les tomates et le pH.

Les PBF du Pb et du Zn sont inférieurs à 10% suggérant que ces deux éléments sont plus stable que le Cd et leurs origine est plus probablement naturelle (Kabala and Singh, 2001 ; Lei et al., 2010 ; Ogundiran and Osibanjo, 2016) .

Les ETMs ayant un facteur de bioconcentration élevé migrent plus facilement vers la partie comestible de la plante que ceux qui ont un faible facteur de bioconcentration. Le facteur de bioconcentration de 0,1 indique que la plante exclut l'élément de ses tissus tandis que le BCF de 0,2 le risque de contamination des métaux par des activités anthropiques et donc la nécessité d'une surveillance environnementale de la zone sera nécessaire (Bassey et al., 2014). Les valeurs de BCF diffèrent selon les endroits et les espèces végétales, la différence de BCF entre les sites peut être liée à la gestion des éléments nutritifs du sol et/ou aux propriétés physiques et chimiques du sol (Tasrina et al., 2015 ; Balkhair and Ashraf, 2016).

III. Evaluation du risque pour la santé

Dans la présente étude, les Quotient de risque (HQ) pour les adultes suivent l'ordre décroissant suivant : Cd > Pb > Zn. Les moyennes de la dose journalière estimée (EDI) du Pb, Cd et Zn étaient inférieures mais proches à la dose journalière admissible (DJA) fixée par l'OMS / FAO (3.6, 1 et 667 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ respectivement), avec un dépassement au niveau de quelques sites. Ces résultats suggèrent que le cadmium était l'élément majeur contribuant au risque potentiel pour la santé, suivi du plomb. Ceci est en accord avec les résultats d'une étude effectuée dans la ville de Nanjing, dans le sud-est de la Chine par Hu et al. (2014). De même, Khan et al. (2013) ; Rostomi et al. (2020) ont mené des études pour évaluer les concentrations des ETMs dans des sols agricoles et ils ont indiqués que seul le Cd représentait un risque pour la santé humaine.

En général, les (HI) dans la majorité des sites étudiés sont supérieures à 1 (seuil de sécurité), ce qui suggère qu'il y a un risque sérieux pour la santé des citoyens associé à la consommation des tomates cultivées dans ces zones est la survenue d'un effet toxique est très probable.

Ces résultats sont en accord avec des résultats obtenus dans une étude réalisée en Algérie par (Cherfi et al., 2014) sur différentes cultures, indiquant que les quotients de risque (HQ) pour le Pb et le Zn sont inférieurs à 1 dans les tomates, à l'exception des pommes de terre qui avaient des HQ supérieur à 1 suggérant un risque potentiel pour la santé des consommateurs de ce légume. De plus, les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec des recherches antérieures réalisées par. Par ailleurs, le HQ du Cd dans les sites 5, 6 et 7 est supérieur à 1, ce qui suggère que les habitants peuvent être exposé a un risque potentiel important pour la santé uniquement à cause de la consommation des tomates cultivées dans ces sites. Aussi, une attention particulière devrait être accordée du fait que les HQ du Pb et du Cd sont proches à la valeur seuil de 1.

Contrairement au Pb et au Cd, les HQ du Zn sont généralement inférieurs à 1 ce qui signifie qu'il n'y a aucun risque causé par cet élément pour la santé des consommateurs des tomates cultivées dans cette région. Le HQ du Zn est le plus bas, par rapport au Pb et Cd, ce qui peut être attribué à sa dose de référence (RfD) plus élevée ainsi que des teneurs faible enregistrées dans les tomates par rapport aux normes.

Cependant, contrairement à notre étude, les valeurs de l'indice de risque (HI) étaient inférieures. au seuil de sécurité de 1 dans des études précédentes (Hua et al., 2017 ; Hub et al., 2017 ; Han et al., 2018)

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les résultats obtenus dans le présent travail ont permis d'apporter des nouvelles données sur les teneurs en éléments traces métalliques (ETMs) et leurs sources possibles dans les sols agricoles et les tomates sous serre de la région de Jijel, l'une des zones les plus fertiles d'Afrique du Nord en raison de son climat pluvieux méditerranéen. Du fait qu'il n'y a pas assez de données concernant ce sujet, les informations présentes ici sont d'une importance capitale dans l'évaluation du risque de l'exposition aux ETM d'origine agricole.

Pour atteindre nos objectifs, nous avons suivi une méthodologie qui repose sur :

- L'analyse physicochimique des sols agricoles.
- L'évaluation du degré de contamination des sols agricoles sous serre en utilisant deux méthodes d'extraction, à savoir, l'extraction par l'eau régale (ER) qui présente des teneurs pseudo totales et l'extraction par l'acide fluorhydrique (HF) qui présente ainsi des teneurs totales.
- L'évaluation de la fraction échangeable des ETMs en utilisant l'EDTA pour estimer la mobilité de ces éléments.
- L'évaluation du degré de contamination des tomates cultivées sous serre dans la région de Jijel étant la première culture dans cette région.
- Evaluer les risques sanitaires liés à la consommation des tomates contaminées par les éléments traces métalliques

Les résultats ainsi obtenus dans cette étude nous ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- Les sols étudiés sont riches en matière organique présentant ainsi des pH neutres à faiblement alcalins avec un caractère non salin et une faible CEC, quant au calcaire total, les sols étudiés sont faiblement à modérément calcaires.
- Les concentrations du Pb et du Zn des sols agricoles sous serre extrait par l'eau régale ne dépassent pas les normes Canadiennes et Chinoises. Tandis que les

concentrations du Cd extraits par l'eau régale dans la majorité des sites dépassent les normes Chinoises (0.3 mg.kg^{-1}).

- Bien que les concentrations en Pb et en Zn dans les échantillons extraits par l'eau régale n'excèdent pas les normes canadiennes, ces mêmes sols traités par l'HF présentent par contre des valeurs qui dépassent ces normes dans plusieurs sites.
- Le rendement de la méthode d'extraction par l'HF est significativement plus élevé que celui de l'eau régale. Cette différence est probablement en relation avec la composition du sol et la forme du métal. De telles variables doivent être prises en considération pour éviter des résultats mal interprétés dans les études de biosurveillance et l'évaluation des dangers.
- Les teneurs en ETMs étudiés variaient d'un site à l'autre. Selon les valeurs des indices de pollutions (IPI), tous les sites sont contaminés par des ETM avec différents degrés de pollution. Dont la majorité présente une légère pollution.
- Les concentrations du Pb, du Cd et du Zn dans les sols cultivés (sous serres) et les sols témoins (extérieur des serres) varient d'un site à l'autre d'une part, et d'une méthode d'extraction à une autre d'autre part. De plus, l'absence de données sur le fond pédo-géochimique de la région rend difficile la distinction des ETMs d'origine anthropique de ceux d'origine naturelle. Néanmoins, les sites présentant des concentrations significativement plus élevées dans les sols cultivés par rapport aux sols témoins indiquent probablement que les activités agricoles ont des effets sur les teneurs en ETMs dans les sols agricoles. Tandis que les sites qui ne présentent aucune différence entre les sols provenant de l'intérieur et de l'extérieur des serres indique que les intrants agricoles n'ont pas d'effet remarquable sur les concentrations des ETMs dans les sols agricoles. On note ainsi, que le site 6 (SDA) présente des teneurs en Pb et Cd significativement plus élevées dans les sols prélevés à l'extérieur des serres que dans ceux prélevés à l'intérieur. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les sols agricoles de cette région (Sidi Abdelaziz) sont situés le long de l'autoroute, favorisant ainsi la contamination des sols à l'extérieur des serres par les sous-

produits de la circulation routière. De plus cette région correspond à un village agricole caractérisé par des habitations de densité croissante et qui présente d'autres sources de pollution liées aux déchets ménagers.

- Les concentrations du Pb et du Cd dans les fruits de tomates dépassent largement les seuils fixés par l'OMS/FAO. Cela est dû probablement par le fait que ces éléments pénètrent dans les plantes non seulement par les racines mais également par les parties aériennes. Par ailleurs, les niveaux de Zn dans les tomates enregistrés dans la présente étude étaient inférieurs aux normes fixées par l'OMS / FAO.

La contamination des différents compartiments de l'environnement par les ETMs est de plus en plus préoccupante dans le monde entier. La connaissance des sources de contamination des sols agricoles par ces éléments est nécessaire pour améliorer la sécurité alimentaire en minimisant les risques d'insécurité alimentaire et de problèmes de santé. De ce fait, plusieurs actions doivent être réalisées en perspectives. Les politiques nationales actuelles en matière d'environnement devraient être renforcées pour que la contamination des écosystèmes par les ETMs soit minimisée. Cela aidera à réduire les risques pour la santé de la population dans son ensemble. Pour cela, il est nécessaire de déterminer la contamination par les ETMs dans autant de fermes que possible afin de disposer de données suffisantes pour l'évaluation des risques qui informeront les décideurs politiques dans la formulation de stratégies pour empêcher la contamination des sols agricoles.

Ainsi, Il est primordial d'évaluer le font pédo-géochimique afin de bien comprendre les sources probables des ETMs dans les sols agricoles et de bien distinguer les teneurs naturelles de celles anthropiques.

De plus, d'autres études devraient être menées sur la spéciation et la biodisponibilité des ETM dans les sols afin d'établir des normes environnementales spécifiques basées sur la biodisponibilité de ces éléments dans les sols agricoles. En outre, il est fortement recommandé de protéger les sols agricoles de l'accumulation des ETMs à long terme et d'assurer la sécurité alimentaire grâce à une surveillance régulière de la concentration de ces substances dans les sols agricoles et des plantes cultivées.

Pour mieux contrôler la pollution des sols et des plantes cultivées en Algérie, surtout que cette dernière vise à exporter de plus en plus de produits agricoles vers des pays étrangers, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer la concentration des ETMs dans différents sols agricoles et plantes cultivées dans différentes régions du pays. Cependant, les concentrations des ETMs dans les sols doivent être surveillées périodiquement et des pratiques pour améliorer la gestion des sols sont nécessaires pour minimiser les différents impacts possibles.

Dans la région de Jijel, les informations sur la contamination des sols agricoles par les ETMs sont insuffisantes voire rares. Cependant, cette étude est considérée comme la première réalisée sur les sols agricoles de Jijel, elle pourrait servir de référence pour les futures études de surveillance de la pollution à Jijel et dans les environs. En outre, plus de recherches sur les sources probables de contamination par les d'autres ETMs et d'autres produits agricoles sont souhaitables.

Références bibliographiques

A

- Abdurrahman, S., Shawai, A., Muktar, H. I., Bataiya, A. G., Abdullahi, I. I., Shamsuddin, I. M., & Yahaya, A. S. (2017). A Review on Heavy Metals Contamination in Water and Soil : Effects , Sources and Phytoremediation Techniques, 2(2), 21–27. <https://doi.org/10.11648/j.ijmpem.20170202.12>.
- Abosede, O. A. (2017). Review on heavy metals contamination in the environment, 4(1), 1–6.
- Adama, M., & Esena, R. (2016). Heavy Metal Contamination of Soils around a Hospital Waste Incinerator Bottom Ash Dumps Site, 2016.
- Adimalla, N., Qian, H., & Wang, H. (2019). Assessment of heavy metal (HM) contamination in agricultural soil lands in northern Telangana, India: an approach of spatial distribution and multivariate statistical analysis. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 246
- Aelion, C. M., Davis, H. T., McDermott, S., & Lawson, A. B. (2008). Metal concentrations in rural topsoil in South Carolina: potential for human health impact. *Science of the total environment*, 402(2-3), 149-156.
- AFNOR (NF X31-147). 1996. Qualité des sols-Sols-sédiments-Mise en solution totale par attaque acide.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2005). Toxicological profile for zinc. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012). Toxicological profile for cadmium. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services.
- Aghoghovwia, O. A., Miri, F. A., & Izah, S. C. (2018). Impacts of anthropogenic activities on heavy metal levels in surface water of Nun River around Gbarantoru and Tombia towns, Bayelsa State, Nigeria. *Annals of Ecology and Environmental Science*, 2(2), 1-8.

- Ahaneku, I.E. & Sadiq, B.O. (2014). Assessment of Heavy Metals in Nigerian Agricultural Soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(4), 1091–1100.
- Ahdm, M. C. M. F. (2000). The Influence of Organic Matter Content of Contaminated Soils on the Leaching Rate of Heavy Metals, 19(1), 53–58.
- Alghobar, M. A., & Suresha, S. (2017). Evaluation of metal accumulation in soil and tomatoes irrigated with sewage water from Mysore city, Karnataka, India. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 16(1), 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2015.02.002>.
- Al-Hwaiti, M., & Al-Khashman, O. (2015). Health risk assessment of heavy metals contamination in tomato and green pepper plants grown in soils amended with phosphogypsum waste materials. *Environmental geochemistry and health*, 37(2), 287-304.
- Ali, M. H. H., & Al-Qahtani, K. M. (2012). Assessment of some heavy metals in vegetables, cereals and fruits in Saudi Arabian markets. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 38(1), 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2012.08.002>
- Alloway B. J., (1995). *Soil processes and the behavior of metals*. New York, Wiley, pp. 38- 57.
- Ali, H., & Khan, E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term “heavy metals” – proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 100(1), 6–19.
- Alloway, B. J. (2010). *Heavy metals in soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability: third Edition*.
- Alloway, B.J., (1990). Cadmium, In: Allow, B.J. *Heavy metals in soils*. Blackie, Glasgow, 100-142.
- Alloway.B.J. (1992). *Heavy metals in soil*, Blackie Academic and Professional, 363 p.
- Alsaleh, K. A. M., Meuser, H., Usman, A. R. A., Al-wabel, M. I., & Al-farraj, A. S. (2018). A comparison of two digestion methods for assessing heavy metals level in urban soils influenced by mining and industrial activities. *Journal of*

- Environmental Management, 206, 731–739.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.026>.
- Appenroth, K. (2010). Definition of “ Heavy Metals ” and Their Role in Biological Systems, 19, 19–30. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8>.
- Arnesen, A., & Singh, B.R. (1998). Plant uptake and DTPA-extractability of Cd, Cu, Ni and Zn in a Norwegian alum shale soil as affected by previous addition of dairy and pig manures and peat. *Can J Soil Sci.*, 78(3), 531–539.
- Arora, S., Jain, C. K., & Lokhande, R. S. (2017). Res Review of Heavy Metal Contamination in Soil. *Int J Environ Sci Nat Res IJESNR*.MS.ID, 3555625(35), 1–6. <https://doi.org/10.19080/IJESNR.2017.03.555625>.
- Atek, M., Laid, Y., Mezimeche, N., Boutekdjiret, L., & Lebcir, H. (2010). L’Obésité chez l’adulte de 35 à 70 ans en Algérie. Projet TAHINA. Institut national de santé publique Alger Algérie, 1-93.
- Smouni, A., Ater, M., Auguy, F., Laplaze, L., El Mzibri, M., Berhada, F & Dumas, P. (2010). Évaluation de la contamination par les éléments-traces métalliques dans une zone minière du Maroc oriental. *Cahiers Agricultures*, 19(4), 273-279.
- Aziz, R. A., Rahim, S. A., Sahid, I., Idris, W. M. R., & Bhuiyan, M. A. R. (2015). Determination of heavy metals uptake in soil and paddy plants. *American-Eurasian Journal of Agriculture & Environmental Science*, 15(2), 161-164.
- Azizi, M. H., & Azizi, F. (2010). Lead poisoning in the world and Iran. *The international journal of occupational and environmental medicine*, 1(2).

B

- Babayemi, J. O., Ogundiran, M. B., & Osibanjo, O. (2016). Overview of environmental hazards and health effects of pollution in developing countries: a case study of Nigeria. *Environmental Quality Management*, 26(1), 51-71.
- Badra, A., & Qu, A. (2005). Guide de référence en fertilisation, pp 1–15. 1 ère édition, Centre de de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Québec.

- Bailey, E. H., Mosselmans, F.W., & Young, S.D. (2005). Time-dependent surface reactivity of Cd sorbed on calcite, hydroxylapatite and humic acid. *Mineralogical Magazine*, 69(5).
- Baize, D., & Jabiol, B. (1995). Guide pour la description des sols. Quae, 375p.
- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Editions INRA, Paris. France, 408 p.
- Baize, D. (2000). Guide des analyses en pédologie : 2e édition, revue et augmentée. Editions Quae, 254p.
- Baize, D., Saby, N., Deslais, W., Bispo, A., & Feix, I. (2006). Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols – Principaux résultats et enseignements d'une collecte nationale. *Etude et Gestion Des Sols*, 2, 181–200.
- Baize, D., Saby, N., Deslais, W., Bispo, A., & Feix, I. (2007). Content of eight trace metals (Cd , Cr , Cu , Hg , Ni , Pb , Se , Zn) in french arable topsoils .ADEM, INRA, 86p.
- Balkhair, K. S., & Ashraf, M. A. (2016). Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 23(1), S32–S44.<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.09.023>
- Baltas, H., Sirin, M., Gökbayrak, E., & Ozcelik, A. E. (2020). A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop province, Turkey. *Chemosphere*, 241, 125015.
- Banerjee, U. S., & Gupta, S. (2017). Metal Contamination in Cultivated Vegetables and Agricultural Soils Irrigated with Untreated Industrial Wastewater. *Environmental Pollution and Protection*, 2(1), 15–22. <https://doi.org/10.22606/epp.2017.21003>.
- Bánfalvi, G. (2011). Heavy metals, trace elements and their cellular effects. In *Cellular effects of heavy metals* (pp. 3-28). Springer, Dordrecht.

- Barakat, N., Laudadio, V., Cazzato, E., & Tufarelli, V. (2013) Antioxidant potential and oxidative stress markers in wheat (*Triticum aestivum*) treated with phytohormones under salt-stress condition. *Int J Agric Biol*, 843–849.
- Baraud, F., & Leleyter, L. (2006). Influence de fertilisants NPK sur la spéciation minéralogique et la biodisponibilité des métaux dans les sols. In *Proceedings, 12ème Colloque National de la Recherche en IUT, Brest*.
- Bassey, F.I., Iwegbue, C.M.A., Obi-Iyeke, G.E., Tesi, G.O., Rotu, A.R., Gobe, O.A., & Tsafe, A.I. (2014). Heavy metals in soils and tomatoes grown in urban fringe environment in Asaba, Delta State, Nigeria. *Nigerian Journal of Basic and Applied Science*, 22(1-2), 27-31.
- Benlkhoubi, N., Saber, S., Lebkiri, A., Rifi, E. H., Elfahime, E., & Khadmaoui, A. (2015). Accumulation des métaux lourds dans les sols agricoles irrigués par les eaux du bassin hydraulique de Sebou au niveau de la ville de Kenitra (MAROC). 12(2), 334–341.
- Benson, N. U., Anake, W. U., & Etesin, U. M. (2014). Trace Metals Levels in Inorganic Fertilizers Commercially Available in Nigeria, 3(4), 610–620.
- Bhuiyan, M. A. H., Suruvi, N. I., Dampare, S. B., Islam, M. A., Quraishi, S. B., Ganyaglo, S., & Suzuki, S. (2011). Investigation of the possible sources of heavy metal contamination in lagoon and canal water in the tannery industrial area in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 175(1–4), 633–649. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1557-6>.
- Bielicka-Giełdoń, A., Ryłko, E., & Żamojć, K. (2013). Distribution, bioavailability and fractionation of metallic elements in allotment garden soils using the BCR sequential extraction procedure. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(4).
- Bingham, F. T., Sposito, G., & Strong, J. E. (1984). The Effect of Chloride on the Availability of Cadmium¹. *Journal of Environmental Quality*, 13(1), 71-74.
- Bolan, N. S., Makino, T., Kunhikrishnan, A., Kim, P. J., Ishikawa, S., Murakami, M., Naidu, R., & Kirkham, M. B. (2013). Cadmium contamination and its risk

- management in rice ecosystems. In *Advances in agronomy* (Vol. 119, pp. 183-273).
- Borgese, L., Federici, S., Zacco, A., Gianoncelli, A., Rizzo, L., Smith, F. Donna, R. Lucchini, L. E. Depero & Bontempi, E. (2013). Metal fractionation in soils and assessment of environmental contamination in Vallecamonica, Italy. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 5067-5075.
- Borui, L., Qing, H., Huajie, C., Xiang, G., Tingting, W., & Mingying, G. (2017). ce pt us cr. *Pedosphere: An International Journal*, 160. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60361-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60361-8).
- Bouchouata, O., Jaafar, B., Bounakhla, M., Doukkali, A., & Attarassi, B. (2011). Etude de la contamination par les métaux lourds des eaux d'irrigation et les cultures maraîchères dans la zone M'nasra (Gharb, Maroc). *ScienceLib Editions Mersenne*, 3, 1-11
- Bouhata, R., Kalla, M., & Driddi, H. (2015). Cartographie de la variabilité spatiale de la salinité du sol dans de la zone endorhéique de gadaine (nord-est algérien). *Rev. Roum. Géogr./Rom. Journ. Geogr.*, 59, (1), p. 63–69.
- Bowen, H. J. M. 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press.
- Brallier, S., Harrison, R.B., Henry, C.L. & Dongsen, X. (1996). Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water, Air and soil Pollution*, 86, 195-206.
- Brigden, K., Stringer, R. & Santillo, D. (2002). Heavy metal and radionuclide contamination of fertilizer products and phosphogypsum waste produced by the Lebanese Chemical Company, Lebanon. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 13.
- Burnol, A., & Duro, L.M. (2005). *Eléments traces métalliques Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport final, édition ENRIS*, 119p.

Bvenura, C., & Afolayan, A. J. (2012). Heavy metal contamination of vegetables cultivated in home gardens in the Eastern Cape. *South African Journal of Science*, 108(9–10), 1–6. <https://doi.org/10.4102/sajs.v108i9/10.696>.

C

Chaléard, C., Mauchien, P., Andre, N., Uebbing, J., Lacour, J. L., & Geertsen. C. (1997). Correction of matrix effects in quantitative elemental analysis with laser ablation optical emission spectrometry. *J. Anal. At. Spectrom.*, 12 :183–188.

Cai, L., Xu, Z., Ren, M., Guo, Q., Hu, X., Hu, G., ... Peng, P. (2012). Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, 2–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.004>

Calvet, R. (2003). *Le sol. Propriétés et fonctions. Tome 1 : constitution et structure, phénomènes aux interfaces.* Éditions France Agricole, Dunod, 458 p.

Castelli, M., Rossi, B., Corsetti, F., Mantovani, A., Spera, G., Lubrano, C., Silvestroni, L., Patriarca, M., Chiodo, F., & Menditto, A., (2005). Levels of cadmium and lead in blood: an application of validated methods in a group of patients with endocrine/metabolic disorders from the Rome area. *Microchemical Journal*, 79 (1–2), 349-355.

CCME (Canadian Council Of Ministers Of The Environment). (2007). *Canadian soil quality Guidelines for the protection of environmental and human health. National Guidelines and Standards Office*, pp. 1-7. Quebec. Publication No. 1299.

Chaignon, V., Sanchez-Neira, I., Herrmann, P., Jaillard, B., & Hinsinger, P. (2003). Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental pollution*, 123(2), 229-238.

Chaleard, C., Mauchien, P., Andre, N., Uebbing, J., Lacour, J. L., & Geertsen, C. (1997). Correction of matrix effects in quantitative elemental analysis with laser ablation

- optical emission spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 12(2), 183-188.
- Chandra, G., Aggarwal, A., Kumar, M., & Kumar, A. (2018). Journal of Trace Elements in Medicine and Biology Effect of zinc and vitamin E supplementation on hormones and blood biochemicals in peri-partum Sahiwal cows. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, (February), 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.015>.
- Chen, H. Y., Teng, Y. G., Wang, J. S., Song, L. T., & Zuo, R. (2013). Source apportionment of sediment PAHs in the Pearl River Delta region (China) using nonnegative matrix factorization analysis with effective weighted variance solution. *Science of the total environment*, 444, 401-408.
- Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., & Wang, J. (2015). Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the Total Environment*, 512–513, 143–153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.025>.
- Chen, Y.F. (2011). Review of the research on heavy metal contamination of China's city soil and its treatment method. *China Population, Resources and Environment*, 2011, 21(3), 536-539.
- Chenu, C., & Brund, A. (1998). Constituants et organisation du sol, In *Sol : interface fragile*, Stengel, P., Gelin, S. INRA. Paris, pp 3-17.
- Cherfi, A., Abdoun, S., & Gaci, O. (2014). Food survey: Levels and potential health risks of chromium, lead, zinc and copper content in fruits and vegetables consumed in Algeria. *Food and Chemical Toxicology*, 70(May), 48–53. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2014.04.044>.
- Chibuike, G. U., & Obiora, S. C. (2014). Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods. *Applied and Environmental Soil Science*, 2014.
- Chiffolleau, J. F., Claisse, D., Cossa, D., Ficht, A., & Gonzalez, J. L. (2001). La contamination métallique.

- Chopra, A. K., & Pathak, C. (2015). Accumulation of heavy metals in the vegetables grown in wastewater irrigated areas of Dehradun, India with reference to human health risk. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(7).
- Chouteau, C., Dzyadevych, S., Chovelon, J. M., & Durrieu, C. (2004). Development of novel conductometric biosensors based on immobilised whole cell *Chlorella vulgaris* microalgae. *Biosensors and Bioelectronics*, 19(9), 1089-1096.
- Chu, S., Wu, D., Liang, L. L., Zhong, F., Hu, Y., Hu, X., ... & Zeng, S. (2017). Municipal sewage sludge compost promotes *Mangifera persiciforma* tree growth with no risk of heavy metal contamination of soil. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.
- Clément, M. & Françoise P. (2003). *Analyse chimique des sols : méthodes choisies*. Éd TEC et DOC Londres-Paris- New York. 388p.
- CNEMC (China National Environmental Monitoring Center). (1990). *The Background Concentrations of Soil Elements of China*: China Environmental Science Press: Beijing, China.
- CNEPA (China National Environmental Protection Agency). (2006). *Environmental Quality Evaluation Standard for Farmland of Greenhouse Vegetables Production*.
- Colinet, G., Baize, D., Delcarte, E., Marcoen, J. M., Carletti, I., & Bock, L. (2004). Comparaison de différentes méthodes de détermination des teneurs en éléments majeurs et traces dans les sols. Actes des 8emes JNES.
- Corguinha, A. P. B., Souza, G. A. de, Gonçalves, V. C., Carvalho, C. de A., Lima, W. E. A. de, Martins, F. A. D., ... Guilherme, L. R. G. (2015). Assessing arsenic, cadmium, and lead contents in major crops in Brazil for food safety purposes. *Journal of Food Composition and Analysis*, 37, 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2014.08.004>.
- CRAAQ. 2003. *Guide de référence en fertilisation*. ed. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.

D

- Dauguet, S., Denaix, L., Nguyen, C., Royer, E., Levasseur, P., Lespes, G., ... & Pouech, P. (2011). *Innovations Agronomiques* 17 (2011), 175-190, 17, 175–190.
- De Temmerman, L., Ruttens, A., & Waegeneers, N. (2012). Impact of atmospheric deposition of As, Cd and Pb on their concentration in carrot and celeriac. *Environmental pollution*, 166, 187-195.
- Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., ... & Leyval, C. (2003). Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces (influence des micro-organismes du sol). p34-54.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., & Mbonimpa, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2).
- Dong, R., Jia, Z., & Li, S. (2018). Risk assessment and sources identification of soil heavy metals in a typical county of Chongqing Municipality, Southwest China. *Process Saf. Environ.*, 113, 275-281.
- Duffus, J. H. (2002). " Heavy metals" a meaningless term?(IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry*, 74(5), 793-807.

E

- Efremova, M. & Izosimova, A. (2000). Contamination of Agricultural Soils with Heavy Metals 35. 250-252.
- Ekengele Nga, L., Mabrey Sadjo, S., Zo'o Zame, P. (2016). Evaluation de la contamination métallique des sols exposés à l'incinération des pneus d'automobiles dans la ville de Ngaoundéré (Cameroun) Assessment of metal contamination of soils exposed to car tires burning in Ngaoundere (Cameroon). *J. Mater. Environ. Sci.*, 7 (12), 4633-4645.

- El Hachimi, M. L., Fekhaoui, M., El Abidi, A., & Rhoujatti, A. (2014). Contamination des sols par les métaux lourds à partir de mines abandonnées: Le cas des mines Aouli-Mibladen-Zeïda au Maroc. *Cahiers Agricultures*, 23(3), 213–219. <https://doi.org/10.1684/agr.2014.0702>.
- Eqani, S. A. M. A. S., Kanwal, A., Bhowmik, A. K., Sohail, M., Ullah, R., Ali, S. M., ... & Shen, H. (2016). Spatial distribution of dust-bound trace elements in Pakistan and their implications for human exposure. *Environmental Pollution*, 213, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.017>.
- Esmailzadeh, M., Jaafari, J., Mohammadi, A. A., Panahandeh, M., Javid, A., & Javan, S. (2019). Investigation of the extent of contamination of heavy metals in agricultural soil using statistical analyses and contamination indices. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(5), 1125-1136.

F

- Facchinelli, A., Sacchi, E., & Mallen, L. (2001). Multi-variate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*, 114, 313–324.
- Fagbote, E. O. & Olanipekun, E. O. (2010). Evaluation of the status of heavy metal pollution of sediment of Agbabu bitumen deposit area, Nigeria. *Eur. J. Sci. Res.* 41(3), 373-382.
- Fallis, a. . (2013). Assessment of heavy metal pollution in soils and water of samburu county ,kenya. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689–1699. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Fan, S., & Wang, X. (2017). Analysis and Assessment of Heavy Metals Pollution in Soils around a Pb & Zn Smelter in Baoji City, Northwest China, 7039(April). <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1300857>.
- Farid, G., Sarwar, N., Saifullah, A. A., Ghafoor, A., & Rehman, M. (2015). Heavy Metals (Cd, Ni and Pb) contamination of soils, plants and waters in Madina Town of

Faisalabad Metropolitan and preparation of Gis Based Maps. *Adv Crop Sci Tech*, 4(2).

Fernandez-Luqueno, F., López-Valdez, F., Gamero-Melo, P., Luna-Suárez, S., Aguilera-González, E. N., Martínez, A. I., ... & Pérez-Velázquez, I. R. (2013). Heavy metal pollution in drinking water-a global risk for human health: A review. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(7), 567-584.

Förstner, U., & Wittmann, G. T. (2012). *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Science & Business Media.

G

Garau, G., Castaldi, P., Santona, L., Deiana, P., & Melis, P. (2007). Influence of redmud, zeolite and lime on heavy metal mobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. *Geoderma*, 142, 47–57.

Garcia-Miragaya, J., & Page, A.L. (1976). Influence of Ionic Strength and Inorganic Complex Formation on the Sorption of Trace Amounts of Cd by Montmorillonite 1. *Soil Science Society of America Journal*, 40(5), 658-663.

Gharaibeh, M. A., Albalasmeh, A. A., Marschner, B., & Saleem, Y. (2016). Cadmium uptake and translocation of tomato in response to simulated irrigation water containing elevated concentrations of cadmium and zinc in clayey soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 227(5). <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2829-8>.

Giri, S., Singh, A. K., & Mahato, M. K. (2017). Metal contamination of agricultural soils in the copper mining areas of Singhbhum shear zone in India. *Journal of Earth System Science*, 126(4), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s12040-017-0833-z>

Go, A. (2016). *The Soil. Physical, Chemical and Biological Properties*, 15–27. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8>.

Gobat, J. M., Aragno, M., & Matthey, W. (2010). *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols (Vol. 14)*. PPUR Presses polytechniques. 819 p.

- Godin, P. (1983). Les sources de pollution des sols: essai de quantification des risques dus aux éléments traces. *Bulletin de l'Association française pour l'étude du sol*, (2), 73-87.
- Gremoin, F., Chatzinotas, A., Kaufmann, K., Von Sigler, W., Harms, H. (2004) Impact of heavy metal contamination and phytoremediation on a microbial community during a twelve-month micro- cosm experiment. *FEMS Microb Ecol*, 48,73–283.
- Guan, Q., Wang, F., Xu, C., Pan, N., Lin, J., Zhao, R. & Luo, H. (2017). Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China. *Chemosphere*.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.151>.
- Guero ,Y., Tidjani, A.D., Ambouta, K.J.M., Feidt, C., Sterckeman, T., & Echevarria, G. (2013). Evaluation de la contamination des sols par les éléments traces métalliques dans les zones urbaines et périurbaines de la ville de Niamey (Niger). *Revue des bioressources*, 3, 82-95.
- Guo, W., Dai, J. L., & Wang, R. Q. (2012). Progress in the effect of dissolved organic matter on adsorption of heavy metals by soil. *Chin J Soil Sci*, 43(3), 761-768.
- Gupta, S.K., Vollmer, M.K. & Krebs, R. (1996). The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *Science of the Total Environment*.178, 11-20.

H

- Hafen, M. R., & Brinkmann, R. (1996). Analysis of lead in soils adjacent to an interstate highway in Tampa, Florida. *Environmental Geochemistry and Health*, 18,171–179.
- Haghiri, F. (1974). Plant uptake of cadmium as influenced by cation ex- change capacity, organic matter, zinc and soil temperature. In: *J. Environ. Qual.*, 3,180.
- Han, D., Cheng, J., Hu, X., Jiang, Z., Mo, L., Xu, H., ... & Wang, H. (2017). Spatial distribution, risk assessment and source identification of heavy metals in sediments of the Yangtze River Estuary, China. *Marine pollution bulletin*, 115(1-2), 141-148.

- Han, W., Gao, G., Geng, J., Li, Y., & Wang, Y. (2018). Ecological and health risks assessment and spatial distribution of residual heavy metals in the soil of an e-waste circular economy park in Tianjin, China. ECSN. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.043>.
- Han, W., Gao, G., Geng, J., Li, Y., Wang, Y. 2018. Ecological and health risks assessment and spatial distribution of residual heavy metals in the soil of an e-waste circular economy park in Tianjin, China. Chemosphere.
- Han, Y., Du, P., Cao, J., & Posmentier, E. S. (2006). Multi-variate analysis of heavy metal contamination in urbandusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, 355, 176–186.
- He, Z. L., Yang, X. E., & Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace elements in Medicine and Biology*, 19(2-3), 125-140.
- Hellen, L. E., & Othman, O. C. (2016). Heavy Metal Levels in Soil, Tomatoes and Selected Vegetables from Morogoro Region, Tanzania. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 4(3), 82-88
- Hembrom, S., Singh, B., Gupta, S. K., & Nema, A. K. (2020). A Comprehensive Evaluation of Heavy Metal Contamination in Foodstuff and Associated Human Health Risk: A Global Perspective. In *Contemporary Environmental Issues and Challenges in Era of Climate Change* (pp. 33-63). Springer, Singapore.
- Herath, D., Pitawala, A. & Gunatilake, J. (2016). Heavy metals in road deposited sediments and road dusts of Colombo Capital, Sri Lanka. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*, 44, 193–202.
- Hertig, J. A. (2006). *Etudes d'impact sur l'environnement* (Vol. 23). PPUR presses polytechniques.
- Hill, S. J., & Fisher, A. S. (2017). Atomic Absorption , Methods and Instrumentation. *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry* (3rd ed.). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803224-4.00099-6>.

- Hoodaji, M., Ataabadi, M., & Najafi, P. (2012). Biomonitoring of airborne heavy metal contamination. *Air Pollut.–Monit., Model., Health Control*, 21.
- Hseu, Z. Y., Chen, Z. S., Tsai, C. C., Tsui, C. C., Cheng, S. F., Liu, C. L., & Lin, H. T. (2002). Digestion methods for total heavy metals in sediments and soils. *Water, air, and soil pollution*, 141(1-4), 189-205.
- Hua, B., Jia, X., Hu, J., Xu, D., Xia, F., & Li, Y. (2017). Assessment of Heavy Metal Pollution and Health Risks in the Soil-Plant-Human System in the Yangtze River Delta , China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14, 1042 <https://doi.org/10.3390/ijerph14091042>
- Hu, W., Chen, Y., Huang, B., & Niedermann, S. (2014). Human and Ecological Risk Assessment: Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soils and Vegetables from a Typical Greenhouse Vegetable Production System in China, (September), 37–41. <https://doi.org/10.1080/10807039.2013.831267>
- Hub, W., Huang, B., Tian, K., Holm, P. E., & Zhang, Y. (2017). Chemosphere Heavy metals in intensive greenhouse vegetable production systems along Yellow Sea of China: Levels , transfer and health risk. *Chemosphere*, 167, I–IV. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.122>.
- Hu, W., Wang, H., Dong, L., Huang, B., Borggaard, O. K., Hansen, H. C. B., & Holm, P. E. (2018). Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China: an integrated approach. *Environmental Pollution*, 237, 650-661.
- Hu, Y., & Cheng, H. (2016). A method for apportionment of natural and anthropogenic contributions to heavy metal loadings in the surface soils across large-scale regions. *Environmental pollution*, 214, 400-409.
- 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. *J. Environ. Manag.*, 207, 159–168.
- Huang, Y., Wang, L., Wang, W., Li, T., He, Z., & Yang, X. (2019). Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 651, 3034-3042.

I

- Idera, F., Omotola, O., Paul, U. J., & Adedayo, A. (2014). Evaluation of the effectiveness of different acid digestion on sediments. *matrix*, 12, 13.
- ISO 10694. (1995). Soil quality: Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
- ISO 10694. 1995. Soil quality: Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
- ISO 11466. (1995). Soil quality: Extraction of heavy metals soluble in aqua regia.
- Ivezić, V. (2011): Trace metal availability in soil under different land uses of the Danub basin in Croatia. Norwegian University of Life Science, Norway.
- Izah, S. C., & Angaye, T. C. (2016). Heavy metal concentration in fishes from surface water in Nigeria: Potential sources of pollutants and mitigation measures. *Sky Journal of Biochemistry Research*, 5(4), 31-47.

J

- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity , mechanism and health effects of some heavy metals, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>.
- Jan, A. T., Azam, M., Siddiqui, K., Ali, A., & Choi, I. (2015). Heavy Metals and Human Health: Mechanistic Insight into Toxicity and Counter Defense System of Antioxidants, *International journal of molecular sciences*, 16(12), 29592-29630. <https://doi.org/10.3390/ijms161226183>.
- Ji, W., Chen, Z., Li, D., & Ni, W. (2012). Identifying the criteria of cadmium pollution in paddy soils based on a field survey. *Energy Procedia*, 16, 27-31.
- Ji, K., Kim, J., Lee, M., Park, S., Kwon, H. J., Cheong, H. K., Jang, J.Y., & Lee, K. Y. (2013). Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near abandoned metal mines in Goseong, Korea. *Environmental Pollution*, 178, 322-328.

- Jia, Z., Li, S., Wang, & Li. (2018). Assessment of soil heavy metals for eco-environment and human health in a rapidly urbanization area of the upper Yangtze Basin. *Sci. Rep.*, 8, 3256.
- Jiang, Y., Chao, S., Liu, J., Yang, Y., Chen, Y., Zhang, A., & Cao, H. (2017). Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 168, 1658–1668.
- Jung, M. C. (2008). Heavy Metal Concentrations in Soils and Factors Affecting Metal Uptake by Plants in the Vicinity of a Korean Cu-W Mine. *Sensors*, 8(4), 2413–2423.
- Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linères, M., Mocquot, B., Feix, I., & Wiart, J. (1995). Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. In *Convention Ademe/INRA*.

K

- Kabala, C., & Singh, B. R. (2001). Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 485-492.
- Kabata-Pendias, A. Trace elements in soils and plants, 2010, 4th edition. CRC press.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. Trace elements in soils and plants; 1992, 2nd edition. CRC press.
- Kabata-Pendias, A. (2004). Soil – plant transfer of trace elements – an environmental issue, *Geoderma*, 122, 143-149.
- Kabata-Pendias, A. (2011). Trace Elements in Soils and Plants, fourth edition, Taylor and Francis Group LLC.
- Kadem, D.-E.-D. (2005). Évaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (EL-HADJAR – ANNABA – EST Algérien). influence de la végétation sur la dynam. Doctorat, 76.

- Kadkhodaie, A., Kelich, S., & Baghbani, A. (2012). Effects of Salinity Levels on Heavy Metals (Cd , Pb and Ni) Absorption by Sunflower and Sudangrass Plants, 1(November), 47–53.
- Kalaivanan, D., & Ganeshamurthy, A. N. (2016). Abiotic Stress Physiology of Horticultural Crops, 85–102. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-2725-0>
- Kassaoui, H., Lebkiri, M., Lebkiri, A., Rifi, E. H., Badoc, A. & Douira, A. (2009). Bioaccumulation de métaux lourds chez la tomate et la laitue fertilisées par les boues d'une station d'épuration. Bulletin De La Société De Pharmacie De Bordeaux, 148, 77-92.
- Katana, C., Jane, M., & Harun, M. (2013). Speciation of Zinc and Copper in Open-Air Automobile Mechanic Workshop Soils in Ngara Area-Nairobi Kenya. Resources and Environment, 3(5), 145–154. <https://doi.org/10.5923/j.re.20130305.06>.
- Kebir, T., & Bouhadjera, K. (2011). Effects of Heavy Metals Pollution in Soil and Plant in the Industrial Area , 55(6), 1018–1023.
- Kebir, T., Bouhadjera, K., & Baba Ahmed, A. (2014). The accumulation of some toxic metals in food plants near a polluted site. International Journal of Research and Reviews in Applied Sciences, 18(1), 51.
- Kelepertzis, E. (2014). Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: Insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece. Geoderma, 221–222, 82–90. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.007>
- Keshavarzi, A., & Kumar, V. (2019). Spatial distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in agricultural soils of Northeastern Iran, Geology, Ecology, and Landscapes, 1-17.
- Keshavarzi, B., Moore, F., Ansari, M., Rastegari Mehr, M., Kaabi, H., & Kermani, M. (2015). Macronutrients and trace metals in soil and food crops of Isfahan Province, Iran. Environmental Monitoring and Assessment, 187(1), 4113. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4113-y>
- Khairiah, J., Ramlee, A. R., Jamil, H., Ismail, Z., & Ismail, B. S. (2013). Heavy Metal Content of Paddy Plants in Langkawi , Kedah , Malaysia School of Environmental

and Natural Resource Sciences , Faculty of Science and Technology ,. Australian Journal of Basic and Applied Sciences, 7(2), 123–127.
<https://doi.org/10.5829/idosi.ajejaes.2015.15.2.12510>

Khan, S., Farooq, R., Shahbaz, S., Khan, M.A. and Sadique, M. 2009. Health Risk Assessment of Heavy Metals for Population via Consumption of Vegetables. World Applied Sciences Journal 6(12): 1602–1606.

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 Chem Toxicol. 58:449–458. doi:10.1016/j.fct.2013.05.014

Kloke, A., Sauerbeck, D.R. & Vetter, H. (1984). The contamination of plants and soils with heavy metals and transport of metals in terrestrial food chain. In Changing metal cycles and human health. Report of the Darlem workshop on changing metals cycles and human health. Berlin, Germany. Springer, 113-141.

Komárek, M., Tlustoš, P., Száková, J., & Chrastný, V., (2008). The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils. Environ. Pollut., 151, 27-38.

Kouchou, A., Rais, N., Elsass, F., Duplay, J., Fahli, N., & El Ghachtouli, N. (2017). Effects of long-term heavy metals contamination on soil microbial characteristics in calcareous agricultural lands (Saiss plain, North Morocco). Journal of Materials and Environmental Science, 8(2), 691–695.

L

Lanno, R. P., Oorts, K., Smolders, E., Albanese, K., & Chowdhury, M. J. (2019). Effects of soil properties on the toxicity and bioaccumulation of lead in soil invertebrates. Environmental toxicology and chemistry, 38(7), 1486-1494

Lee, S.H., Lee, J.S, Choi, Y.J., & Kim, J.G. (2009). In situ stabilization of cadmium-, lead-, and zinc-contaminated soil using various amendments. Chemospher, 77, 1069–1075.

- Leharne, S. (1992). A survey of metal levels in street dusts in an inner London neighbourhood. *Environment International*, 18, 263–270.
- Lei Yu , Jiemin Cheng, Jincheng Zhan, A. J. (2016). Environmental quality and sources of heavy metals in the topsoil based on multivariate statistical analyses : *Natural Hazards*, 81(3), 1435–1445. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-2130-y>
- Li, F., Zhang, J., Jiang, W., Liu, C., Zhang, Z., Zhang, C., & Zeng, G. (2017). Spatial health risk assessment and hierarchical risk management for mercury in soils from a typical contaminated site, China. *Environ. Geochem. Health*, 39, 923–934.
- Li, F., Zhang, J., Liu, W., Liu, J., Huang, J., & Zeng, G. (2018). An exploration of an integrated stochastic-fuzzy pollution assessment for heavy metals in urban topsoil based on metal enrichment and bioaccessibility. *Sci. Total Environ.*, 644, 649–660.
- Lin, Y., Han, P., Huang, Y., Yuan, G. L., Guo, J. X., & Li, J. (2017). Source identification of potentially hazardous elements and their relationships with soil properties in agricultural soil of the Pinggu district of Beijing, China: Multivariate statistical analysis and redundancy analysis. *Journal of Geochemical Exploration*, 173, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.12.006>
- Lin, Y., Han, P., Huang, Y., Yuan, G. L., Guo, J. X., & Li, J. (2017). Source identification of potentially hazardous elements and their relationships with soil properties in agricultural soil of the Pinggu district of Beijing, China: multivariate statistical analysis and redundancy analysis. *Journal of Geochemical Exploration*, 173, 110–118.
- Liu, B., Huang, Q., Cai, H., Guo, X., Wang, T., & Gui, M., (2017). Distribution and speciation of chromium and cadmium in an organic and inorganic fertilized chernozem. *Pedosphere*, 27(6), 1125–1134.
- Liu, M., Han, Z., & Yang, Y. (2019). Accumulation, temporal variation, source apportionment and risk assessment of heavy metals in agricultural soils from the middle reaches of Fenhe River basin, North China. *RSC advances*, 9(38), 21893–21902.

- Liu, M., Li, Y., Zhang, W., & Wang, Y. (2013). Assessment and Spatial Distribution of Zinc Pollution in Agricultural Soils of Chaoyang, China. *Procedia Environmental Sciences*, 18, 283–289. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.04.037>
- Liu, S. H., Zeng, G. M., Niu, Q. Y., Liu, Y., Zhou, L., Jiang, L. H., Tan, X-f., Xu, P., Zhang, C., & Cheng, M. (2017). Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. *Bioresource technology*, 224, 25-33.
- Liu, Y., Wang, H.F., Li, X.T., & Li, J.C. (2015). Heavy Metal Contamination of Agricultural Soils in Taiyuan, China. *Pedosphere*, 25 (6), 901-909.
- Louis, Y., Pernet-Coudrier, B., & Varrault, G. (2014). Implications of effluent organic matter and its hydrophilic fraction on zinc (II) complexation in rivers under strong urban pressure: Aromaticity as an inaccurate indicator of DOM–metal binding. *Science of the Total Environment*, 490, 830-837.
- Lygren, E., Gjessing, E. & Berglind, L. (1984). Pollution transport from a highway. *Science of the Total Environment*, 1-4, 147-159.

M

- Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., & Giraudoux, P. (2010). Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, 158(6), 2294–2301.
- Maiz, I., Arambarri, I., Garcia, R., & Millan, E. (2000). Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental pollution*, 110(1), 3-9.
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental research*, 154, 380-388.
- Martin-Garin, A.; Simon, O. (2004). FICHE RADIONUCLÉIDE Cadmium et Environnement, 1–14.

- Masoud, A. A., El-Horiny, M. M., Atwia, M. G., Gemail, K. S., & Koike, K. (2018). Assessment of groundwater and soil quality degradation using multivariate and geostatistical analyses, Dakhla Oasis, Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 142, 64–81.
- Masscheleyn, P., Pardue, J., Delaune, R. & Patrick, J. (1991). Effect of redox potential and pH on As speciation and solubility in a contaminated soil. In: *Environ. Sci. Tech.*, 25, 1414–1419.
- Matar, Z., Pereira, C. S., Chebbo, G., Uher, E., Troupel, M., Boudahmane, L., ... & Varrault, G. (2015). Influence of effluent organic matter on copper speciation and bioavailability in rivers under strong urban pressure. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(24), 19461-19472.
- Matech, F., Zaakour, F., Moustarhfer, K., Chemsî, Z., Benazzouz, I. & Saber, N. (2014). Les sols agricoles irrigués par les eaux d'oued Hassar (Médiouna-Maroc) : approche agronomique et environnementale. *Journal of Materials and Environmental Science* 5 (S2), 2540-2543.
- Mathieu, C. & Pieltain, F. (2003). *Analyse chimique des sols méthodes choisies*. Editions Tec et Doc, Lavoisier, 408 p.
- Matschullat, J., Ottenstein, R., & Reimann, C. (2000). Geochemical background—can we calculate it?. *Environmental geology*, 39(9), 990-1000.
- Matthews-Amune, O. C., & Kakulu, S. (2012). Comparison of digestion methods for the determination of metal levels in soils in Itakpe, Kogi State, Nigeria. *International Journal of Pure and Applied Sciences and Technology*, 13(2), 42.
- Mazurek, R., Kowalska, J., Gasiorek, M., Zadrozny, P., Jozefowska, A., Zaleski, T., Kepka, W., Tymczuk, M., & Orłowska, K. (2017). Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution, *Chemosphere*, 168, 839-850.
- McLaughlin, M. J., Palmer, L. T., Tiller, K. G., Beech, T. A., & Smart, M. K. (1994). Increased soil salinity causes elevated cadmium concentrations in field-grown potato tubers. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 1013-1018.

- Mehmood, A., Mirza, M. A., Choudhary, M. A., Kim, K. H., Raza, W., Raza, N., ... & Sarfraz, M. (2019). Spatial distribution of heavy metals in crops in a wastewater irrigated zone and health risk assessment. *Environmental research*, 168, 382-388.
- Melaku, S., Dams, R., & Moens, L. (2005). Determination of trace elements in agricultural soil samples by inductively coupled plasma-mass spectrometry: Microwave acid digestion versus aqua regia extraction. *Analytica Chimica Acta*, 543(1-2), 117-123. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.04.055>.
- Melaku, S., Dams, R., & Moens, L. (2005). Determination of trace elements in agricultural soil samples by inductively coupled plasma-mass spectrometry: microwave acid digestion versus aqua regia extraction. *Analytica Chimica Acta*, 543(1-2), 117-123.
- Micó, C., Peris, M., Sánchez, J., & Recatalá, L. (2006). Heavy metal content of agricultural soils in a Mediterranean semiarid area: The Segura River Valley (Alicante, Spain). *Spanish Journal of Agricultural Research*, 4(4), 363-372.
- Miller, J.E., Hassett, J.J. & Koeppe, D.E. (1976). Uptake of cadmium by soybean as influenced by soil cation exchange capacity, pH and available phosphorus. In: *J. Environ. Qual.*, 5, 157.
- Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (MATE). (2003). *Etat de l'environnement et politiques suivies. Algérie*. p175-236.
- Ministry of the Environment, Finland (MEF), (2007). *Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs (214/2007, March 1, 2007)*.
- Miquel, G. (2001). *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire des choix scientifiques et technologiques*, 68- 79.
- Mirecki, N., Agič, R., Šunić, L., Milenković, L., & Ilić, Z. S. (2015). Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(11C), 4212-4219.
- Mohamed, T. A., Abuel, M., Mohamed, K., & Rabeiy, R. (2014). Application of pollution indices for evaluation of heavy metals in soil close to phosphate fertilizer plant, Assiut , Egypt, *Assiut Univ Bull Environ Res*, 17(1), 45-55.

- Mohammadi, A., Hajizadeh, Y., Taghipour, H., Mosleh Arani, A., Mokhtari, M., & Fallahzadeh, H. (2018). Assessment of metals in agricultural soil of surrounding areas of Urmia Lake, northwest Iran: A preliminary ecological risk assessment and source identification. *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 24(8), 2070-2087.
- Mohammed, M. I., & Jimoh, W. L. O. (2014). Relationship between Transfer Factor and Enrichment Factor from the Soil and Vegetable Grown In Irrigated Farmlands of Kaduna Metropolis Nigeria. *International Journal of Engineering Science Invention*, 3(3), 17–24.
- Mohod, C.V. (2015). A Review on the Concentration of the Heavy Metals in Vegetable Samples like Spinach and Tomato Grown Near the Area of Amba Nalla of Amravati City. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 4(5), 2788–2792.
<https://doi.org/10.15680/IJIRSET.2015.0405019>
- Moolenaar, S., & Lexmond, T. (2000). Applications of dynamic balances in agricultural systems. In *Heavy Metals: A Problem Solved?* (pp. 139-152). Springer, Dordrecht.
- Mosleh, Y. Y. I., & Almagrabi, O. A. E. (2013). Heavy metal accumulation in some vegetables irrigated with treated wastewater. *Int. J. Green Herbal Chem*, 2, 81-90.
- Mpundu, M. M., Useni, S. Y., Mwamba, M., Kateta, M. G., Mwansa, M., Ilunga, K. & Nyembo, K. L. (2013). Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols de jardins potagers en Lubumbashi et risques de contamination des cultures. *Journal of Applied Biosciences*, 65, 4957-4968.
- 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 and Environment*, 112(1), 41–48.
- Muresan, B., Pernet-Coudrier, B., Cossa, D., & Varrault, G. (2011). Measurement and modeling of mercury complexation by dissolved organic matter isolates from

freshwater and effluents of a major wastewater treatment plant. *Appl. Geochem.*, 26, 2057–2063.

Muresan, B., Pernet-Coudrier, B., Cossa, D., & Varrault, G. (2011). Measurement and modeling of mercury complexation by dissolved organic matter isolates from freshwater and effluents of a major wastewater treatment plant. *Applied geochemistry*, 26(12), 2057-2063.

N

Naili, S., Merzoug, A.N., Lakehal, A. & Ahras, D.S. (2016). Détermination des teneurs en éléments traces métalliques des sols cultivés dans la région de Constantine par spectrométrie XRF. *Third International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution* 103–109.

Navarro-pedreño, J., Almendro-candel, M. B., Gómez, I., & Jordán, M. M. (2017). Heavy metals content in degraded agricultural soils of a mountain region related to soil properties, 19, 17608.

Neilson, S. & Rajakaruna, N. (2015). Phytoremediation of Agricultural Soils: Using Plants to Clean Metal- Contaminated Arable Land. In : *Phytoremediation Management of Environmental Contaminants Volume 1*. Abid A. Ansari Sarvajeet Singh Gill Ritu Gill Guy R. Lanza Lee Newman.

Ni, M., Mao, R., Jia, Z., Dong, R., & Li, S. (2018). Heavy metals in soils of Hechuan County in the upper Yangtze (SW China): Comparative pollution assessment using multiple indices with high-spatial resolution sampling. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 148, 644-651.

Nielsen, S. S. (2017). *Food Analysis Laboratory Manual Third Edition* (Springer).

Nnaji, J. C., & Igwe, O. U. Fractionation of heavy metals in soil samples from rice fields in New Bussa, Nigeria. *Int. J. Chem. Tech. Res*, 6, 14.

Noulas, C., Tziouvalekas, M., & Karyotis, T. (2018). Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*.
<https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.009>

Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338 (6210), 47-49

Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *nature*, 333(6169), 134-139.

O

Office National de Météorologie (O.N.M), 2017. Jijel.

Ogunbanjoa, O.O., Onawunmib, O.O., Banjokoa, O.O., Gbadamosia, M.R., & Makanjuolac, O.M. (2017). Speciation of heavy metals in soil and bio-accumulation potentials of some selected plants at a major dumpsite in Ijebu-Ode , Ogun state. *Journal of Environmental Toxicology & Pollution Mitigation*, 1, 7-21.

Okoro, H. K., Fatoki, O. S., Adekola, F. A., Ximba, B. J., & Snyman, R. G. (2012). A review of sequential extraction procedures for heavy metals speciation in soil and sediments.

Olatunji, O. S., Opeolu, B. O., Fatoki, O. S., & Ximba, B. J. (2013). Heavy metals concentration levels in selected arable agricultural soils in South Western Nigeria. *International Journal of Physical Sciences*, 8(11), 421–427. <https://doi.org/10.5897/IJPS12.680>.

Oliver, D. P., Bramley, R. G. V, Riches, D., Porter, I., & Edwards, J. (2004). Review : soil physical and chemical properties as indicators, 129–139. <https://doi.org/10.1111/ajgw.12016>.

Oteef, M. D. Y., Fawy, K. F., Abd-Rabboh, H. S. M., & Idris, A. M. (2015). Levels of zinc, copper, cadmium, and lead in fruits and vegetables grown and consumed in Aseer Region, Saudi Arabia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(11). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4905-8>.

Oyedele, D. J., Asonugho, C., & Awotoye, O. O. (2006). Heavy metals in soil and accumulation by edible vegetables after phosphate fertilizer application. *Electron J Environ Agric Food Chem*, 5, 1446-1453.

P

- Pacyna, E. G., Pacyna, J. M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., Panasiuk, D., Nitter, S., Pregger, T., Pfeiffer, H., & Friedrich, R. (2007). Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8557-8566.
- Pacyna, J.M., Vitols, V., Hanssen, J.E., 1984. Size-differentiated composition of the arctic aerosol at Ny-Ålesund, Spitsbergen. *Atmos. Environ.* 18 (11), 2447e2459.
- Pansu, M., & Gautheyrou, J. (2006). Mineralogical separation by selective dissolution. *Handbook of Soil Analysis: Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*, 167-219.
- Pao, P., Emri, E., Soorma, T., Zeng, H., Hauck, S. M., Thompson, R. B., & Lengyel, I. (2018). *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* The effects of zinc supplementation on primary human retinal pigment epithelium, (December 2017), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.028>.
- Parmentier, C., & Garrec, J.P. (1994). Impact de la pollution atmosphérique le long des routes et autoroutes sur la végétation environnante Utilisation de la bio-indication végétale - Synthèse bibliographique, INRA - Centre de Recherches Forestières de Nancy, Laboratoire d'Etude de la Pollution Atmosphérique. pp. 84.
- Patrick, H., Ronald, D., & Patrick, J. (1990). Transformations of Se, As affected by sediment oxidation–reduction potential and pH. *Environ. In: Sci. Tech*, 24, 91–96.
- Peng, J.F., Song, Y.H., & Yuan, P. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J Hazard Mater* 161, 633–640.
- Pereira, B., & Sonnet, P. (2006). La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne. Dossier scientifique dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique.
- Pernet-Coudrier, B., Varrault, G., Saad, M., Croue, J.P., Dignac, M.F., & Mouchel, J.-M., (2011). Characterisation of dissolved organic matter in Parisian urban aquatic

systems: predominance of hydrophilic and proteinaceous structures. *Biogeochemistry*, 106, 89–106.

Peralta, I., Knapp, S., & Spooner, D. (2007). The taxonomy of tomatoes: a revision of wild tomatoes (*Solanum* L. section *Lycopersicon* (Mill.) Wettst.) and their outgroup relatives (*Solanum* sections *Juglandifolium* (Rydb.) Child and *Lycopersicoides* (Child) Peralta). *Systematic Botany Monographs*, 84, 1-186.

Pourret, O., & Hursthouse, A. (2019). It's time to replace the term "heavy metals" with "potentially toxic elements" when reporting environmental research. *International journal of environmental research and public health*, 16(22), 4446.

Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., & Pinelli, E. (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 213*, 113-136.

Prabhu, P. P., & Prabhu, B. (2018). A Review on Removal of Heavy Metal Ions from Waste Water using Natural / Modified Bentonite, 2021, 1–13.

Rafael, C., Ángeles, E., Bernal, M., & Pilar, B. (2006). Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. *Bioresour Technol.*, 97(15), 1894–1901.

R

Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment international*, 125, 365-385.

Ratuzny, T., Gong, Z., & Wilke, B. M. (2009). Total concentrations and speciation of heavy metals in soils of the Shenyang Zhangshi Irrigation Area, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156(1-4), 171-180.

Rekibi, F. (2015). Analyse compétitive de la filière tomate sous serre. Cas de la Wilaya de Biskra. Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider-Biskra. 140p.

- Reza, R., & Singh, G. (2010). Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(4), 785-792.
- Robert, M., & Varet, J. (1996). *Le Sol: interface dans l'environnement: ressource pour le développement*. Elsevier Masson.
- Rostami, S., Kamani, H., Shahsavani, S., & Hoseini, M. (2020). Environmental monitoring and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils: Ecological risk assessment of heavy metals in Kamfiruz district. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1-13.
- Ryan, P. C., Hillier, S., & Wall, A. J. (2008). Stepwise effects of the BCR sequential chemical extraction procedure on dissolution and metal release from common ferromagnesian clay minerals: a combined solution chemistry and X-ray powder diffraction study. *Science of the Total Environment*, 407(1), 603-614.

S

- Saber, S., Benkhoubi, N., Lebkiri, A., Elfahime, E., & Khadmaoui, A. (2015). Bioaccumulation des éléments traces chez les cultures fourragères (cas de Bersim: *Trifolium alexandrinum*). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 12(3), 525
- Saet, Y. E., Revich, B. A., Yanin, E. P., Smirnova, R. S., Basharkevich, I. L., Onishchenko, T. L., ... & Sarkisyan, S. S. (1990). *Environmental Geochemistry*. Moscow: Nedra.
- Sammut, M. L., Noack, Y., Rose, J., Hazemann, J. L., Proux, O., Depoux, M., ... & Fiani, E. (2010). Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere*, 78(4), 445-450.
- Santoro, A., Held, A., Linsinger, T. P. J., Perez, A., & Ricci, M. (2017). Comparison of total and aqua regia extractability of heavy metals in sewage sludge: The case study of a certified reference material. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 89, 34-40. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2017.01.010>.

- Satpathy, D., Reddy, M. V., & Dhal, S. P. (2014). Risk assessment of heavy metals contamination in paddy soil, plants, and grains (*Oryza sativa* L.) at the East Coast of India. *BioMed research international*, 1–11.
- Schoeneberger, P. J., Wysocki, D. A., & Benham, E. C. (2012). Soil Survey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE, 9-14
- Schoonover, J. E., & Crim, J. F. (2015). An Introduction to Soil Concepts and the Role of Soils in Watershed Management. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 154(1), 21–47. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2015.03186.x>
- Schreck, E., Dappe, V., Sarret, G., Sobanska, S., Nowak, D., Nowak, J., ... & 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, 667-676.
- Schreck, E., Laplanche, C., Le Guédard, M., Bessoule, J. J., Austruy, A., Xiong, T., ... & Dumat, C. (2013). Influence of fine process particles enriched with metals and metalloids on *Lactuca sativa* L. leaf fatty acid composition following air and/or soil-plant field exposure. *Environmental pollution*, 179, 242-249.
- Shahbazi, A., Soffianian, A. R., & Mirghaffari, N. (2017). Impact assessment of agricultural activities on heavy metal accumulation in soil. *AES Bioflux*, 9(2), 99–108.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T., & Niazi, N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of hazardous materials*, 325, 36-58.
- Shahid, M., Xiong, T., Castrec-Rouelle, M., Leveque, T., & Dumat, C. (2013). Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves. *Journal of Environmental Sciences*, 25(12), 2451-2459.
- Shangguan, Y., Cheng, B., Zhao, L., Qin, X., Hou, H., Xu, Y., Zhao, R., Zhang, Y., Hua, X., Huo, X., & Zhao, X. (2017). Occurrences, Distributions, and Multivariate

- Analyses of Trace Elements in Agricultural Soils in the Xinzhou Area of Shanxi, China. *Pedosphere*. 10.1016/S1002-0160(17)60304-7.
- Shen, Y.T. (2012). Status and progress of effects of dissolved organic matter on the absorption-transmission-storage of heavy metals in plan. *Rock and Mineral Analysis* 31(4), 571–575.
- Shivakumar, D., Srikantaswamy, S., Sreenivasa, S., & Kiran, B. M. (2012). Speciation and geochemical behaviour of heavy metals in industrial area soil of Mysore City, India. *Journal of Environmental Protection*, 3(10), 1384.
- Siaka, I. M., Utama, I. M. S., Manuaba, I. B. P., Adnyana, I. M., & Sahara, E. (2016). Speciation and bioavailability of some heavy metals in agricultural soils used for cultivating various vegetables in Bedugul, Bali, 50005, 50005. <https://doi.org/10.1063/1.4943319>.
- Simon, F. (2016). Heavy Metals Contamination in Agricultural Soil and Rice in Tanzania: A Review. *International Journal of Environmental Protection and Policy*, 4(1), 16. <https://doi.org/10.11648/j.ijepp.20160401.13>.
- Singh, A., & Shivay, Y. S. (2019). Effects of green manures and zinc fertilizer sources on DTPA-extractable zinc in soil and zinc content in Basmati rice plants at different growth stages. *Pedosphere*, 29(4), 504-515.
- Singh, R., Gautam, N., Mishra, A., & Gupta, R. (2011). Heavy metals and living systems : An overview, 43(3). <https://doi.org/10.4103/0253-7613.81505>.
- Singh, S., & Kumar, M. (2006). Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120(1-3), 79-91
- Skoog, D.A., Holler, F.J., Crouch, S.R. (2017). *Principles of instrumental analysis*, 7th edition. Cengage learning. 992p.
- Smical, A.-I., Hotea, V., Oros, V., Juhasz, J. & Pop, E. (2008). Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5), 609–615.

- Smolders, E. Vanvolk, V., Sopper, W.E., & Bastian, R. (1981). Effects of soil properties on accumulation of trace elements by crops. In land application of sludge. Page, A.L. Etal. Eds. 5- 32.
- Sofianska, E., Michailidis, K., Mladenova, V., & Filippidis, A., (2013). Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils of the Drama Plain, Northern Greece. Bulgarian Geological Society, National Conference with international participation “GEOSCIENCES 2013”, 131-132.
- Stafilov, T., Šajn, R., Pančevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M. V., & Strelkova, L. P. (2010). Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 896-914.
- Station météorologique de Jijel (S. M. J.), 2006. Rapport interne, Jijel.
- Su, C., Jiang, L., & Zhang, W. (2014). A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques. *Environmental Skeptics and Critics*, 3(2), 24–38. <https://doi.org/10.1037/a0036071>.
- Sun, M. L., Yang, J., & Wang, L. (2015). Heavy metal contamination of agricultural soils affected by mining activities around the Ganxi River in Chenzhou, southern China; *Environ. Monit. Assess.*, 187-731.

T

- Tack, F. M. G., & Verloo, M. G. (1995). Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 59(2-4), 225-238.
- Tangahu, B. V., Abdullah, S., Rozaimah, S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011.
- Tariq, S. R., Shafiq, M., & Chotana, G. A. (2016). Distribution of Heavy Metals in the Soils Associated with the Commonly Used Pesticides in Cotton Fields. Hindawi Publishing Corporation Scientific, 11p.

- Tasrina, RC., Rowshon A., Mustafizur, A.M.R., Rafiqul, I. & Ali, M.P. (2015). Heavy Metals Contamination in Vegetables and its Growing Soil. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 2(3).
- Tepanosyan, G. O., Belyaeva, O. A., Saakyan, L. V, & Sagatelyan, A. K. (2017). Integrated Approach to Determine Background Concentrations of Chemical Elements in Soils, 55(6), 581–588. <https://doi.org/10.1134/S0016702917060106>
- Tessier, A., Campbell, P. G., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, 51(7), 844-851.
- Tian, H. Z., Zhu, C. Y., Gao, J. J., Cheng, K., Hao, J. M., Wang, K., ... & Zhou, J. R. (2015). Quantitative assessment of atmospheric emissions of toxic heavy metals from anthropogenic sources in China: historical trend, spatial distribution, uncertainties, and control policies. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 15(17).
- Tiwari, K.K., Singh, N.K., Patel, M.P., Tiwari, M. R., & Rai, U. N. (2011). Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. *Ecotoxicol Environ Saf*, 74, 1670–77.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>.
- Tremel-Schaub, A., & Feix, I. (2005). Contamination des Sols-Transferts des Sols vers les Plantes, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie. (Eds) ADEME / EDP Sciences, 414p.
- Tsukada, H., & Hasegawa, H. (2002). Soil-to-plant transfer of ¹³⁷Cs and other essential and trace elements in cabbage plants. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 252(2), 219–224. <https://doi.org/10.1023/A:1015789500124>.
- Tsukada, H., & Hasegawa, H. (2002). Soil-to-plant transfer of ¹³⁷Cs and other essential and trace elements in cabbage plants. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 252(2), 219-224.

Tyler, L.D. & McBride, M.B. (1982). Influence of Ca, pH, and humic acid on Cd uptake. In: *Plant and Soil*, 64, 259.

U

Uhlig, C., & Junttila, O. (2001). Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in Sør-Varanger, northern Norway. *Environmental Pollution*, 114(3), 461-469.

United States, Environmental Protection Agency (USEPA), 2017. Integrated Risk Information System.

Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M., & Dumat, C. (2010). Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts. *Environmental Science & Technology*, 44(3), 1036-1042.

Uzu, G., Schreck, E., Xiong, T., Macouin, M., Lévêque, T., Fayomi, B., & Dumat, C. (2014). Urban market gardening in Africa: foliar uptake of metal (loid) s and their bioaccessibility in vegetables; implications in terms of health risks. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(11), 2185.

V

van den Voet, E., Guinée, J. B., & de Haes, H. A. U. (Eds.). (2013). *Heavy Metals: A Problem Solved?: Methods and Models to Evaluate Policy Strategies for Heavy Metals (Vol. 22)*. Springer Science & Business Media.

Varol, M., Sünbül, M. R., Aytıp, H., & Yılmaz, C. H. (2020). Environmental, ecological and health risks of trace elements, and their sources in soils of Harran Plain, Turkey. *Chemosphere*, 245, 125592.

Varrault, G., Rocher, V., Bracmort, G., Louis, Y., & Matar, Z. (2012). Vers une nouvelle méthode de détermination des métaux labiles dans les milieux aquatiques. *Techniques Sciences Methodes-Genie Urbain Genie Rural*, (4), 56.

W

- Waalkes, M. P. (2003). Cadmium carcinogenesis. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 533, 107–120.
- Wan, Y., Huang, Q., Wang, Q., Yu, Y., Su, D., Qiao, Y., & Li, H. (2020). Accumulation and bioavailability of heavy metals in an acid soil and their uptake by paddy rice under continuous application of chicken and swine manure. *Journal of hazardous materials*, 384, 121293
- Wang, Q., Xie, Z., & Li, F. (2015). Using ensemble models to identify and apportion heavy metal pollution sources in agricultural soils on a local scale. *Environmental pollution*, 206, 227-235.
- Wang, S., Wu, W., Liu, F., Liao, R., & Hu, Y. (2017). Accumulation of heavy metals in soil-crop systems: a review for wheat and corn. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(18), 15209–15225. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8909-5>
- Wei, B., & Yang, L. (2010). Review article A review of heavy metal contaminations in urban soils , urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*, 94(2), 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>.
- Wild, A. (1993). *Soils and the Environment*. Cambridge University Press. 287p.
- World Health Organization (WHO). (1993). Evaluation of certain food additives and contaminants. (forty-first report of the joint FAO/WHO expert committee on food additives), WHO Tech. Report Series No. 837.
- Wu, H., Yang, F., Li, H., Li, Q., Zhang, F., Ba, Y., Cui, L., Sun, L., Lv, T., & Wang, N. (2019). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soil near a smelter in an industrial city in China. *Int. J. Environ. Health Res*, 1–13.
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1–20. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>.

X

- Xiong, T. T., Leveque, T., Austruy, A., Goix, S., Schreck, E., Dappe, V., ... & Dumat, C. (2014). Foliar uptake and metal (loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. *Environmental geochemistry and health*, 36(5), 897-909.
- Xu, X., Zhao, Y., Zhao, X., Wang, Y., & Deng, W. (2014). Sources of heavy metal pollution in agricultural soils of a rapidly industrializing area in the Yangtze Delta of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108, 161–167. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.07.001>.

Y

- Yafa, C., & Farmer, J. G. (2006). A comparative study of acid-extractable and total digestion methods for the determination of inorganic elements in peat material by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry, 557, 296–303. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.10.043>.
- Yan, X., Zhang , F., Gao, D., Zeng, C., Xiang, W. & Zhang, M. (2013). Accumulations of Heavy Metals in Roadside Soils Close to Zhaling, Eling and Nam Co Lakes in the Tibetan Plateau. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(6), 2384-2400.
- Yang, Q., Li, Z., Lu, X., Duan, Q., Huang, L., & Bi, J. (2018). A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. *Sci. Total Environ.*, 642, 690-700.
- Yaron, B., Calvet, R., & Prost, R. (1996) *Soil pollution processes and dynamics*. (Eds) Springer Science & Business Media, 313p.
- Yilmaz, A. B., Yanar, A. and Alkan, E. N. (2018). Review of Heavy Metal Accumulation in Aquatic Environment of Northern East Mediterranean Sea Part II : Some Non-Essential Metals, 4(1), 143–181. <https://doi.org/10.22059/poll.2017.236121.287>.

Z

- Zaakour, F., Moustarhfer, K., Chemsî, Z., Benazzouz, I., & Saber, N. (2014). Métaux Lourds Et Irrigation. *European Scientific Journal*, 10 (29), 121–138.
- Zaborska, A., Beszczyńska-Möller, A., & Włodarska-Kowalczyk, M. (2017). History of heavy metal accumulation in the Svalbard area: Distribution, origin and transport pathways. *Environmental pollution*, 231, 437-450.
- Zeng, L., Zhou, F., Zhang, X., Qin, J., & Li, H. (2018). Human and Ecological Risk Assessment : An International Distribution of heavy metals in soils and vegetables and health risk assessment in the vicinity of three contaminated sites in Guangdong. *Human and Ecological Risk Assessment*, 0(0), 1–15. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1431043>.
- Zhang, C. (2006). Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environmental Pollution*, 142, 501–511.
- Zhang, X. Y., Lin, F. F., Wong, M. T., Feng, X. L., & Wang, K. (2009). Identification of soil heavy metal sources from anthropogenic activities and pollution assessment of Fuyang County, China. *Environmental monitoring and assessment*, 154(1-4), 439
- Zhang, C., Lai, C., Zeng, G., Huang, D., Yang, C., Wang, Y., ... & Cheng, M. (2016). Efficacy of carbonaceous nanocomposites for sorbing ionizable antibiotic sulfamethazine from aqueous solution. *Water research*, 95, 103-112.
- Zhang, C., Shan, B.Q., Tang, W.Z., et al. (2017). Heavy metal concentrations and speciation in riverine sediments and the risks posed in three urban belts in the Haihe Basin. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 139: 263-271.
- Zhang, J., Li, H., Zhou, Y., Dou, L., & Cai, L. (2018). Bioavailability and soil-to-crop transfer of heavy metals in farmland soils : A case study in the Pearl River Delta , South China. *Environmental Pollution*, 235, 710–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.106>
- Zhao, K., Fu, W., Ye, Z., & Zhang, C. (2015). Contamination and spatial variation of heavy metals in the soil-rice system in Nanxun County, Southeastern China.

International journal of environmental research and public health, 12(2), 1577-1594.

Zheng, J., Chen, K. hui, Yan, X., Chen, S. J., Hu, G. C., Peng, X. W., ... 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>

Zimmerman, A. J., & Weindorf, D. C. (2010). Heavy Metal and Trace Metal Analysis in Soil by Sequential Extraction: A Review of Procedures. *International Journal of Analytical Chemistry*, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2010/387803>.

Zogaj, M., & Düring, R. A. (2016). Plant uptake of metals, transfer factors and prediction model for two contaminated regions of Kosovo. *Journal of plant nutrition and soil science*, 179(5), 630-640.

RESUME

La pollution des sols agricoles par les éléments traces métalliques (ETM) est devenue une majeure préoccupation qui a attiré l'attention de la communauté scientifique internationale. Malheureusement, les études traitant la contamination métallique des sols agricoles et des plantes cultivés et leur risques écologiques et sanitaires en Algérie et notamment dans la région de Jijel sont rares voire inexistantes. Ainsi, cette étude comble une lacune importante en évaluant le degré de pollution des sols agricoles et des Tomates dans cette région d'un côté, et d'évaluer les risques potentiels des ETM sur la santé humaine et sur l'environnement en utilisant l'indice de pollution (PI), l'indice de de pollution Intégré (PLI), le facteur de bioconcentration (BCF), le quotient de risque (HQ) et l'indice de risque (HI) d'un autre côté. De ce fait, dans cette étude trois éléments (Pb, Cd et Zn) ont été choisis pour analyse des sols et des tomates dans huit sites agricoles situés dans différentes régions de Jijel. Les résultats obtenus montrent que les concentrations du Pb, du Cd et du Zn dans les sols varient selon le site et selon la méthode d'extraction. Les valeurs des indices de pollutions (IPI) suggèrent que tous les sites sont contaminés par les ETM avec différents degrés de pollution, dont la majorité présente une légère pollution. Les teneurs du Pb et du Cd dans les fruits de tomates dépassent les seuils fixés par l'OMS/FAO, contrairement au Zn qui présente des niveaux bien inférieurs aux normes. En général, les indices de risque pour la santé (HQ) du Cadmium et (HI) sont supérieures à 1, ce qui suggère de ce fait que les habitants sont confrontés à un risque potentiel suite à la consommation des tomates provenant de ces sites et la survenue d'un risque toxique non cancérigène est très probable.

Mots-clés: Indices de risques; Eléments traces métalliques; pollution; Sols agricoles; serres Tomates; extraction; Jijel.

ABSTRACT

The heavy metals pollution in agricultural soils has become a major concern which has attracted the attention of the international scientific community. Unfortunately, the studies conducted on the determination of the heavy metal level in the agricultural soils and cultivated plants and their ecological and health risks assessment are rather limited in Algeria, especially in Jijel city. Thus, this study fills an important gap by assessing the degree of pollution of agricultural soils and Tomatoes in this region on one side, and assessing the potential risks of heavy metals on human health and the environment using the Pollution Index (PI), the Integrated Pollution Index (PLI), the Transfer Factor (BCF), the Hazard Quotient (HQ) and the Hazard Index (HI) on the other hand. Therefore, in this study, eight sites located in different regions of Jijel were selected for assessment of tree heavy metals (Lead, Cadmium and Zinc) in agricultural soils and Tomatoes. The results show that Pb, Cd and Zn levels in the soils vary according to the site and to the extraction method. The Pollution Index (IPI) values suggest that all the sites are contaminated by these elements with different degrees of pollution, the majority of which present slight pollution. The levels of Pb and Cd in tomatoes exceed the thresholds set by WHO/FAO, on the other hand, the values of Zn show levels well below the standards. In general, the Hazard Quotients (HQ) for Cd and Hazard indexes (HI) are greater than 1, suggested that there is serious risk to the health of citizens associated with the consumption of tomatoes grown in these areas and the occurrence of a toxic effect is very likely.

Keywords: Health risk; Heavy metals; Pollution; Soil; Tomatoes; extraction; Jijel.

ملخص

في الآونة الأخيرة أصبح تلوث التربة الزراعية بواسطة المعادن الثقيلة مصدر قلق كبير جذب انتباه المجتمع العلمي الدولي. لكن مع الأسف، فإن الدراسات التي تتطرق لهذا الموضوع ومخاطره على البيئة والصحة في الجزائر وخاصة في منطقة جيجل نادرة أو غير موجودة أصلاً. وبالتالي، فإن هذه الدراسة تملأ فجوة مهمة من خلال تقييم درجة تلوث التربة الزراعية و محصول الطماطم في هذه المنطقة من جهة. وتقييم المخاطر المحتملة على البيئة وكذا صحة الإنسان وذلك باستخدام عدة مؤشرات من بينها مؤشر التلوث (IP)، مؤشر التلوث المتكامل (IPI)، عامل النقل (BC)، حاصل الخطر (HQ) و مؤشر الخطر (HI) من جهة أخرى. ولهذا تم اختيار ثلاثة عناصر (Zn, Cd, Pb) في هذه الدراسة من أجل تحليل التربة و الطماطم المتواجدة في ثمان مواقع موزعة على ولاية جيجل. أظهرت النتائج المتحصل عليها أن تراكيز هذه العناصر في التربة تختلف باختلاف الموقع وفقاً لطريقة الاستخلاص كذلك. كما تشير قيم مؤشرات التلوث أن معظم عينات التربة تظهر تلوثاً بسيطاً فيما يخص الرصاص و الكاديوم. بالنسبة لثمار الطماطم فإن مستويات الرصاص و الكاديوم تتجاوز العتبات المحددة من قبل منظمة الصحة العالمية و منظمة الأغذية، على عكس عنصر الزنك الذي يبين مستويات أقل بكثير من المعايير. بشكل عام، نلاحظ أن مؤشرات المخاطر الصحية أكبر من 1، ما يعني أن السكان يواجهون مخاطر محتملة بعد استهلاك الطماطم المزروعة في هذه المناطق التي أجريت فيها هذه الدراسة.

الكلمات المفتاحية: المخاطر الصحية؛ المعادن الثقيلة، التلوث؛ التربة؛ الطماطم. جيجل.