



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Frères Mentouri Constantine 1
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie et Écologie Végétale



N° d'ordre.....
N° de série.....

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de doctorat 3^{ème} cycle
Filière : Sciences Biologiques
Spécialité : Écologie et Environnement

Thème

Utilisation *in situ* et *ex situ* de *Helix aspersa* comme
bioindicateur de la contamination des sols par
le cadmium et le plomb

Présentée par :

SAHRAOUI Aboubakre seddik

Le : 17/03/ 2022

Devant le jury :

Présidente:	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. Université Frères Mentouri Constantine 1
Directrice de thèse :	SAHLI Leila	Pr. Université Frères Mentouri Constantine 1
Examineurs :	OUAHRANI-TOUATI Ghania TOUATI Laid	Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1 MC.A. Université Frères Mentouri Constantine 1

Année universitaire : 2021/2022

Dédicace

Je dédie ce travail à mon père et ma mère et toute la famille SAHRAOUI,

Mes amis et mes collègues.

SAHRAOUI Aboubakre seddik

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de thèse **Mme SAHLI Leila**, professeure à l'université frères Mentouri, Constantine 1, pour la confiance qu'elle m'a accordé en acceptant de diriger ce travail, pour ses multiples conseils et pour toutes les heures qu'elle a consacré à corriger cette thèse. Je la remercie également pour sa grande disponibilité durant toute la période de cette recherche, sa qualité d'écoute, son exigence scientifique ont été précieux et m'ont permis de mener à terme cette recherche, dans les meilleures conditions. C'était vraiment un honneur de travailler avec elle.

Aux membres de jury qui ont consacré un temps considérable à la lecture et à l'évaluation de ce travail :

- À **Mme AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra**, professeure à l'université frères Mentouri, Constantine 1 qui m'a honorée en acceptant de présider ce jury. Qu'elle trouve ici l'expression de mes sincères remerciements.
- À **Mme OUAHRANI-TOUATI Ghania**, professeure à l'université Ferhat Abbas, Sétif 1 et à **Mr. TOUATI Laid**, maître de conférences A, à l'université des frères Mentouri Constantine 1, qui ont accepté d'examiner ce manuscrit. Qu'ils trouvent ici l'expression de mes sincères remerciements pour l'intérêt qu'ils ont manifesté à l'égard de mes travaux de recherche

Je tiens à remercier également **Mr. EL HADEF EL OKKI Mohamed**, maître de conférence B, à l'Institut National de l'Alimentation, la Nutrition et des Technologies Agro-Alimentaires (INATAA, Constantine), pour les sorties de récolte des escargots sur terrain.

Je tiens à remercier aussi le professeur **Kees Van Gestel**, de l'université Vrije à Amsterdam au Pays Bas, pour m'avoir accueillie au sein de son équipe de recherche.

Je tiens à remercier aussi Dr. **Hadjer Belhiouani**, de l'université Frères mentouri-Cosntantine 1, pour son aide.

Mes sincères remerciements vont aussi au personnel du Centre de Recherche en Biotechnologie de Constantine (CRBt), et particulièrement aux membres du laboratoire d'Analyses Environnementales, pour leur confiance et les facilités accordées tout au long de mes stages au sein du CRBt de Constantine.

Ce travail a été conduit au niveau du Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE), à l'université Frères Menturi-Constantine 1, sous la direction de **Mme AMEDDAH Souad**, je lui témoigne ici toute ma reconnaissance pour l'accueil.

Enfin, je remercie sincèrement toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail de recherche.

Liste des abreviations

AFNOR : Agence française de normalisation

Al : Aluminium

As : Arsenic

ASTM : anciennement appelé "American Society for Testing and Materials"

Be : Béryllium

BCR-CRM : Bureau Communautaire de Référence - Certified Reference Materials

C/N : rapport Carbone organique et Azote total

CaCO₃ : Carbonates de calcium

CCd : Coefficient de croissance en diamètre de la coquille.

CCp : Coefficient de croissance en poids.

Cd : Cadmium

CEC : Capacité d'échange cationique

CI : Concentration inhibitrice

CI₅₀ : Concentration qui inhibe 50% de la croissance

CL : Concentration Létal

CMEO : Concentration minimale avec effets observés.

CO: Carbone organique

CO₂: Dioxyde de carbone

CSEO: Concentration sans effets observés.

Cu : Cuivre

DE: Dose efficace

DI : Dose inhibitrice

DL₅₀: Dose létale pour 50 % de la population

Eh: le potentiel redox

EPA: l'agence de protections de l'environnement

ETM: Elément trace métallique

Fe: Fer

GES : gaz à effet de serre

HAP: Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

IARC: International Agency for Research on Cancer

ISO: International Organization for Standardization

K_{oa} : le coefficient de partage octanol/air

K_{oc} : le coefficient de partage carbone organique/eau

K_{ow} : le coefficient de partage octanol/eau

LOEC : Concentration minimale avec effets observés.

MO: Matière Organique

N : Azote

NOEC : Concentration sans effets observés.

Pb : Plomb

PCB: Les polychlorobiphényles

pH: Le potentiel Hydrogène

POP: Les polluants organiques persistants

Ppm: partie par million

SSDS : Soil Science Division Staff

TEQ: toxicité équivalente

Zn: Zinc

Liste des tableaux

	Page
Tableau 1. Sources lithogéniques des métaux lourds et de métalloïdes (mg.kg ⁻¹) (Alloway, 2013)	17
Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques du sol de la forêt de Chettaba	37
Tableau 3. Bilan de l'élevage de l'escargot <i>Helix aspersa</i>	39
Tableau 4. Propriétés physicochimiques des sols utilisés (Romero-Freire et al. 2015)	42
Tableau 5. Résultats du dosage du Cd et Pb dans les échantillons de référence.	57
Tableau 6. CI ₅₀ enregistrées après 28 et 56 jours d'exposition de <i>H. aspersa</i> aux sols contaminés par le cadmium	68
Tableau 7. Concentrations en cadmium (µg/g) mesurées dans les sols à la fin des tests	70
Tableau 8. Les CI ₅₀ enregistrées après 28 et 56 jours d'exposition de <i>H. aspersa</i> au sol contaminé par le plomb	79
Tableau 9. Concentrations en plomb (µg/g) mesurées dans les sols à la fin des tests	80
Tableau 10. Les CI ₅₀ et CI ₂₀ (en µg Cd/g) pour l'effet du Cd sur la croissance (CC _p : gain de masse, CC _d : évolution du diamètre de la coquille) de <i>H. aspersa</i> après 28 jours d'exposition dans les trois sols testés, exprimés en fonction des concentrations dans le sol et les concentrations internes dans les tissus des escargots survivants.	89
Tableau 11. Les concentrations pseudo-totales en cadmium dans les sols ; Lufa 2.2, Garden et Soccer filed mesurées à la fin des tests	90
Tableau 12. CI ₅₀ et CI ₂₀ (µg Pb/g) pour l'effet du Pb sur la croissance (CC _p : gain de 94 masse, CC _d : évolution du diamètre de la coquille) de <i>H. aspersa</i> après 28 jours d'exposition dans les trois sols testés, exprimés en fonction des concentrations dans le sol et les concentrations internes dans les tissus des escargots survivants.	
Tableau 13. Les concentrations pseudo-totales en plomb dans les sols ; Lufa 2.2, de Garden et de Soccer filed mesurées à la fin des tests.	95
Tableau 14. Paramètres physico-chimiques des sols de la zone de B'kira et d'El Hadjar	101
Tableau 15. Grille de détermination de la nature des sols en fonction du pH (SSDS, 1993)	102
Tableau 16. Grille d'appréciation de la nature des sols en fonction de la conductivité électrique (SSDS, 1993)	102
Tableau 17. Grille de classification les sols en fonction du calcaire total (Baize, 1988)	103
Tableau 18. Grille d'évaluation des taux de carbone organique dans le sol (Hazelton et Murphy, 2007)	103

Tableau 19. Grille d'appréciation des teneurs en azote dans le sol (SSDS, 1993)	104
Tableau 20. Interprétation du rapport C/N dans le sol selon Allison (1973) <i>in</i> Hazelton et Murphy (2007).	105
Tableau 21. Classes de la capacité d'échange cationique des sols selon Metson (1957) <i>in</i> Hazelton et Murphy (2007)	105
Tableau 22. Données statistiques des teneurs en cadmium et en plomb dans les sols des deux zones étudiées	106
Tableau 23. Données statistiques des teneurs en cadmium et en plomb dans les feuilles de <i>Drimia maritima</i> des deux zones étudiées	112
Tableau 24. Données statistiques des teneurs en cadmium et en plomb dans les tissus de <i>H. aspersa</i> des deux zones étudiées après 84 jours d'exposition	117
Tableau 25. Moyennes des facteurs de bioaccumulation (BAF) du cadmium dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> pour les deux zones étudiées	130
Tableau 26. Moyennes des facteurs de bioaccumulation (BAF) du plomb dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> pour les deux zones étudiées	131
Tableau 27. Synthèse des teneurs en Cd et en Pb dans les sols et fonds géochimiques rapportés par différents auteurs dans le monde	135

Liste des figures

	Page
Figure 1. Tableau périodique des éléments traces métalliques indiquant les éléments essentiels (Markert et al. 1996; Markert et al. 2015)	11
Figure 2. Concentrations en Cd dans les sols de différents pays (Khan et al. 2017)	13
Figure 3. Taux d'émission des différentes formes chimiques du plomb entre 1960 et 2010 (Liang et Mao, 2015)	15
Figure 4. Les sources naturelles et anthropiques des ETM dans le sol (Robert et Juste, 1997)	19
Figure 5. Localisation et mobilité des ETM dans les sols	20
Figure 6. Anatomie de l'espèce <i>Helix aspersa</i>	30
Figure 7. Les voies d'exposition de l'escargot <i>Helix aspersa</i> aux polluants dans le milieu naturel	31
Figure 8. L'escargot terrestre <i>Helix aspersa</i> dans son milieu naturel	34
Figure 9. Localisation de la zone de récolte des individus géniteurs	35
Figure 10. La zone montagneuse Chikh Ezouaoui, Ibn Ziad-Constantine	36
Figure 11. Le cycle d'élevage de l'escargot <i>Helix aspersa</i>	38
Figure 12. Plan expérimental du test <i>ex situ</i>	40
Figure 13 : Les conditions du test <i>ex situ</i>	41
Figure 14. Tests <i>ex situ</i> d'écotoxicité du cadmium et du plomb sur substrat naturel	41
Figure 15. Plan expérimental des tests <i>ex situ</i> pour évaluer l'effet des paramètres physicochimique du sol sur l'accumulation et la toxicité du Cd et Pb chez <i>H. aspersa</i>	43
Figure 16. Photos des tests <i>ex situ</i> pour évaluer l'effet des paramètres physicochimiques des sols sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb chez <i>H. aspersa</i>	45
Figure 17. Localisation du site du test <i>in situ</i> dans la zone de B'kira (Constantine)	47
Figure 18. Photos de la zone de B'kira à Constantine	47
Figure 19. Localisation du site du test <i>in situ</i> dans de la zone industrielle d'El Hadjar (Annaba)	48
Figure 20. Photos du complexe ArcelorMittal à Annaba	49
Figure 21. Photos du test <i>in situ</i> dans la zone de B'kira	51
Figure 22. Photos du test <i>in situ</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar	52
Figure 23. Photos montrant la ligne de dissection séparant le pied et les viscères	55
Figure 24. Photos du processus d'extraction et dosage du Cd et du Pb dans les	56

différentes matrices étudiées.

- Figure 25.** Évolution des poids (g) et des diamètres (mm) moyens (n=10) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations en cadmium ($\mu\text{g Cd/g sol}$) et du temps (semaine). 62
- Figure 26.** Effet du Cd contenu dans le sol sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa* après 28 jours d'exposition 63
- Figure 27.** Effet de l'accumulation du Cd dans les pieds et les viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 28 jours d'exposition. 65
- Figure 28.** Effet du Cd contenu dans le sol sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa* après 56 jours d'exposition 66
- Figure 29.** Effets de l'accumulation du Cd dans les pieds et les viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 56 jours d'exposition. 68
- Figure 30.** Concentrations moyennes en Cd accumulées dans les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test. 69
- Figure 31.** Facteur de bioaccumulation (BAF) du Cd pour les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test 71
- Figure 32.** Évolution des poids (g) et des diamètres (mm) moyens (n=10) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations en plomb ($\mu\text{g Pb/g sol}$) et du temps (semaine) 73
- Figure 33.** Effet du Pb contenu dans le sol sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa* après 28 jours d'exposition 74
- Figure 34.** Effet de l'accumulation du Pb dans les pieds et les viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 28 jours d'exposition. 75
- Figure 35.** Effet du Pb contenu dans le sol sur la croissance en biomasse et en diamètre de la coquille de *H. aspersa* après 56 jours d'exposition 77
- Figure 36.** Effet de l'accumulation du Pb dans les pieds et viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 56 jours d'exposition. 78
- Figure 37.** Concentrations moyennes en Pb accumulées dans les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test. 80
- Figure 38.** Facteur de bioaccumulation (BAF) du Pb pour les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test 81

Figure 39. Effet du cadmium sur la croissance en poids (en haut) et en diamètre (en bas) de <i>H. aspersa</i> après 28 jours d'exposition dans les sols de Lufa 2.2, de Graden et Soccer field.	88
Figure 40. Concentrations moyennes (\pm SD ; n=4) en Cd (μ g Cd/g) accumulées par <i>H. aspersa</i> exposé pendant 28 jours à différentes concentrations de Cd dans les sols Lufa 2.2, Garden, Soccer field.	90
Figure 41. Facteurs de bioaccumulation (BAF) du Cd chez <i>H. aspersa</i> exposé pendant 28 jours aux différentes concentrations en Cd dans les sols Lufa 2.2, Garden, Soccer field.	91
Figure 42. Effet du plomb sur la croissance en poids (en haut) et en diamètre (en bas) de <i>H. aspersa</i> après 28 jours d'exposition dans les sols Lufa 2.2, Garden et Soccer field.	93
Les lignes montrent l'ajustement d'un modèle logistique dose-réponse aux données.	
Figure 43. Concentrations moyennes (\pm SD ; n=4) en Pb (μ g Pb/g) accumulées par <i>H. aspersa</i> exposé pendant 28 jours à différentes concentrations en Pb dans les sols Lufa 2.2, du Garden et de soccer field.	95
Figure 44. Facteurs de bioaccumulation (BAF) du Pb par <i>H. aspersa</i> exposé pendant 28 jours à différentes concentrations de Pb dans les sols Lufa 2.2, du Garden et de soccer field.	96
Figure 45. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium (μ g Cd/g dans le sol) dans la zone industrielle d'El Hadjar	107
Figure 46. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb (μ g Pb/g dans le sol) dans la zone industrielle d'El Hadjar	108
Figure 47. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium (μ g Cd/g dans le sol) dans la zone de B'kira	109
Figure 48. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb (μ g Pb/g dans le sol) dans la zone de B'kira	110
Figure 49. Distribution spatiale des teneurs en cadmium chez <i>Drimia maritima</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar	113
Figure 50. La distribution spatiale des teneurs de plomb chez <i>Drimia maritima</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar	114
Figure 51. Distribution spatiale des teneurs en cadmium chez <i>Drimia maritima</i> dans la zone urbaine de B'kira	115
Figure 52. Distribution spatiale des teneurs en plomb chez <i>Drimia maritima</i> dans la	116

zone urbaine de B'kira

Figure 53. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et pieds de <i>H. aspersa</i> pour la zone industrielle d'El Hadjar (après 84 jours d'exposition)	119
Figure 54. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en cadmium dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar	120
Figure 55. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> pour la zone industrielle d'El Hadjar (après 84 jours)	121
Figure 56. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en plomb dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar	123
Figure 57. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> pour la zone de B'kira (après 84)	125
Figure 58. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en cadmium dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> dans la zone de B'kira	126
Figure 59. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et pieds de <i>H. aspersa</i> pour la zone de B'kira (après 84 jours)	127
Figure 60. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en plomb dans les viscères et les pieds de <i>H. aspersa</i> dans la zone de B'kira	129
Figure 61. Evolution temporelle (semaine) des poids (g) et des diamètres (mm) moyens chez <i>H. aspersa</i> dans la zone de B'kira	132
Figure 62. Evolution temporelle (semaine) des poids (g) et des diamètres (mm) moyens chez <i>H. aspersa</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar	133

Table des matières

	Page
Introduction	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique	
I.1. La pollution, origines, catégories et les principaux polluants	7
I.1.1 Définition	7
I.1.2 Origines des polluants dans l'environnement	7
I.1.3 Les principaux polluants	7
I.1.3.1 Les polluants organiques persistants	7
I.1.3.2 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	8
I.1.3.3 Les polychlorobiphényles (PCB)	8
I.1.3.4 Les pesticides	10
I.1.3.5 Les éléments traces métalliques (ETM)	10
I.1.3.5.1 Généralités	11
I.1.3.5.2 Présentation des ETM pris en considération dans le cadre de cette étude	12
I.1.3.5.2.1 Le cadmium (Cd)	12
I.1.3.5.2.2 Le plomb (Pb)	14
I.2 Pollution des sols par les ETM	16
I.2.1 Les voies de contaminations du sol par les ETM	16
I.2.1.1 Les voies naturelles	16
I.2.1.2 Les voies anthropiques	17
I.2.2 Les formes et la distribution des ETM dans le sol	19
I.2.3 Influence des paramètres physicochimiques sur le comportement des ETM dans le sol	21
I.2.3.1 Le potentiel hydrogène (pH)	22
I.2.3.2 La capacité d'échange cationique (CEC)	22
I.2.3.3 Le potentiel redox (Eh)	23
I.2.3.4 La matière organique (MO)	24
I.2.3.5 La température et l'humidité du sol	24
I.2.3.6. L'activité biologique	24
I.3. Biosurveillance de la qualité des sols	25
I.3.1. Définition de la biosurveillance	26
I.3.2. Principaux types de biosurveillance	26

I.3.2.1. La biosurveillance passive	26
I.3.2.2. La biosurveillance active	26
I.3.3. Les tests d'écotoxicité	27
I.3.4. Utilisation des escargots comme bioindicateurs de la qualité des sols	28
I.3.4.1. Généralité sur l'anatomie, la biologie et l'écologie de l'espèce <i>Helix aspersa</i>	28
a. Les gastéropodes	28
b. Le gastéropode pulmoné terrestre <i>Helix aspersa</i>	29
I.3.4.2 Utilisation de l'espèce <i>Helix aspersa</i> en écotoxicologie	31

Chapitre II : Matériel et Méthodes

II.1. Récolte des individus géniteurs, élevage, reproduction et ponte chez <i>H. aspersa</i>	34
II.1.1. Choix de l'espèce modèle pour les tests	34
II.1.2. Récolte des individus géniteurs sur terrain	35
II.1.3. Les conditions d'élevage, de reproduction et de ponte de <i>H. aspersa</i>	37
II.2. Les tests <i>ex situ</i> d'écotoxicité du cadmium et du plomb chez <i>H. aspersa</i>	39
II.2.1. Tests d'écotoxicité du cadmium et du plomb sur substrat naturel	39
II.2.1.1. Principe du test et plan expérimental	39
II.2.1.2. Les conditions de déroulements des tests <i>ex situ</i>	40
II.2.2. Tests <i>ex situ</i> d'écotoxicité du cadmium et du plomb sur substrats naturels avec des caractéristiques physico-chimiques différentes	42
II.2.2.1 Principe du test et plan expérimental	42
II.2.2.2 Les conditions de déroulement des tests	44
II.3. Biosurveillance de la contamination des sols par le cadmium et le plomb : transport sol-<i>Drimia maritima</i>-<i>Helix aspersa</i> (Tests <i>in situ</i>)	45
II.3.1. Présentation des zones-tests	45
II.3.1.1 Le test <i>in situ</i> dans la zone de B'kira (Constantine)	46
II.3.1.2 Le test <i>in situ</i> dans la zone industrielle d'El Hadjar (Annaba)	48
II.3.2. Plan expérimental et déroulement des tests	49
II.4. Les mesures effectuées pendant et à la fin des tests <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>	52
II.4.1. Mesure relatives aux effets sur la croissance de <i>H. aspersa</i>	52
II.4.2. Détermination des teneurs en Cd et Pb dans les sols, <i>Drimia maritima</i>, pieds et viscères de <i>H. aspersa</i>	54
II.4.2.1. Préparation des sols et du matériel biologique	54
II.4.2.2 Extraction et dosage du Cd et Pb dans les sols, <i>Drimia maritima</i> , pieds et viscères de <i>H. aspersa</i>	55

II.4.2.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction du Cd et Pb dans les sols, <i>D. maritima</i> , pieds et viscères de <i>H. aspersa</i>	57
II.5. Caractérisation physico-chimiques des sols des tests <i>in situ</i>	57
II.5.1. Potentiel Hydrogène	58
II.5.2. Conductivité électrique	58
II.5.3. Détermination de la teneur en calcaire total	58
II.5.4. Détermination de la teneur en matière organique	58
II.5.5. Dosage de l'azote total	59
II.5.6. Détermination de la capacité d'échange cationique	59
II.6. Traitement statistique des résultats	59

Chapitre III : Résultats et discussion

III.1. Les tests <i>ex situ</i> d'écotoxicité du Cd et Pb sur substrat naturel	61
III.1.1. Le test <i>ex situ</i> d'écotoxicité du Cd sur substrat naturel	61
III.1.1.1. Effet du Cd sur la croissance en diamètre et en poids chez <i>Helix aspersa</i>	61
III.1.1.2. Les relations « dose-réponse » entre les concentrations en Cd et la croissance en diamètre et en poids chez <i>Helix aspersa</i>	62
<i>a) Après 28 jours d'exposition :</i>	62
<i>b) Après 56 jours d'exposition :</i>	65
III.1.1.3. Bioaccumulation du Cd contenu dans le sol par <i>H. aspersa</i>	69
III.1.1.4. Validité du test <i>ex situ</i> d'écotoxicité du Cd pour <i>Helix aspersa</i>	71
III.1.2 Le test <i>ex situ</i> d'écotoxicité du Pb sur substrat naturel	72
III.1.2.1. Effet du Pb sur la croissance en diamètre et en poids chez <i>H. aspersa</i>	72
III.1.2.2. Les relations « dose-réponse » entre les concentrations en Pb et la croissance en diamètre et en poids chez <i>H. aspersa</i>	73
<i>a) Après 28 jours d'exposition :</i>	73
<i>b) Après 56 jours d'exposition :</i>	76
III.1.2.3. Bioaccumulation du Pb contenu dans le sol par <i>H. aspersa</i>	79
III.1.3. Discussion des résultats relatifs aux tests d'écotoxicité sur substrat naturel	81
a. Effet du cadmium et plomb contenu dans le sol sur la croissance de <i>H. aspersa</i>	81
b. Bioaccumulation du cadmium et plomb par <i>H. aspersa</i>	85
III.2. Test d'écotoxicité <i>ex situ</i> sur substrats naturels : effet des paramètres physicochimiques du sol sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb	87
III.2.1. Test d'écotoxicité du cadmium	87
III.2.1.1. Effet du cadmium contenu dans le sol sur la croissance de <i>H. aspersa</i>	87

III.2.1.2. Accumulation du cadmium des trois sols testés par <i>H. aspersa</i>	89
III.2.2. Test d'écotoxicité du plomb	91
III.2.2.1. Effet du plomb contenu dans le sol sur la croissance de <i>H. aspersa</i>	91
III.2.2.2. Accumulation du plomb des trois sols testés par <i>H. aspersa</i>	94
III.2.3. Discussion relative aux effets des paramètres physicochimiques des sols sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et Pb chez <i>H. aspersa</i>	96
III.3. Biosurveillance de la contamination des sols par le cadmium et le plomb : transport sol-<i>Drimia maritima</i>-<i>Helix aspersa</i> (Tests <i>in situ</i>)	101
III.3.1. Caractérisation physico-chimique et teneurs en cadmium et en plomb des sols	101
III.3.1.1. Paramètres physico-chimiques des sols	101
III.3.1.1.1 Potentiel Hydrogène (pH)	101
III.3.1.1.2. Conductivité électrique (CE)	102
III.3.1.1.3. Calcaire total (CT)	102
III.3.1.1.4. Taux en matière organique (MO) et en carbone organique (CO)	103
III.3.1.1.5. Azote total (N)	104
III.3.1.1.6. Rapport (C/N)	104
III.3.1.1.7. Capacité d'échange cationique (CEC)	105
III.3.1.2. Teneurs en Cd et en Pb dans les sols des zones d'El Hadjar et B'kira	106
III.3.1.2.1. Teneurs en Cd et en Pb dans les sols de la zone industrielle d'El Hadjar	106
a- Cadmium	106
b- Plomb	108
III.3.1.2.2. Teneurs en Cd et en Pb dans les sols de la zone de B'kira	109
a- Cadmium	109
b- Plomb	110
III.3.2. Teneurs en Cd et en Pb dans les feuilles de <i>Drimia maritima</i>	112
III.3.2.1. Teneurs en Cd et Pb dans les feuilles de <i>Drimia maritima</i> de la zone industrielle d'El Hadjar	113
a. Cadmium	113
b. Plomb	114
III.3.2.2. Teneurs en Cd et Pb dans les feuilles de <i>Drimia maritima</i> de la zone urbaine de B'kira	115
a. Cadmium	115
b. Plomb	116
III.3.3. Teneurs en Cd et en Pb dans les pieds et les viscères de <i>H. aspersa</i>	117
III.3.3.1. Cas de la zone industrielle d'El Hadjar	118

III.3.3.1.1. Cadmium	118
a. Accumulation du Cd chez <i>H. aspersa</i>	118
b. Etude de la cinétique d'accumulation du Cd dans les tissus de <i>H. aspersa</i>	119
III.3.3.1.2. Plomb	120
a. Accumulation du Pb chez <i>H. aspersa</i>	120
b. Etude de la cinétique d'accumulation du Pb dans les tissus de <i>H. aspersa</i>	121
III.3.3.2. Cas de la zone de B'kira	123
III.3.3.2.1. Cadmium	123
a. Accumulation du Cd chez <i>H. aspersa</i>	123
b. Etude de la cinétique d'accumulation du Cd dans les tissus de <i>H. aspersa</i>	125
III.3.3.2.2. Plomb	126
a. Accumulation du Pb chez <i>H. aspersa</i>	126
b. Etude de la cinétique d'accumulation du Pb dans les tissus de <i>H. aspersa</i>	128
III.3.3.3. Facteurs de bioaccumulation (BAF) du Cd et Pb chez <i>H. aspersa</i>	129
III.3.4. Evolution de la croissance en poids et en diamètre de <i>H. aspersa</i>	131
III.3.4.1. Cas de la zone de B'kira	131
III.3.4.2. Cas de la zone industrielle d'El Hadjar	133
III.3.5. Discussion des résultats relatifs aux tests <i>in situ</i> de biosurveillance	134
III.3.5.1. Discussion des teneurs en cadmium et en plomb dans les sols des deux zones étudiées	134
III.3.5.2. Discussion des teneurs en cadmium et en plomb dans les pieds et les viscères de <i>H. aspersa</i>	137

Conclusion	142
-------------------	-----

Références bibliographiques	148
------------------------------------	-----

Annexes

Résumés

Introduction

Aujourd'hui, la planète souffre de divers types de pollution causés par l'expansion des activités humaines et l'émission de produits chimiques associés aux besoins industriels et agricoles (Commission des Communautés Européennes, 2006). Cela soulève la question de savoir si la terre est capable de faire face à une telle charge de produits chimiques libérés par l'homme (Gavrilescu, 2010). Les polluants peuvent être des composés organiques ou inorganiques qui ne sont pas naturellement présents dans l'environnement, ou dont les concentrations sont supérieures aux fonds géochimiques. Les polluants inorganiques sont essentiellement représentés par les éléments trace métallique, que l'on appelle communément ETM (Hamers et al. 2006; Boyd, 2010; Sahli et al. 2012; Rieuwerts, 2017; Savorelli et al. 2017; Masindi et Muedi, 2018; Burgos Aceves et al. 2018; Capillo et al. 2018). Les ETM sont présents naturellement dans l'environnement, certains sont même essentiels à l'état de traces. Néanmoins, leur concentration élevée peut causer de graves problèmes aux organismes vivants (Dias et Edwards, 2003; Davis et al. 2009; Alloway 2013; El Hadeif El Okki et al. 2016; Dhaliwal et al. 2020). Le contenu total des ETM dans l'environnement est la somme des concentrations naturelles d'éléments dérivés de minéraux dans la roche mère géologique sur laquelle le sol s'est développé, et les apports provenant d'un large éventail de sources anthropiques possibles. Il s'agit notamment du dépôt atmosphérique sous forme gazeuse ou particule en suspension dans l'air, de l'application directe d'engrais agricoles et de produits agrochimiques, d'émissions et de rejets de toute sorte d'activité industrielle, de l'élimination inadéquate des déchets, etc. Ces apports provoquent l'enrichissement des différents compartiments de l'environnement par ces éléments (Alloway, 2013 ; Zwolak et al. 2019 ; Briffa et al. 2020).

La pollution de l'environnement par les ETM est de plus en plus problématique, et est devenue très préoccupante en raison des effets néfastes qu'elle entraîne dans le monde entier. Contrairement aux polluants organiques, une fois introduits dans l'environnement, les ETM ne peuvent pas être décomposés ni éliminés par les processus chimiques, ou biologiques (Ayangbenro et Babalola, 2017). Ils persistent indéfiniment en raison de leur nature non biodégradable, et polluent, par conséquent, l'air, l'eau et le sol. Ils affectent négativement non seulement la qualité de ces écosystèmes, mais menacent aussi la santé et le bien-être de toutes les formes de vie. En effet, les ETM peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes vivants et causer des effets toxiques et des dommages irréversibles à ces organismes aux différents niveaux de la chaîne alimentaire (Mani et Kumar, 2014; Yu et al. 2017).

Le sol est une entité naturelle agissant comme un tampon ; il fournit le milieu, l'ancrage et la nutrition aux plantes cultivées, et l'habitat pour une grande variété d'organismes et de microorganismes vivants (Singh et Singh, 2020). Le sol est complexe, il contient de la matière minérale et organique, de l'eau, de l'air et des organismes vivants. La proportion de ces composantes varie selon leurs emplacement ; le sol joue ainsi un rôle clé dans le développement et le maintien des êtres vivants (Citeau, 2008).

La pollution du sol est l'introduction de toute matière, de tout organisme biologique ou de toute énergie conduisant, par conséquent, à une détérioration de la qualité des sols, qui peut influencer sur l'utilisation quotidienne de ce dernier, ou constituer une menace pour le milieu de vie des organismes vivants et de santé publique (Kumar et al. 2013). Cette pollution affecte la structure des sols, réduit leur fertilité, perturbe l'équilibre entre la flore et la faune des sols, et peut être responsable d'une contamination des cultures, et des eaux souterraines, ce qui représente une réelle menace pour les organismes vivants (Wu et al. 2010 ; Hu et al. 2017). Le sol et ses organismes représentent l'un des plus grands réceptacles d'ETM dans l'environnement. La pollution des sols par les ETM est apparue comme un problème généralisé au cours des dernières décennies en raison de l'utilisation intensive d'engrais et de pesticides dans l'agriculture, des déchets urbains générés en grande quantités, des activités industrielles omniprésentes, et des émissions atmosphériques, et des activités minières (Prasad et al. 2006; Sharpley, 2007; Sherameti, 2010 ; Hindersmann et Mansfeldt, 2014). Le degré d'occurrence de cette pollution dépend de l'étendue de l'utilisation agrochimique et de l'industrialisation (Lionetto et al. 2012). L'accumulation des ETM dans les sols peut avoir une incidence directe sur le cycle de vie des organismes du sol comme les escargots terrestres, les vers de terre, les collemboles, les nématodes et les enchytrées, etc. Des effets nuisibles peuvent être observés comme l'inhibition de la croissance, la réduction des activités métaboliques, et l'altération de la reproduction. Cela pourrait diminuer leur densité et leur abondance, provoquer un déséquilibre au niveau trophique, et avoir une incidence sur leur rôle dans le fonctionnement de l'écosystème terrestre (Chassin et al. 1996; Edwards, 2002; Hodson, 2013; Sivakumar, 2015; Belhiouani et al. 2019). Cependant, ces organismes, en contact permanent avec ces éléments dans le sol, peuvent s'adapter à l'augmentation de leurs teneurs en développant différents mécanismes, tels que l'accumulation, la détoxification, etc. afin de résister à cette contamination. Elles peuvent être ainsi de bons indicateurs de l'état de santé de ces sols.

L'évaluation des risques liés à la pollution des sols par les ETM est l'une des approches les plus fréquentes et les plus performantes dans le domaine l'environnement (Jensen et al. 2006; Ashraf et al. 2014). C'est une tâche complexe qui comporte de nombreux problèmes. Il s'agit d'un processus de collecte, d'organisation et d'analyse de données environnementales, qui permet d'estimer le risque, ou la probabilité d'effets indésirables sur les individus, les populations, les communautés ou encore les écosystèmes. Les principes de base de l'évaluation des risques écologiques ont été décrits dans de nombreuses études (Ferguson et al. 1998 ; Suter et al. 2000 ; Lanno, 2003 ; Weeks et al. 2004 ; Thompson et al. 2005 ; Suter, 2016). Ainsi, deux approches peuvent être distinguées ; l'une vise à prévoir les effets possibles des nouveaux produits chimiques afin de réglementer leur utilisation, ou d'empêcher leur introduction sur le marché. Cette approche prédictive utilise des tests de toxicité au laboratoire pour obtenir des données sur la nocivité ; ces dernières sont utilisées pour calculer les niveaux de sécurité des produits chimiques dans l'environnement (Li et al. 2010; van Gestel, 2012). L'autre consiste à évaluer le risque ou les dommages écologiques réels en cas de pollution. Cette approche se base essentiellement sur la bio-surveillance active et passive, et permet d'établir des priorités pour l'assainissement et la réduction des risques, et peut fournir des données intéressantes pour la gestion des sols contaminés (Fründ et al. 2011; van Gestel, 2012). Les deux approches utilisent des espèces sentinelles appelées bioindicateurs. Le choix de l'espèce bioindicatrice se fait selon plusieurs critères tels que : la résistance ou/et la sensibilité aux polluants, le cycle de vie, la facilité d'élevage et de manipulation au laboratoire, l'abondance dans le milieu naturel, les réponses physiologiques aux xénobiotiques, ainsi que la simplicité de l'identification, etc. (Lower et al. 2018). Ces individus donnent des informations sur l'état de santé des milieux dans lesquels ils vivent. Pour les écosystèmes terrestres, les invertébrés du sol sont d'excellents candidats compte tenu de leurs rôles importants et variés dans le système sol ; en effet, ces derniers assurent la dégradation de la matière organique, et contrôlent ainsi le cycle des nutriments et la bioturbation (McIntyre, 2000; Ardestani et al. 2014). De plus, les invertébrés terrestres sont abondants, relativement faciles à échantillonner et peuvent réagir rapidement face à la perturbation du sol (McIntyre et al. 2001; Santorufo et al. 2012).

Plusieurs organismes vivant dans ou sur le sol sont connus par leurs capacités à donner des indications pertinentes sur l'état de santé du sol (Van straalen et al. 2008). Parmi ces organismes, l'escargot de jardin *Helix aspersa* (syn. *Cantareus aspersus* ou *Cornu*

aspersum O.F. Müller, 1774), considéré comme l'un des gastéropodes terrestres les plus performants dans les processus de bio-indication de la contamination des sols par les ETM (Gomot-De Vaufleury, 2000 ; Fritsch et al. 2011 ; De Vaufleury et al. 2012), et de leur biodisponibilité pour les organismes vivants (Coeurdassier et al. 2010). Comparativement à d'autres invertébrés du sol, les gastéropodes terrestres peuvent être exposés à ces polluants par plusieurs voies : l'ingestion de particules du sol, et le contact direct de l'épithélium situé sur leur pied qui permet l'absorption de différents éléments du sol (Gomot et al. 1989; Gomot-De Vaufleury, 2000). En outre, les escargots sont des gastéropodes pulmonés herbivores; ils seront donc exposés à la fois, à la végétation contaminée et aux émissions atmosphériques dans le milieu naturel. Par conséquent, ces animaux représentent un choix parfait pour les tests d'écotoxicité *ex situ* au laboratoire (Gomot-De Vaufleury, 2000; Coeurdassier et al. 2002; Vaufleury et Pihan, 2002; de Vaufleury et al. 2006; Baurand, 2014) et *in situ* dans les conditions naturelles (Viard la Rocca et al. 2004; Scheifler et al. 2006; Pauget et al. 2011, 2013; Pauget, 2012; Louzon et al. 2020).

En Algérie, depuis 1962, de nombreuses activités industrielles ont été installées dans le Nord de l'Algérie, ce qui a engendré différentes sources de pollution (Ali Zerrouki et Melila, 2021). Les activités agricoles avec l'utilisation anarchiques des fertilisants chimiques et les différents types de pesticides, ont contribué aussi à l'élévation des niveaux de pollution notamment dans les sols (Maas et al. 2010; Belhiouani, 2019; Zaoui et Benselhoub, 2020). Au cours des deux dernières décennies, une grande attention a été accordée aux écosystèmes terrestres et aquatiques au Nord-Est Algérien, considérés comme écologiquement chargés et insalubres. En effet, des niveaux élevés en ETM ont été enregistrés non seulement dans le sol, l'eau et les sédiments (Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Maas et al. 2010 ; Sahli et al. 2011, 2012, 2021 ; Bentellis et al. 2014 ; El HadeF El Okki et al. 2016 ; Bougherira et al. 2017), mais aussi dans les produits animaux (Bendeddouche et al. 2014 ; Mehoul et al. 2019 ; Bousbia et al. 2019), et les plantes herbacées (Ben Zekri et al. 2019), et arbustives (Krika et al. 2013; Sahli et Belhiouani, 2021).

C'est dans ce contexte que s'inscrit cette thèse intitulée "**Utilisation *in situ* et *ex situ* de *Helix aspersa* comme bioindicateur de la contamination des sols par le cadmium et le plomb**". Les objectifs visés par ce travail de recherche sont les suivants :

- Contrôler et optimiser les conditions d'élevage de l'espèce *Helix aspersa* dans le but d'obtenir des individus sains avec un historique biologique connu ; ces individus seront

utilisés dans des tests *in situ* et *ex situ* de surveillance de la contamination métallique des sols ;

- La détermination d'une relation dose-réponse (CI_{50}) entre les concentrations en éléments traces métalliques, et les effets induits sur la survie et la croissance d'individus juvéniles d'une population de l'espèce *H. aspersa* via des tests d'écotoxicité *ex situ* monométallique (cadmium, plomb) dans des conditions contrôlées (température, humidité, photopériode, qualité et quantité de la nourriture), en utilisant un seul sol naturel provenant d'une zone considérée comme saine, éloignée de toute source de perturbation anthropique. Ce test a été effectué selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006) ;
- Évaluer l'effet des paramètres physicochimiques du sol sur la biodisponibilité du cadmium et du plomb ainsi que leurs toxicités respectives sur une population juvénile de *H. aspersa* via des tests d'écotoxicité *ex situ* monométallique (cadmium, plomb), en utilisant trois sols naturels ayant des caractéristiques physico-chimiques connues et différentes ;
- Le monitoring et le biomonitoring de la contamination métallique des sols de deux zones caractérisées par des perturbations anthropiques d'origines diverses (B'kira à Constantine et El Hadjar à Annaba) via des tests de surveillance *in situ* en conditions naturelles par l'utilisation de populations sub-adulte de *H. aspersa*. La zone urbaine de B'kira dans la wilaya de Constantine est caractérisée par un trafic routier intense, alors que la zone industrielle d'El Hadjar à Annaba reçoit les rejets du complexe sidérurgique ArcelorMittal. Les concentrations en plomb et en cadmium dans les échantillons du sol, de la végétation présente *in situ* (*Drimia maritima*), et dans les tissus mous des escargots introduits dans les zones d'étude, ont été déterminées. Une cinétique du processus d'accumulation de ces deux éléments par *H. aspersa* a également été suivie tout au long du test (3 mois).

L'ensemble des travaux effectués dans le cadre de ce travail de recherche seront présentés selon le plan décrit ci-dessous :

1. Une synthèse bibliographique pour cerner :

- La pollution, ses origines, ses types et les principaux polluants ;
- Les éléments traces métalliques problématiques, et la pollution des sols par ces derniers ;

- La biosurveillance de la qualité des sols, et les types de biosurveillance ;
- L'utilisation des escargots comme modèle biologique pour le biomonitoring de la contamination métallique des sols, ainsi que l'utilisation de l'espèce *H. aspersa* dans les tests d'écotoxicité.

2. Une description de la démarche expérimentale adoptée dans le cadre de cette étude pour décrire :

- Les conditions de déroulement de l'élevage, de la reproduction et des pontes des escargots ;
- Les tests d'écotoxicité *ex situ* (au laboratoire) en utilisant des substrats naturels ;
- Les tests de bio-surveillance effectués *in situ* (dans les conditions naturelles) avec présentation des deux zones d'études ;
- Les mesures effectuées pendant et à la fin des tests aussi bien pour les sols, que pour la végétation et les escargots.

3. Une présentation et une discussion des résultats relatifs :

- aux tests *ex situ* d'écotoxicité du Cd et du Pb en utilisant un substrat naturel. Pour ces tests, nous avons décrit et discuté l'effet du Cd et Pb sur la croissance en diamètre et en poids de *H. aspersa*, les relations « dose-réponse » entre les concentrations en Cd et Pb et la croissance en diamètre et poids de cette même espèce, ainsi que les processus de bioaccumulation du Cd et Pb contenu dans le sol par *H. aspersa* ;
- aux tests *ex situ* d'écotoxicité du Cd et Pb en utilisant des substrats avec des caractéristiques physico-chimiques différentes afin d'évaluer l'effet de ces dernières sur la biodisponibilité, et la toxicité de ces métaux vis-à-vis de *H. aspersa*. Les relations « dose-réponse », les effets sur la croissance en diamètre et en poids chez cette espèce, ainsi que la bioaccumulation des deux métaux ont été déterminés.
- aux tests de biosurveillance de la contamination des sols par le cadmium et le plomb, ainsi que le transfert sol-*Drimia maritima*-*Helix aspersa* via des tests *in situ*. Les caractéristiques physico-chimiques et les teneurs en cadmium et en plomb dans les sols, la végétation, et les tissus mous de *H. aspersa* ont été présentés et discutés pour les deux zones étudiées. La cinétique d'accumulation du Cd et Pb dans les tissus de *H. aspersa*, ainsi que l'évolution de la croissance en poids et en diamètre de cette espèce ont également été présentés et discutés.

4. Et finalement, une conclusion et des perspectives clôtureront notre manuscrit.

Chapitre I

Synthèse Bibliographique

I.1. La pollution, origines, catégories et les principaux polluants

I.1.1 Définition

Selon Holdgate (1979), la pollution se définit comme l'introduction par l'homme dans l'environnement, d'une substance ou une énergie pouvant causer des dommages et nuire aux ressources naturelles, aux écosystèmes, et à l'Homme. Pour Ramade et Roche (2006), la pollution est toute modification anthropogénique d'un écosystème se traduisant par un changement de concentrations des constituants chimiques naturels, ou résultant de l'introduction dans la biosphère de substances chimiques artificielles, d'une perturbation du flux d'énergie, de l'intensité des rayonnements, de la circulation de la matière, ou encore de l'introduction d'espèces exotiques dans une biocénose naturelle.

I.1.2 Origines des polluants dans l'environnement

Les substances polluantes peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. La pollution d'origine naturelle concerne toute substance endogène à la terre émise par un phénomène naturel comme l'émission de dioxyde de soufre par les volcans dans l'atmosphère qui contribue dans la formation des pluies acides, l'émission du dioxyde de carbone par les incendies de forêts suite à la foudre, qui renforce l'effet de serre, ou encore la prolifération excessive des algues dans les eaux de surfaces stagnantes, entraînant l'asphyxie des êtres vivants aquatiques *via* le phénomène de l'eutrophisation naturelle. Les polluants d'origine anthropique, par contre, concerne le plus souvent une nouvelle répartition dans la biosphère de molécules initialement présentes sur la terre, ou alors l'introduction d'une nouvelle substance, dans la plupart des cas (Mirsal, 2008). Cette pollution inclut par exemple les gaz à effet de serre (GES) comme le CO₂, qui certes n'est pas toxique et qui ne peut être considéré comme exogène, mais qui est d'origine anthropique et altère le climat. Les polluants peuvent être des molécules simples à l'état solide ou gazeux, des solutions plus ou moins visqueuses, des mélanges ou des particules complexes (Victor, 2017).

I.1.3 Les principaux polluants

I.1.3.1 Les polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants (POP) sont des composés organiques qui, à des degrés divers, résistent à la dégradation photolytique, biologique et chimique. Les POP sont souvent halogénés et se caractérisent par une faible solubilité dans l'eau et une solubilité élevée dans les lipides, ce qui entraîne leur bioaccumulation dans les tissus adipeux. Ils

sont également semi-volatils, ce qui leur permet de se déplacer sur de longues distances dans l'atmosphère avant de se déposer (Ritter et al. 1996; Merhabi, 2019).

I.1.3.2 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les polluants organiques les plus répandus dans les sols et les déchets industriels font partie des HAP, des composés phénoliques et des dérivés chlorés. Dans les travaux publiés, les polluants les plus fréquents sont le phénol, les dérivés chlorés dont le pentachlorophénol, et en ce qui concerne les HAP, le naphthalène et le phénanthrène (Augustin et Darmendrail, 2000). Les HAP sont des polluants persistants d'origine naturelle ou anthropogénique, ils résultent de différents processus tels que la biosynthèse par des organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, et la combustion des charbons et pétroles. Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement, et résulte majoritairement des actions anthropiques. Tous les phénomènes de combustion sont à l'origine de leur formation (incinérateurs de déchets urbains, sidérurgie, industries chimiques, moteurs automobiles, feux de cheminée, tabagisme, combustion du gaz, etc.). De ce fait, les HAP se trouvent actuellement répandus dans tous les compartiments de notre écosystème (Merhabi, 2019). De nombreux procédés industriels comme la production d'aluminium au moyen de vieilles technologies, la fusion du fer, le raffinage du pétrole, la cokéfaction du charbon, la production d'électricité par des centrales thermiques, la fabrication de papier goudronné et la préservation du bois à l'aide de produits à base de créosote sont des exemples de sources d'origine anthropogène (Pelletier et al. 2009).

I.1.3.3 Les polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB, polluants organiques ubiquistes retrouvés dans l'environnement, sont des molécules synthétisées par l'Homme pour un usage industriel sur une même structure générique. Ils sont constitués d'un noyau biphényle comportant jusqu'à cinq atomes de chlore par cycle phényle. Ils ont été synthétisés pour la première fois en 1881, et produits industriellement à partir de 1929. Leur synthèse se réalise par chloration du radical biphényle en présence d'un catalyseur : le chlorure ferrique. Du fait de leur très grande stabilité et leurs propriétés physico-chimiques, les PCB ont trouvé de nombreuses applications dans le milieu industriel. Ils sont utilisés dans trois grands types de systèmes (George, 1973; Huang et Wei, 2019):

- l'utilisation des PCB en systèmes clos contrôlables avec un faible risque d'écoulement dans l'environnement. Ils sont ainsi récupérables pour une nouvelle réutilisation ;
- l'utilisation des PCB en systèmes clos non contrôlables avec le risque d'écoulement dans l'environnement, leur récupération est difficile pour un éventuel retraitement ;
- l'utilisation des PCB en systèmes ouverts non contrôlables où ils sont en contact direct avec l'environnement.

Les propriétés physico-chimiques des PCB dépendent du degré de substitution et de la position des atomes de chlore sur le biphényle. Ces composés sont très stables, ils résistent aux acides et aux bases. Ils sont très peu hydrosolubles ; leur solubilité varie de 1 mg/L pour le CB8 jusqu'à 0,001 mg/L pour le CB209 ; les composés les plus chlorés sont donc les moins solubles. Le caractère lipophile des PCB leur permet de s'accumuler dans les tissus biologiques les plus riches en graisse et d'y exprimer leur toxicité. La toxicité des PCB à court terme (toxicité aiguë) est faible, les doses létales pour 50 % des individus exposés (DL₅₀) dépassent souvent plusieurs grammes de PCB par kilogramme de poids corporel mais varient, cependant, selon les espèces et les voies d'assimilation (Rodriguez-Grau et al. 1989; Lang, 1992; Erickson, 2018). En revanche, l'exposition chronique des organismes à de faibles concentrations est préjudiciable à la santé des individus et au maintien des populations (De Voogt et Jansson, 1993; Desforges et al. 2018).

I.1.3.4 Les pesticides

Les pesticides peuvent être classés en trois grandes catégories : les pesticides inorganiques, les pesticides organométalliques et les pesticides organiques (Calvet, 2003). Ces derniers sont très nombreux et appartiennent eux-mêmes à plusieurs grandes familles chimiques, comme par exemple les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les pyréthrinoïdes, les triazines ou les urées. Ces familles sont établies en fonction du groupe fonctionnel principal de la molécule, ce qui est utile pour comprendre ses propriétés physico-chimiques mais non suffisant. En effet, une molécule spécifique appartenant à un groupe peut contenir un groupement particulier qui lui confèrera des propriétés atypiques par rapport aux autres molécules de ce même groupe (Observatoire des résidus de pesticides, 2012). La connaissance de ces propriétés est importante, car ce sont elles qui dictent le comportement des molécules dans l'environnement, leur toxicité, ou encore leurs méthodes d'analyse. Parmi les paramètres physico-chimiques des pesticides qui expriment leurs dangers, on peut citer :

- Leur volatilité qui est comprise entre 10^{-6} et 10^{-3} Pa (Calvet, 2003);
- Leur hydrosolubilité ou l'hydrophobicité, mesurée par le coefficient de partage octanol/eau (Kow) : plus ce coefficient est élevé et plus la molécule est considérée comme hydrophobe (ou lipophile). La plupart des Kow des pesticides sont aux alentours de 10^2 à 10^5 , ce qui traduit une lipophilie moyenne (Calvet, 2003);
- Leur aptitude à s'adsorber sur les particules atmosphériques : cette aptitude est évaluée par le coefficient de partage octanol/air (Koa) (Hart et al. 2012);
- Leur affinité pour le carbone organique du sol ou de l'eau : cette affinité est déterminée par le coefficient de partage carbone organique/eau (Koc), plus ce coefficient est élevé et plus le pesticide aura une affinité pour le sol, plus il est faible et plus il y a risque de lessivage (Komárek et al. 2010; Novotny et al. 2020).

I.1.3.5 Les éléments traces métalliques (ETM)

I.1.3.5.1 Généralités

Les éléments considérés comme « éléments traces » ont une concentration inférieure à 0,1% dans la croûte terrestre, et représentent 0,6 % de la lithosphère. La plupart de ces éléments font partie de la famille chimique des métaux et métalloïdes. Ainsi les éléments étudiés sont désignés sous le terme général d'éléments traces métalliques (Baize, 1997; Kabata-Pendias, 2004; Kabata-Pandias, 2011; Mehri, 2020). Ils sont naturellement présents dans les sols et proviennent de l'altération naturelle des roches (Alloway, 2013). La dispersion de ces éléments dans tous les compartiments de la planète : atmosphère, lithosphère, hydrosphère et biosphère se fait par les processus d'érosion et les cycles biogéochimiques (Pacyna et al. 2016), mais également par l'exploitation humaine dans le cadre des activités industrielles, de transport ou encore d'exploitation agricole (Pacyna et Pacyna, 2001; Pacyna et al. 2016). Aujourd'hui, des ETM d'origine anthropique sont présents dans tous les milieux (Alloway, 2012), et ce jusque dans les zones les plus reculées comme les pôles (Krachler et al. 2008), ou les sommets himalayens (Lee et al. 2008). Ces activités de l'industrie et de la technologie diminuent le temps de séjour des ETM dans les roches, ainsi que la formation de nouveaux composés métalliques, raison pour laquelle il est nécessaire de faire la différence entre les éléments géogènes et anthropogènes (Edelstein et Ben-Hur, 2018).

Certains ETM tels que le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le fer (Fe), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le sélénium (Se) et le zinc (Zn) sont considérés comme des nutriments essentiels pour diverses fonctions biochimiques et physiologiques (Fig. 1). L'insuffisance en ces micronutriments entraîne certaines maladies ou des syndromes de carences (World Health Organization-WHO, 1996). Les éléments essentiels exercent des fonctions biochimiques et physiologiques chez les plantes et les animaux. Ce sont des constituants importants de plusieurs enzymes clés et jouent un rôle important dans diverses réactions d'oxydation et de réduction (WHO, 1996 ; Valko et al. 2005).

D'autres éléments traces métalliques tels que l'aluminium (Al), l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), le baryum (Ba), le béryllium (Be), le bismuth (Bi), le cadmium (Cd), le gallium (Ga), le germanium (Ge), l'or (Au), l'indium (In), le plomb (Pb), le lithium (Li), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le platine (Pt), l'argent (Ag), le strontium (Sr), le tellure (Te), le thallium (Tl), l'étain (Sn), le titane (Ti), le vanadium (V) et l'uranium (U) n'ont pas de fonctions biologiques établies, et sont considérés comme étant non essentiels (Chang et al 1996 ; Tchounwou et al 2012).

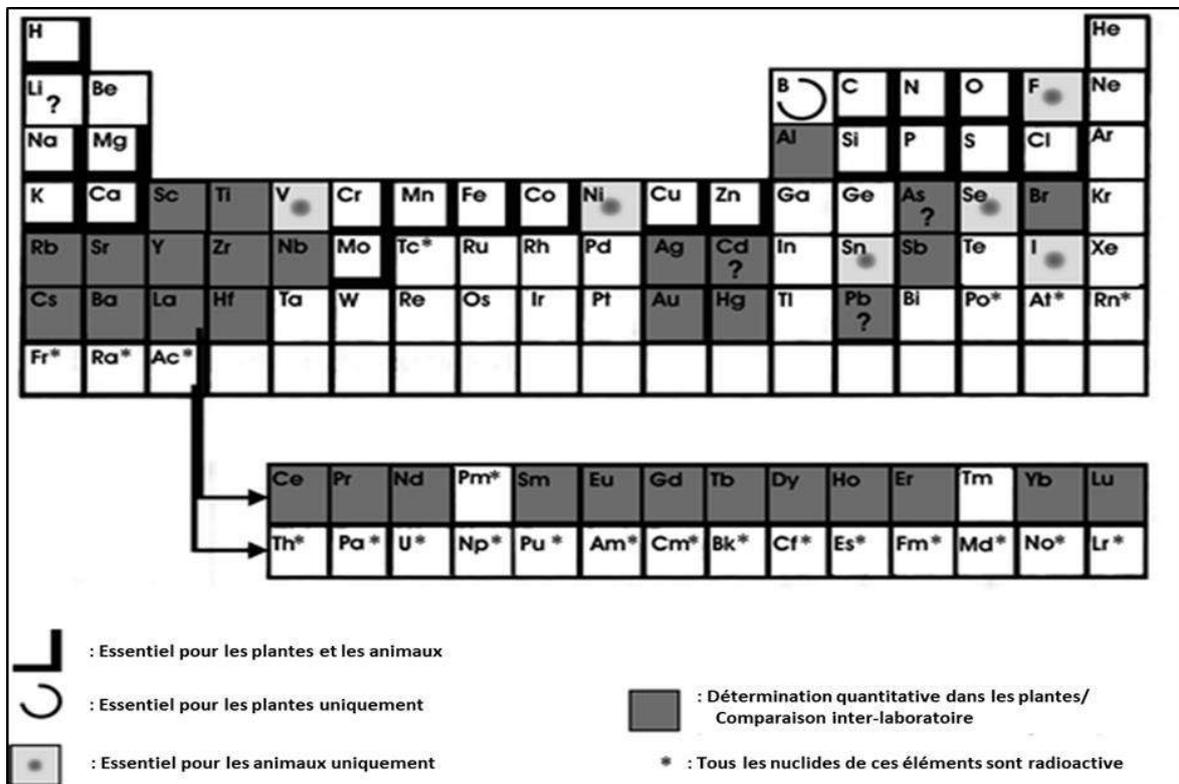


Figure 1. Tableau périodique des éléments traces métalliques indiquant les éléments essentiels (Markert et al. 1996; Markert et al. 2015)

I.1.3.5.2 Présentation des ETM pris en considération dans le cadre de cette étude

I.1.3.5.2.1 Le cadmium (Cd)

Le Cd est un élément chimique de numéro atomique 48 et de masse atomique 112,4 g/mol. Il fait partie du groupe 12 dans le tableau périodique des éléments chimiques. Dans la croûte terrestre, le Cd est naturellement présent à des concentrations comprises entre 0.1 et 0.5 ppm. C'est un métal non-essentiel, c'est-à-dire sans rôle biologique chez les organismes vivants. Sa toxicité en fait un élément des plus problématiques en termes de santé environnementale (Levit, 2010; Friberg, 2018). Les sources naturelles importantes d'émissions de Cd sont : les particules de sol en suspension dans l'air, provenant des déserts, des embruns, des feux de forêt, des matières biogènes, des volcans et des cheminées hydrothermales (Richardson et al. 2001; Agence pour les substances toxiques et le registre des maladies-ATSDR, 2012). Les particules du sol sont la source prédominante d'émissions naturelles dans l'atmosphère, suivies par les feux de forêt et de brousse, le sel marin, les émissions volcaniques et la poussière météorique.

Une grande quantité de Cd est produite et utilisée chaque année dans le monde, par exemple, la consommation annuelle de pigments de Cd dans le monde dépasse 2500 tonnes (Faulkner et Schwartz, 2009). Selon Pacyna et Pacyna (2001), l'émission annuelle moyenne mondiale du Cd en 1995 est d'environ 691 tonnes par la combustion de combustibles et de 1300 tonnes par production du cuivre industriel. En revanche, selon Richardson et al. (2001), les estimations sont près de 41.000 tonne/an, et sont donc 30 fois plus importantes. L'excès en cadmium dans l'environnement peut être causé par les incendies ; en effet, des augmentations de concentrations en Cd dans les sols par les cendres de ces incendies ont été signalées et rapportées par Demeyer et al. (2001) et Campos et al. (2016). L'altération de la roche mère contribue également à la libération du Cd dans l'environnement (Khan et al. 2010; Liu et al. 2013). Les roches mafiques et ultramafiques contiennent des quantités élevées de Cd, qui, lors de leur altération, libèrent des quantités importantes dans le sol (Shah et al. 2010). Les schistes noirs contiennent jusqu'à 100 mg.kg⁻¹ de Cd, et les sols issus de leurs dépôts sont enrichis en Cd (He et al. 2005). La contribution totale des sources naturelles à la contamination du sol par le Cd ne représente que 10 % du total des rejets de toutes les sources (Fig. 2). Plus de 90 % du Cd est libéré dans l'environnement à partir de sources anthropiques, notamment l'utilisation d'engrais phosphatés, la combustion de combustibles fossiles, les usines métallurgiques, les déchets de l'industrie du ciment, les boues d'épuration, les déchets municipaux et industriels, ainsi que l'exploitation minière, et la fonte et le traitement des minerais

métalliques (Bi et al. 2006; Cloquet et al. 2006). Il est également largement utilisé dans les stabilisateurs de plastique, dans les pigments, les panneaux solaires, les batteries et le placage de l'acier pour résister à la corrosion. La production mondiale totale de Cd en 2015 était d'environ 24 900 tonnes métriques (Brown et al. 2017).

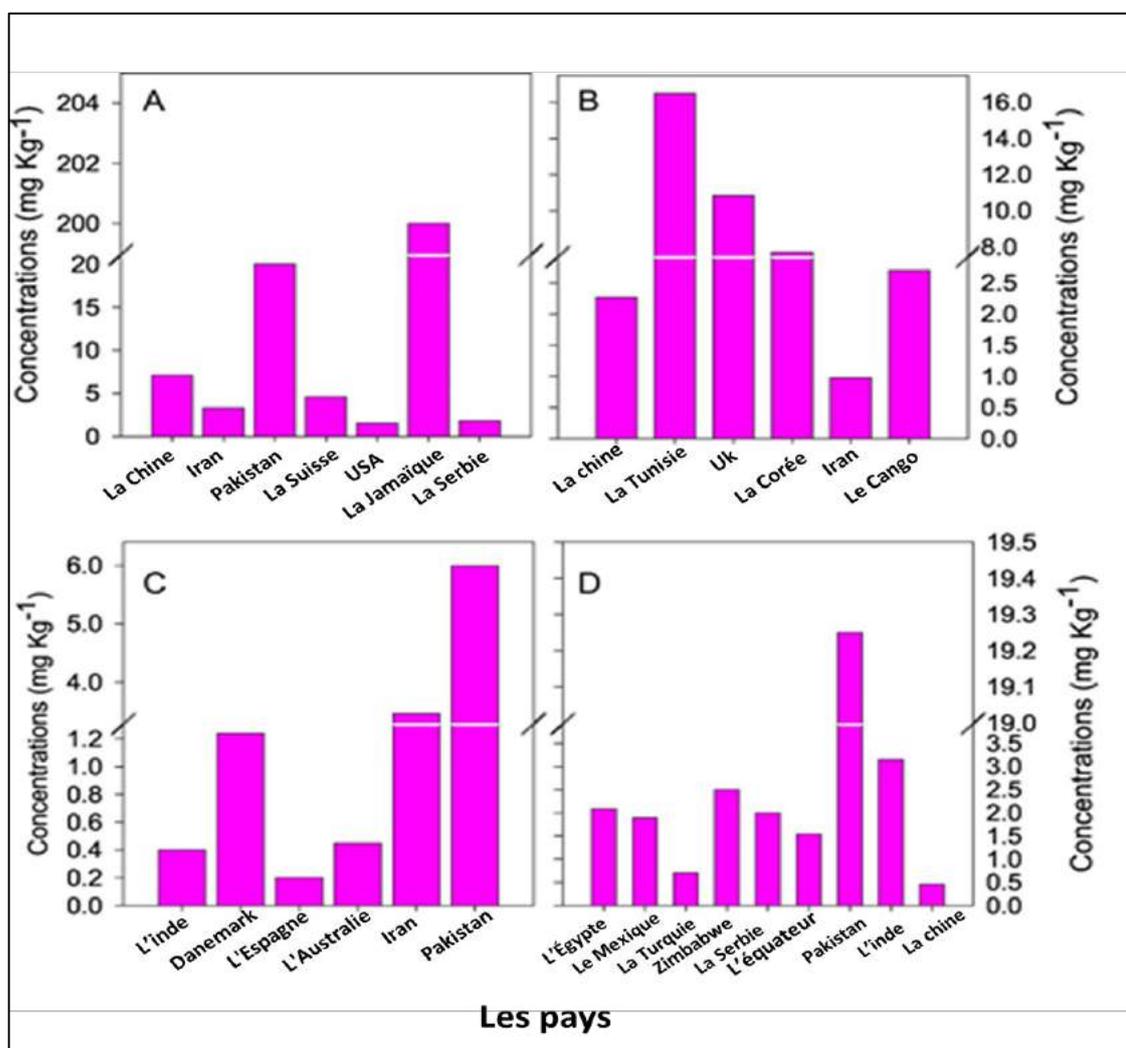


Figure 2. Concentrations en Cd dans les sols de différents pays (Khan et al. 2017)

(A) Sols naturels/gégènes, (B) Sols pollués par des mines, (C) Sols urbain, (D) Sols irrigués par les eaux usées.

En 2016, la production mondiale en Cd hors des États-Unis était de 23 000 tonnes métriques (Ober, 2016). Les activités minières libèrent du Cd dans le sol depuis les sites miniers vers les champs voisins. Le Cd est présent dans tous les types de minerais de zinc (Zn) en tant qu'impureté en raison de sa similarité géochimique. Ainsi, des quantités substantielles de Cd sont libérées dans l'environnement pendant la fusion du Zn. Lors de la production du zinc, des poussières riches en cadmium sont libérées dans l'atmosphère (Roy et McDonald, 2015). Le cadmium est également présent dans des minerais de plomb et de

cuivre ainsi que dans des phosphates naturels (34 ppm pour les phosphates jordaniens, 380 ppm pour les phosphates tunisiens). Les usages de cadmium se situent principalement en électricité (accumulateurs), en électronique, en métallurgie (traitement des surfaces par cadmiage) et dans l'industrie des matières plastiques (stabilisateur de polymères) (Ramade, 1992).

Contrairement à de nombreux métaux, le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu, et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants. Il remplace parfois le Zn dans des systèmes enzymatiques carencés en Zn chez le plancton (Lane et Morel, 2000; Genchi et al. 2020). Pour l'homme, une exposition chronique au Cd peut engendrer la survenue d'effets sur les reins, les systèmes respiratoire (dû principalement à l'inhalation de fumée de cigarette), squelettique, digestif, et reproducteur (Godt et al. 2006; Genchi et al. 2020). Selon l'IARC (International Agency for Research on Cancer, 1993), le Cd est classé comme un agent cancérigène et génotoxique du groupe I. Chez l'Homme, le développement de cancers de la prostate, des reins, du foie, du système hématopoïétique (processus permettant la création et le renouvellement des cellules sanguines) et de l'estomac sont causés par des expositions environnementales ou professionnelles au Cd (Waalkes, 2000; Buha et al. 2017).

I.1.3.5.2.2 Le plomb (Pb)

Le plomb présente un poids atomique de 207.2, et une densité égale à 11.3. Il fond à 307°C et bout à 1525°C. C'est le 36^{ème} élément de la croûte terrestre en terme d'abondance (Edelstein et Ben-Hur, 2018). Le plomb est l'un des métaux les plus étudiés au monde du fait de sa toxicité, et de sa présence durant des décennies dans les essences plombées. C'est le seul élément présentant 4 isotopes dont 1 stable (^{204}Pb) et 3 radioactifs (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb). Selon la littérature, la concentration moyenne en Pb dans la croûte terrestre varierait entre 13 et 16 µg/g. Les sols acides sont généralement moins enrichis en plomb que les sols alcalins (Baize, 1997; Alloway, 2013). Il se présente généralement sous deux états d'oxydation : +2 et +4. Le plomb peut être sous forme de carbonates (cérusite), de phosphates (pyrophosphite), mais surtout de sulfure (galène). Le plomb serait le micropolluant le moins mobile du fait de sa grande affinité avec la matière organique. Ainsi, à pH compris entre 5 et 9, le Pb présente une mobilité 100 fois plus faible que celle du cadmium (Baize, 1997; Martinez et Motto, 2000; Marín et al. 2016). Le coefficient de transfert du sol vis-à-vis des plantes est de l'ordre de 0.01 à 0.1, et la persistance dans l'environnement est estimée entre une centaine et des milliers d'années (Manceau et al. 1996; Kushwaha et al. 2018). L'immobilisation et la rétrogradation du plomb sous forme

organique et minérale expliquent qu'il soit difficilement biodisponible sauf dans les cas exceptionnels de végétaux métallophytes (Dahmani-Muller, 1996; Rizwan et al. 2018). Sa mobilité peut être augmentée temporairement en cas d'hydromorphie (Charlatchka et Cambier, 2000). La concentration en ETM des galeries de vers de terre montre que ces organismes sont un facteur déterminant du transport du plomb (Sterckeman et al. 2000; Marín et al. 2016). D'une façon générale le plomb est 20 fois moins toxique que le cadmium et dépend de l'espèce considérée (Adriano, 2001; Kushwaha et al. 2018). La demande mondiale en plomb est passée de 4,5 Mt en 1970 à 6,7 Mt en 2003. Le plomb dispose de propriétés intéressantes : flexibilité, résistance à la corrosion et à certains rayonnements, densité élevée ; ce qui le rend utile pour des usages variés. Ainsi sa flexibilité et sa température de fusion peu élevée le rendent facile à travailler. Sa capacité de résistance à la corrosion permet de l'utiliser comme matériau étanche dans le bâtiment (feuilles de plomb pour les toitures, peintures au plomb, etc.), et pour des équipements en contact avec des acides (batteries plomb-acide, production d'acides, etc.). Sa densité élevée en fait un moyen de protection efficace contre les radiations ou le bruit (Liang et Mao, 2015; Jiang et al. 2017). Le plomb est ainsi très utilisé dans les différents processus industriels, et est par conséquent, émis dans l'environnement sous différentes formes chimiques (Fig. 3) (Liang et Mao, 2015).

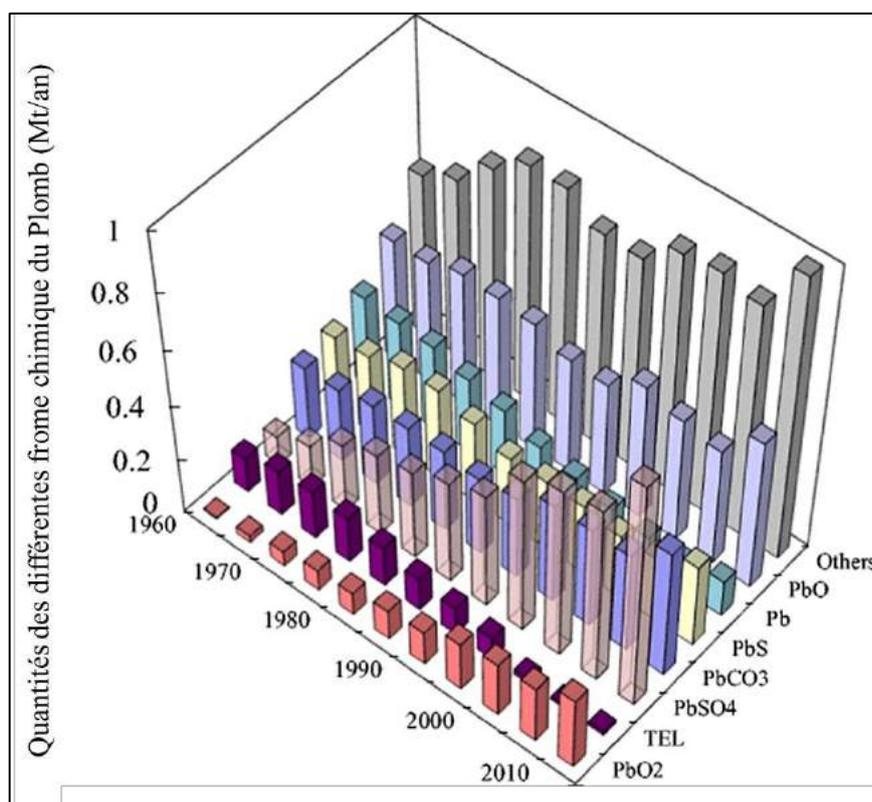


Figure 3. Taux d'émission des différentes formes chimiques du plomb entre 1960 et 2010 (Liang et Mao, 2015)

I.2 Pollution des sols par les ETM

L'écorce terrestre et les horizons superficiels sont constitués d'éléments organiques (liés au vivant) et minéraux. Le contenu minéral est constitué d'éléments majeurs (oxygène, silicium, aluminium, fer, calcium, potassium, sodium, magnésium, titane, hydrogène, carbone, etc.), et d'éléments traces qui présentent moins de 0.6% de la masse totale, avec une concentration relativement faible (≤ 1000 mg/kg). Contrairement à d'autres contaminants dont l'origine est essentiellement anthropique, les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans l'environnement en quantités variables (Edelstein et Ben-Hur, 2018). Les ETM présents de manière endogène dans les sols proviennent de la dégradation du matériau parent, et sont distribués dans les sols par les processus pédogénétiques (Alloway, 1995, 2013). Le fond pédo-géochimique en ETM est fortement conditionné par le substrat géologique (Alloway, 1995, 2013; Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2011). D'autres sources, exogènes, telles que les apports par ruissellement liés à l'érosion, les émissions atmosphériques des feux de forêt ou encore des éruptions volcaniques contribuent souvent à la perturbation des cycles biogéochimiques de ces derniers (Liang et Mao, 2015).

I.2.1 Les voies de contaminations du sol par les ETM

I.2.1.1 Les voies naturelles

Les ETM proviennent d'abord de phénomènes naturels tels que l'héritage de la roche mère, les cycles bio-géochimique, les transferts pédologiques verticaux et latéraux (Schoenmakers et al. 1992; Baize, 1994; Hemme et al. 2016). Le sol sera d'autant plus riche en ETM que la roche mère l'est. Ainsi, des sols formés sur des sables quartzeux renferment des quantités extrêmement faibles d'ETM (moins de 0.05 mg/kg de matière sèche de Cd, moins de 5 mg/kg de matière sèche de Cu) alors que ceux qui se sont formés sur des sédiments calcaires ou marneux, ou des schistes sont plus riches (0,5 à 1 mg/kg de MS de Cd, 25 à 50 mg/kg de MS de Cu), (Alloway, 2013). Les roches cristallines, les plus basiques contiennent davantage d'ETM (Cu, Co, Mn, Zn) ; celles qui sont acides et riches en silice ont des teneurs plus élevées en matière organique (MO). Les roches sédimentaires ont des teneurs assez élevées en éléments-traces, ces dernières s'accroissent en cas d'accumulation de carbone fossile (schistes bitumineux, lignites, tourbe, etc.) (Delplace et al. 2021). Malgré leur abondance relative dans les sols calcaires, les ETM sont assez peu mobiles du fait du pH élevé de ce type de sol. A l'inverse, la mobilité des rares ETM présents dans les sables siliceux est importante en raison de l'acidité du milieu (Perrono,

1999; Gavluszka et al. 2016). Le tableau 1 illustre les teneurs moyennes en ETM que l'on peut rencontrer dans certaines roches sédimentaires et cristallines. Par ailleurs, il est à noter que des éléments sont adsorbés par les racines dans tous les horizons, assimilés par les plantes et libérés plus tard soit dans le sol (décomposition des racines), soit à la surface sous forme de débris des parties aériennes, ou de litières forestières (Plante, 2007; Luo et al. 2019). Les transferts pédologiques verticaux et latéraux constituent également une voie importante de contamination. Il s'agit de processus de migrations sous formes solubles ou associés aux particules d'argile et au fer vers les horizons profonds ou vers les nappes phréatiques, ou encore le lessivage latéral de particules ou redistribution suite aux cycles réduction/oxydation comme les poussières et aérosols d'origine lointaine : volcaniques, embruns et vents lointains (Baize, 1994; Sterckeman et al. 2000; Hemme et al. 2016).

Tableau 1. Sources lithogéniques des métaux lourds et de métalloïdes (mg.kg⁻¹)

(Alloway, 2013)

Élément	Croûte terrestre	Granite, granodiorite	Gabbro, basalte	Roches ultramafiques	Grès	Schistes
Ag	0.07	0.04	0.1	0.06	0.25	0.07
As	2	3	0.7	0.7	0.5	13
Ba	668	600	330	5	300	550
Cd	0.1	0.1	0.2	0.05	<0.04	0.25
Co	12	4	45	110	0.3	20
Cr	35	10	250	2,300	35	100
Cu	14	12	90	40	2	45
Mn	527	400	1,500	1,200	100	850
Mo	1.4	1.5	1.2	0.3	0.3	2
Ni	19	5	130	2,000	2	70
Pb	17	20	4	0.05	10	22
Sb	0.3	0.3	0.2	0.1	0.05	1
Sn	2.5	3.6	0.9	0.3	0.6	5
Zn	52	50	100	60	20	100

I.2.1.2 Les voies anthropiques

Au cours des dernières années, la contamination de l'environnement par les ETM a suscité de plus en plus des préoccupations écologiques et de santé publique mondiale. En outre, l'exposition humaine a augmenté de façon spectaculaire en raison d'une augmentation exponentielle de leur utilisation dans plusieurs applications industrielles, agricoles, domestiques et technologiques (Pacyna et Pacyna 2001; Edelstein et Ben-Hur, 2018, Kaur et al. 2019). Les études menées sur la dispersion et la distribution des métaux dans l'environnement ont prouvé l'existence de des niveaux importants de la contamination par les ETM dans les écosystèmes aquatiques et terrestres (Masindi et Muedi, 2018). Les voies

d'enrichissement anthropique les plus redoutables sont décrites ci-dessous et illustrés par la figure 4.

Les retombés atmosphériques : principalement issues de l'activité industrielle et des moyens de transport, ces retombées représentent l'essentiel de la source d'ETM en milieu urbain. A ces retombées d'origine anthropique, s'ajoute un "bruit de fond" naturel lié à l'érosion éolienne des sols et aux éruptions volcaniques. Les retombées correspondent à l'émission atmosphérique de micro-polluants par les principales sources suivantes : les usines d'incinération, les hauts fourneaux, la production de briques, la combustion du charbon et du pétrole. Cependant, il faut noter que l'essentiel des émissions retombe sous forme de poussières dans un rayon relativement proche du site industriel émetteur (3 à 5 km). Ainsi, dans le cas d'un centre de métallurgie de métaux non ferreux par exemple, les quantités de plomb et de zinc accumulées dans les sols peuvent aller de plusieurs milliers de mg/kg de sol sec à proximité du site jusqu'à 100 mg/kg à 3 ou 4 km, pour le cadmium, les teneurs vont de quelques milligrammes à 100 mg/kg de sol sec (Liang et Mao, 2015).

Le transport : les rejets de plomb par les gaz d'échappement sont une cause évidente de contamination des sols situés à proximité des grands axes routiers. En effet, 40 % du plomb particulaire émis est dispersé dans l'atmosphère, le reste se dépose sur la chaussée ou en bordure de celle-ci sur une largeur qui n'excède pas une centaine de mètres (pour un trafic de 8 à 10 000 véhicules par jour). Les particules qui résultent de l'usure des pneus sont aussi une cause d'accroissement des teneurs en zinc et cadmium des sols et de la végétation le long de ces axes routiers (Alloway, 2013; Jandacka et al. 2017).

Les activités agricoles : certains types d'engrais obtenus par transformation de produits de gisements miniers renferment des teneurs en ETM souvent très supérieures à celles de la majorité des sols. Ainsi, les gisements de minerais phosphatés sont souvent des lieux d'accumulation d'ETM, beaucoup de ces éléments accompagnent le phosphate dans les traitements de concentration destinés à produire l'engrais commercialisé. C'est le cas du cadmium dont le taux d'accompagnement du phosphore représente de 70 à 100 % du métal initialement présent dans le minerai (Robert et Juste, 1997; Hashmi et al. 2013). L'utilisation de sels de cuivre, de zinc, de manganèse, de bore ou de molybdène comme amendements minéraux destinés à lutter contre les déficiences du sol, constitue une voie évidente d'enrichissement des sols en ETM. De même l'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme le fumier de ferme ou les lisiers, va participer à l'accroissement de la teneur en ETM du sol (Gomez et al. 1992; Razali et al. 2020).

Le traitement des déchets : les composts d'ordures ménagères et les boues résiduaire de stations d'épuration utilisés comme fertilisants, représentent une source reconnue d'ETM dans les sols agricoles. L'épandage des déchets industriels et des boues de curage renferme les ETM dans des déchets industriels variés stockés sur d'anciennes friches industrielles, ou de ceux existants dans des effluents liquides issus des industries agro-alimentaires qui font l'objet d'épandage. L'étalement des boues de curage des ports et des cours d'eau constituent une source importante d'ETM du fait de l'accumulation sédimentaires des éléments rejetés par les industries et les agglomérations des bassins versants (Robert et Juste 1997; Lakherwal, 2014; Tejada-Tovar et al. 2015).

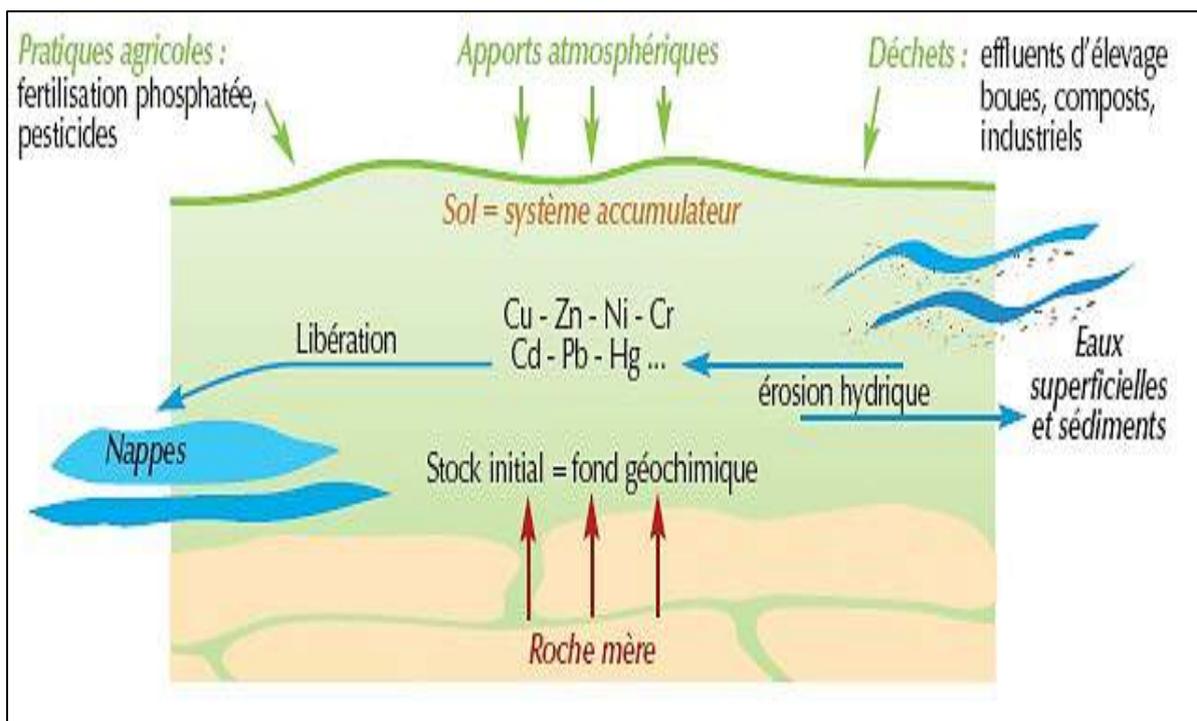


Figure 4. Les sources naturelles et anthropiques des ETM dans le sol (Robert et Juste, 1997)

I.2.2 Les formes et la distribution des ETM dans le sol

Dans les sols, les ETM se répartissent entre la phase solide et la phase liquide qui constituent ces sols. Le plus souvent, la quantité existant dans la solution du sol ne représente qu'un infime pourcentage de la totalité du polluant. Les métaux se concentrent donc dans la fraction solide du sol, et se répartissent dans les différentes fractions organiques et minérales à savoir : les argiles, les oxydes et hydroxydes, les carbonates, la matière organique, etc. (Figure 5).

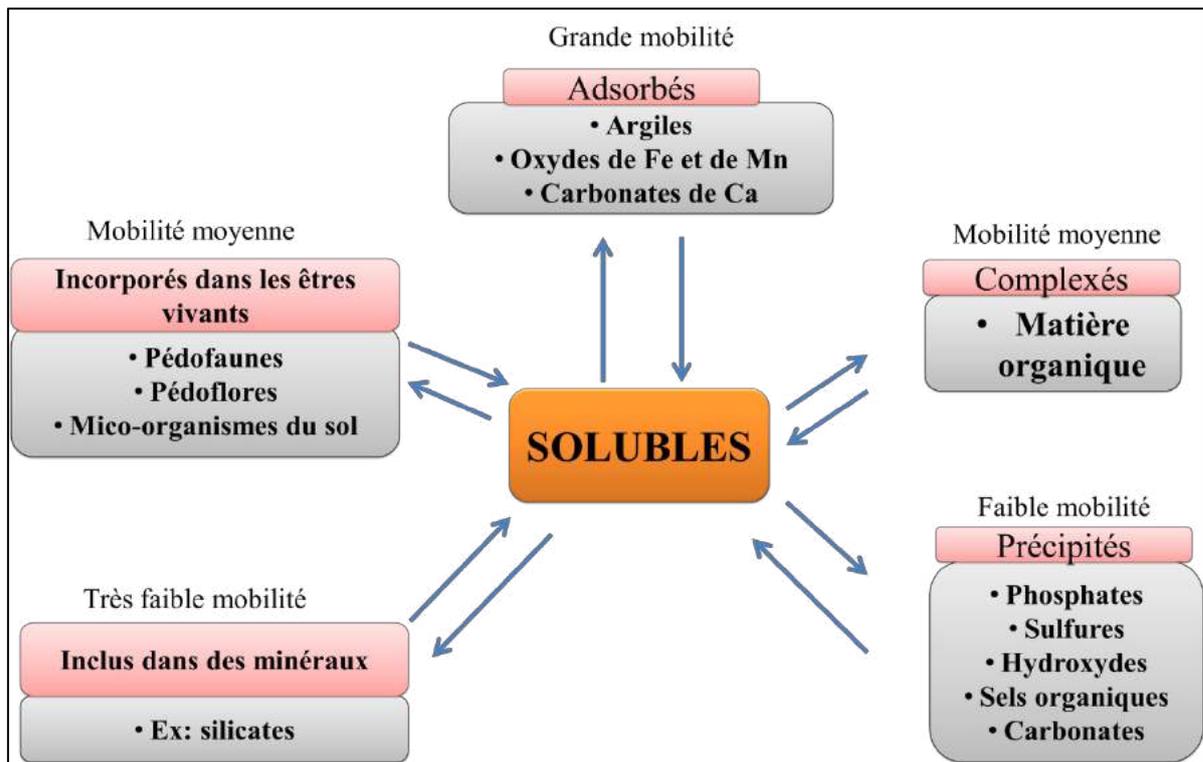


Figure 5. Localisation et mobilité des ETM dans les sols

- **Dans l'argile** : on trouve une fraction importante des ETM du sol dans la phase argileuse : ils sont inclus dans les réseaux silicatés sous une forme très peu disponible, ou encore adsorbés à la périphérie des argiles. Les phyllosilicates que l'on retrouve essentiellement dans la fraction argileuse (<2 μ m) des sols, sont des silicates d'alumine organisés en feuillets formés d'un empilement successifs d'octaèdres, AlO_6 et de tétraèdres SiO_4 . Au sein de ces polyèdres se produisent des substitutions isomorphiques et conduisent à la charge négative (charge permanente, indépendante du milieu) de la surface des argiles. Ce déficit de charge est alors compensé par des cations dans l'espace interfoliaire ou à la surface du minéral. À cette charge permanente s'ajoute une charge variable due à la présence de groupements hydroxyles sur les bordures. L'ensemble de ces groupements permet la fixation des ETM (Sterckeman et al. 2000; Uddin, 2017; Edelstein et Ben-Hur, 2018).

- **Dans les oxydes** : dans la majorité des sols, les oxydes de fer et de manganèse représentent la phase de rétention privilégiée de beaucoup de métaux. Les oxy-hydroxydes constituent avec les argiles une fraction importante du complexe d'altération (Kebir, 2012). La charge est uniquement due aux groupements hydroxyles de surface et est déterminée par les paramètres intrinsèques de la solution du sol (Thomas et al. 1993; Ugwu et Igbokwe, 2019; Shi et al. 2021).

- **Dans les carbonates de calcium et les phosphates** : en sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments-traces, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 (Perrono, 1999; Cao, 2018). La dissociation de ces composés entraîne l'adsorption des métaux à leur surface. La précipitation ou co-précipitation de certains ETM avec ces composés sont également responsables de leur rétention dans les sols (Cotter-Howells, 1996; Zhao et al. 2016; Cao, 2018).

- **Les matières organiques** : elles peuvent agir en tant que ligands sur les métaux, modifiant leur spéciation, leur dynamique et leurs impacts comme polluants. Les matières organiques interviennent dans la rétention des métaux par leurs groupements carboxyles R-COOH , phénol R-OH , amines R-NH_2 et thiols R-SH . L'ensemble de ces composés à forte capacité d'échange, sont chargés négativement en milieu neutre ou à $\text{pH} > 5$ selon les groupements considérés, et sont donc très réactifs vis-à-vis des ETM. Bien que l'étude de ce compartiment du sol soit délicate, on peut distinguer dans cette famille de composés organiques : les matières organiques humifiées composées d'acides fulviques, d'acides humiques et d'humine, ainsi que des ligands organiques de faible poids moléculaire, essentiellement issus de l'activité biologique du sol (exsudats racinaires, etc.), (Andersen et al. 2002; Pavelková et al. 2018; Wen et al. 2018)

- **Les précipités** : les micro-polluants métalliques peuvent précipiter dans les sols suivant les conditions qui y règnent, pour former des composés chimiques peu ou pas solubles, tels que des sulfures, des phosphates, des hydroxydes ou des sels organiques (Perrono, 1999; Davis et al. 2009; Edelstein et Ben-Hur, 2018).

- **La solution du sol** : même si elle ne contient généralement qu'une faible proportion d'ETM totaux, c'est dans cette phase aqueuse que les ETM sont le plus mobiles et donc généralement les plus disponibles pour les organismes (Van Straalen et Van Gestel, 1997; Cao, 2018).

I.2.3 Influence des paramètres physicochimiques sur le comportement des ETM dans le sol

Les variations des conditions du milieu modifient le comportement des ETM dans les phases constitutives du sol. La mobilité de ces éléments est définie comme leur aptitude à être transférés vers des compartiments où ils sont de moins en moins énergiquement retenus, le compartiment ultime étant représenté par la solution du sol (Juste et al. 1995; Romero-Freire et al. 2015). Ce comportement est dirigé par un certain nombre de facteurs

et de conditions du milieu, par exemple la toxicité d'un métal dépend de sa spéciation et des facteurs environnementaux. Dans le sol, les ETM peuvent exister sous forme d'ion libre ou sous forme liée à des particules de sol. Cependant, un métal n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre ; il est alors biodisponible. Comme tout élément chargé positivement, les cations métalliques peuvent interagir dans le sol avec toute particule organique ou minérale chargée négativement. De l'équilibre entre les formes libres et fixées de l'ion va dépendre sa biodisponibilité, directement liée à sa toxicité. Donc la biodisponibilité des éléments traces métalliques varie en fonction de plusieurs facteurs du sol notamment le pH, la capacité d'échange de cation (CEC), le potentiel redox (Eh), la teneur en phosphate disponible, la teneur en matière organique, et les activités biologiques, etc. (Van Gestel et al. 1995; Calvet, 2003; Ghanem Nadra et al. 2017).

1.2.3.1 Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH est un facteur important influençant la solubilité et la spéciation du métal et donc sa toxicité. L'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM, notamment par la mise en solution de sels métalliques ou destruction de la phase de rétention. Inversement, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation de composés insolubles ou accroissement de la capacité d'échange cationique. On notera cependant que certains ETM comme le bore obéissent moins strictement à ce type de comportement ou, au contraire, comme le molybdène, l'arsenic, le sélénium présentent un comportement opposé ; en effet, leur mobilité augmente avec le pH, et est plus élevée en sols calcaires (Ardestani et van Gestel, 2013; Su et Liu, 2017)

1.2.3.2 La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité totale d'échange ou capacité de cations est la quantité maximale de charges cationiques qu'une masse déterminée de sol peut fixer et échanger. La CEC est relativement stable dans un sol puisqu'elle dépend de la texture ainsi que du taux et de la qualité de la matière organique (Gobat et al. 2010). Ce paramètre exprimé en milliéquivalents pour 100g est une caractéristique importante de chaque argile qui conditionne grandement la biodisponibilité d'un métal dans le sol. Les argiles, de par leurs propriétés physico-chimiques, jouent un rôle très important dans la disponibilité des ETM (Li et Li, 2000). Des études ont montré que les métaux lourds peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique (Fernandez-Cornudet,

2006). En effet, la charge électro négative des argiles les rend aptes à contracter des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques. Ces liaisons sont réversibles et les cations fixés sont échangeables ; ils peuvent être remplacés par d'autres cations présents dans la phase aqueuse du sol (Kebir, 2012; Romero-Freire et al. 2015).

1.2.3.3 Le potentiel redox (Eh)

L'air du sol contient en moyenne 18 à 20 % d'oxygène, ce qui est suffisant pour les organismes aérobies. Mais, dans des cas précis, la concentration en oxygène peut diminuer fortement, jusqu'à sa disparition, qui engendre des conditions réductrices. À ce moment-là, les organismes supérieurs sont asphyxiés, laissant la place à quelques groupes de microorganismes adaptés à l'anoxie. Ces activités biochimiques s'inscrivent dans un processus d'auto-organisation très complexe d'un véritable système "sol-microorganismes", qui intègre des aspects chimiques, comme le potentiel redox et physique, comme la microstructure (Gobat et al. 2010). L'ensemble de ces facteurs favorisant l'anoxie peuvent modifier la mobilité de certains ETM comme le manganèse et le fer dont les formes réduites et plus mobiles dans le sol que les formes oxydées (Van Gestel, 2008). Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les faibles valeurs d'Eh favorisent la dissolution des hydroxydes et entraînent une augmentation de la concentration des métaux associés avec ces composants (Chaignon, 2001). La modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des ETM. Par exemple, en conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent volontiers les éléments métalliques tels que le Pb, le Cd et le Zn. Bien que l'influence des conditions oxydo-réductrices du sol semble très importante au regard de la mobilité des éléments métalliques, il n'en demeure pas moins que ce facteur apparaît souvent comme secondaire par rapport au pH. En effet, pour un sol donné l'Eh varie en fonction inverse du pH, il augmente quand le pH diminue (Deneux-Mustin et al. 2003; Ardestani et van Gestel, 2013).

1.2.3.4 La matière organique (MO)

L'apport de matière organique permet d'immobiliser les ETM du sol qui ont une grande affinité par rapport à cette dernière, mais la minéralisation ultérieure peut les remettre en solution, il ne s'agit donc que d'une immobilisation temporaire (Wen et al. 2018). Dans le cas du Zn, la formation de complexes organo-métalliques augmente sa mobilité

contrairement à ce qui est observé pour le Pb, car sa chélation avec les acides fulviques ou les acides organiques de faible poids moléculaire produisent des complexes solubles (Fritsch, 2010). La matière organique des sols peut agir de manières différentes sur la mobilité, la solubilité et la biodisponibilité des ETM (Impellitteri et al. 2002). Il a été démontré que la quantité de la MO a une nette influence sur la capacité à fixer les ETM (Quenea et al. 2009). Plus la quantité de la MO est faible, plus la force de fixation et donc de rétention de ces éléments sera forte (Labanowski et al. 2007). En revanche, la MO présente sous forme soluble, de par ses propriétés de complexation, peut favoriser la mobilité des métaux en augmentant leur concentration dans la solution du sol (Girard, 2005; Novotny et al. 2020).

I.2.3.5 La température et l'humidité du sol

Ces deux paramètres jouent un rôle indirect en favorisant l'activité biologique du sol, et donc la production de substances acides ou complexantes issues de la biodégradation de matières organiques. L'élévation de température agit directement sur la dissolution de composés fixant un ETM, facilitant ainsi son absorption par la flore. L'humidité et la température ont un effet sur l'accélération ou/et l'inhibition des réactions et les processus chimique dans et donc sur la spéciation des métaux, la précipitation, la solubilité, l'adsorption, et la biodisponibilité des éléments nutritifs, etc. (Adriano, 2001; Knoepp et al. 2005).

I.2.3.6 L'activité biologique

La compréhension globale des phénomènes biologiques agissant sur la solubilité des éléments traces métalliques dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux. Parmi les microorganismes on retrouve de nombreuses populations bactériennes et fongiques dont les activités métaboliques influencent la mobilité de ces éléments. Cependant, beaucoup de ces phénomènes sont également communs aux plantes. Les principaux modes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation (Abdu et al. 2017). La production de composés acides tels que les acides carboxyliques, phénoliques, aliphatiques, nitrique et sulfurique qui sont susceptibles de dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, libèrent ainsi les métaux lourds (Chaignon, 2001; Van Gestel, 2008; Abdu et al. 2017). Les champignons et les racines des plantes sécrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption en nutriments (Deneux-Mustin et al. 2003; Abdu et al. 2017). Certains acides organiques à faible masse moléculaire, comme les

acides oxalique, citrique ou fumarique qui interviennent dans la complexation intracellulaire d'éléments nutritifs, peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur. Ils limiteraient ainsi les transferts par des processus de complexation. L'action directe de certains microorganismes par la biométhylation sur le degré d'oxydation de l'espèce métallique comme le mercure, l'arsenic et le sélénium permet le transfert de groupements méthyle directement aux atomes Pb, Sn, As, Sb, et Se, permettant ainsi leur volatilisation dans l'atmosphère (Baker et Walker, 1990; Dos Santos et al. 2016; Fang et al. 2016).

I.3. Biosurveillance de la qualité des sols

I.3.1 Définition de la biosurveillance

La biosurveillance, ou la surveillance biologique, est généralement définie comme « l'utilisation systématique des organismes vivants ou de leurs réponses pour déterminer l'état ou les changements de l'environnement ». Les mesures utilisées pour les écosystèmes étudiés peuvent être choisies à partir de n'importe quel niveau d'organisation biologique (sous-organisme, organisme, population, communauté et écosystème) (Markert 2007; Markert et Wünschmann 2011). La biosurveillance se définit aussi comme une méthode d'observation de l'impact des facteurs externes sur les écosystèmes et leur développement au cours d'une période donnée, ou lors de la comparaison entre les sites (Markert et al. 1999; Markert, 2007). En raison du développement rapide de ce domaine, et en se basant sur la littérature (Markert et al. 1999; Markert, 2007; Markert et Wünschmann, 2011; Moog et al. 2018), on constate qu'il existe plusieurs notions :

Le bioindicateur est un organisme (ou une partie d'un organisme ou d'une communauté d'organismes) qui contient des informations qualitatifs et quantitatifs de l'environnement (ou une partie de l'environnement) ;

L'indicateur accumulateur est un organisme vivant qui a une grande capacité d'accumuler une quantité significative d'un ou plusieurs éléments et/ou composés de leur environnement ;

L'indicateur d'effet ou d'impact est un organisme vivant qui démontre des effets spécifiques ou non spécifiques en réponse à l'exposition à un élément, composé ou à un certain nombre de substances toxiques dans l'environnement ;

La bioamplification qui désigne le déplacement d'un polluant le long de la chaîne trophique dans un écosystème donné, à un moment donné. Ce phénomène est généralement

accompagné d'une augmentation de la concentration du polluant d'un niveau trophique à l'autre ;

Le biomarqueur considéré comme tout paramètre biologique mesurable au niveau du sous-organismique (génétique, enzymatique, physiologique, morphologique), niveau dans lequel les changements structurels ou fonctionnels indiquent des incidences sur l'environnement en général.

I.3.2 Principaux types de biosurveillance

On distingue deux type de biosurveillance selon le modèle biologique ou le processus utilisé :

I.3.2.1 La biosurveillance passive

La biosurveillance passive est l'utilisation directe des organismes déjà présents dans leurs milieux naturels, soit par l'examen direct sur le site (observation, comptage, mesure de taille, etc), soit par échantillonnage et analyse au laboratoire selon le but de l'étude. Selon Markert et Wünschmann (2011); Asif et al. (2018) et Świsłowski et al. (2021), une bonne surveillance passive nécessite :

- Une distribution spatiale et une abondance suffisante du bioindicateur dans l'écosystème étudié ;
- Le bon choix de la saison d'échantillonnage selon les objectifs de l'étude ;
- Le bon choix de la méthode d'échantillonnage afin d'avoir les résultats les plus représentatifs possible.

I.3.2.2 La biosurveillance active

Dans cette méthode les bioindicateurs utilisés sont des organismes élevés aux laboratoires dans des conditions contrôlées et favorables, puis transportés vers un milieu pollué afin d'être exposés à l'ensemble des polluants dans le site d'étude. À la fin de la période d'exposition, les réactions provoquées par les contaminants sont enregistrées ou les xénobiotiques absorbées par l'organisme sont analysées ou/et quantifiées. Ce type de biosurveillance permet d'éviter les problèmes d'absence de l'espèce dans le site investigué, d'éviter les problèmes de la mauvaise distribution de l'espèce bioindicatrice qui ne permettent pas d'effectuer un échantillonnage représentatif dans la zone d'étude, et une bonne connaissance de la biologie des organismes vivants. En effet, ces informations

facilitent l'interprétation des résultats à la fin des tests *in situ* (Markert et Wünschmann, 2011; Pauget et al. 2011; Asif et al. 2018).

I.3.3 Les tests d'écotoxicité

Pour estimer la toxicité des substances toxiques, les écologues procèdent à des biotests ou bioessais avec des organismes vivants appartenant aux différents taxons. Les substances à tester peuvent être simples (organiques ou inorganiques) ou complexes (effluent industriel ou municipal, émissions gazeuses d'usine ou d'incinération, sol ou eau de percolation du sol). Avec ces bioessais, on peut vérifier aussi la bioaccumulation, la biodégradation, la biotransformation et/ou la vitesse de toxicocinétique des substances toxiques. Les limites des bioessais sont présentées dans leurs capacités d'extrapolation aux conditions naturelles. Leur réductionnisme à l'égard des facteurs écotoxicologiques (abiotiques, biotiques et modalités d'exposition) doit conduire à une grande prudence, même si les résultats de quelques études sont extrapolables (Van Coillie et Parent, 2011). Les essais d'écotoxicité testent un et/ou plusieurs concentrations en substance toxique (au moins cinq), à travers ça une mesure terminale (endpoint) de la toxicité est déterminée (Ramade, 1992; Walker et al. 2005; Baird et al. 2013), et plusieurs valeurs écotoxicologiques peuvent être estimés tels que :

- DL = dose létale
- DE et DI = dose effet et/ou d'inhibition.
- CL = concentration létale
- CE et CI = concentration d'effet et/ou d'inhibition.
- CMEQ, LOEC = Concentration minimale avec effets observés.
- CSEO, NOEC = Concentration sans effets observés.
- UT = unités toxiques.
- TEQ = toxicité équivalente.

À la fin des années 1990 et au début des années 2000, des essais d'écotoxicité utilisant des paramètres sublétaux comme la reproduction ont été normalisés pour les enchytrées, les vers de terre, les collemboles et les escargots par l'OCDE et l'Organisation internationale de normalisation (ISO). Pareillement, Environnement Canada, l'agence de protection environnementale (EPA) des États-Unis et ASTM International (anciennement l'American Society for Testing and Materials) ont décrit des méthodes semblables. Récemment, pour les mêmes organismes, des tests de comportement et d'évitement ont été décrits, tandis que

pour les vers de terre et les enchytrées, un test de bioaccumulation est disponible (Van Gestel, 2012).

Dans le cadre de cette thèse, on s'est basé essentiellement sur l'application du test normalisé sur les escargots développé par ISO (2006), pour étudier la survie, la croissance et l'accumulation des ETM chez le gastéropode pulmoné terrestre *Helix aspersa*.

I.3.4 Utilisation des escargots comme bioindicateurs de la qualité des sols

I.3.4.1 Généralité sur l'anatomie, la biologie et l'écologie de l'espèce *Helix aspersa*

a. Les gastéropodes

Les gastéropodes sont des mollusques présentant un corps mou, non segmenté et complètement dépourvu d'appendices articulés, qui se divise en trois parties : la tête, bien différenciée, la masse viscérale et le pied, organe caractéristique de ces gastéropodes, musculueux et ventral, il sert à la locomotion (Barker, 2001). Les gastéropodes terrestres ont traditionnellement été considérés comme des herbivores qui sont capables de manger une grande variété de plantes vivantes et mortes, et ajuster leur régime alimentaire selon la disponibilité des denrées alimentaires ce qui pourrait expliquer la grande distribution de nombreuses espèces d'escargots (Barker, 2001). À l'origine, tous les gastéropodes étaient aquatiques, et possédaient une coquille ainsi que des branchies. Au cours de l'évolution, une partie des gastéropodes ont perdu certaines de ces caractéristiques ; à ce titre, les limaces et les escargots au sens large font partie des gastéropodes terrestres, ils sont pulmonés et mènent une vie exclusivement terrestre (Adam, 1960; Barker, 2004). Les gastéropodes terrestres ont un épiderme constamment humide qui produit du mucus pour permettre un mouvement lent de l'individu. Ils possèdent un élément caractéristique de leur morphologie : la coquille, dure et enroulée en spirale, dans laquelle l'animal peut se rétracter pour échapper aux prédateurs ou pour se protéger contre les conditions météorologiques difficiles (particulièrement la sécheresse). L'ouverture de la coquille peut alors être bloquée par la sécrétion d'une cornée ou d'un couvercle calcifié. Tous les gastéropodes pulmonés sont hermaphrodites : chaque individu est à la fois mâle et femelle, mais la reproduction doit être croisée. Pendant l'accouplement, chaque individu transfère son sperme à l'autre. Les œufs sont ensuite pondus, généralement 15 jours après l'accouplement. Les œufs sont déposés à l'abri dans le sol, dans une fissure de bois, sous une pierre, etc. Les juvéniles ressemblent aux adultes (Smolowitz, 2008; Karas, 2009). La vie des escargots est rythmée par la nécessité d'échapper à la dessiccation. Ils sont donc

plus actifs la nuit ou par temps humide. La survie pendant les périodes les plus sèches est assurée par la coquille dans laquelle l'individu est protégé de la sécheresse ; certaines espèces estivent. Le régime alimentaire de ces espèces est phytophage. La prise de nourriture s'opère par le frottement de la langue chitineuse (appelée radula) sur les végétaux. Les préférences ou exigences écologiques des gastéropodes terrestres sont très différentes d'une espèce à l'autre. Les forêts constituent généralement des habitats très riches abritant de nombreuses espèces pouvant également être rencontrées dans les jardins, les haies ou les friches. Les zones humides abritent également de nombreuses espèces, les zones rocailleuses accueillent également des espèces bien particulières et caractéristiques du milieu. La faible mobilité des mollusques et leur grande dépendance aux conditions du micro-climat en font de bons indicateurs de l'histoire d'un milieu et de son évolution (Barker, 2001; Strong et al. 2007; Smolowitz, 2008).

L'identification des espèces est relativement difficile ; la plupart des espèces peuvent être identifiées à partir de leur coquille. La taille, la forme et la coloration de celle-ci peuvent toutefois présenter une forte variabilité au sein d'une même espèce et ainsi prêter à confusion (Pearce et al. 2006; Haendeler et al. 2010)

b. Le gastéropode pulmoné terrestre *Helix aspersa*

L'espèce *Helix aspersa* (syn. *Cantareus aspersus* ou *Cornu aspersum* O.F. Müller, 1774) connu sous le nom commun petit-gris, est un mollusque terrestre gastéropode pulmoné de l'ordre de stylommatophores et de la famille des *Helicidae*. Sa coquille est de couleur brun-jaune et de type dextre (qui s'enroule de gauche à droite), son diamètre est de 30 mm en moyenne et sa hauteur est de 25 à 40 mm (Figure 6). Le corps de cet escargot est formé de deux parties :

- Le pied lui donne la possibilité de glisser et permet la sécrétion d'un mucus qui facilite le mouvement sur les surfaces rugueuses. Il englobe le système nerveux, la partie antérieure du tube digestif, et la sole pédieuse ;
- Les viscères sont constitués d'organes présents dans le tortillon à l'intérieur de la coquille à savoir : le rein, l'hépatopancréas, le cœur et une partie de l'appareil génital qui se prolonge jusqu'au pied.

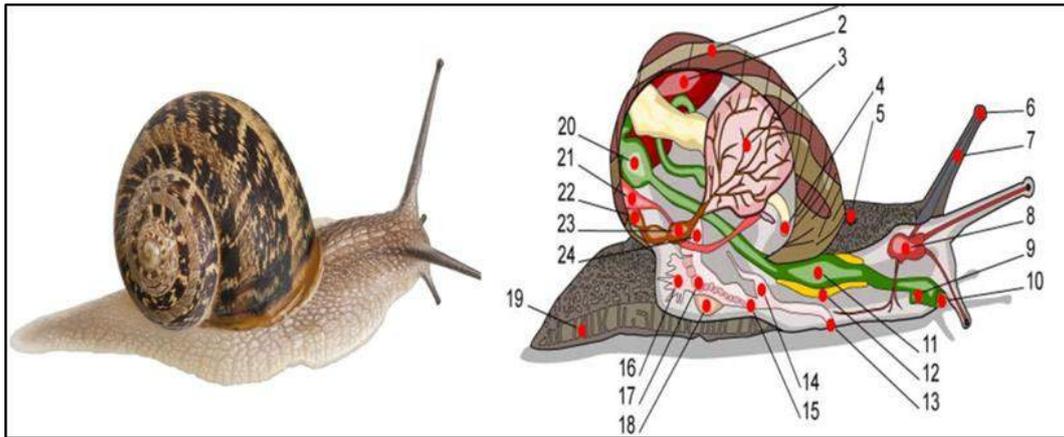


Figure 6. Anatomie de l'espèce *Helix aspersa*

(source : <https://m.21-bal.com/law/9889/index.html?page=4>)

1. Coquille	9. Conduit salivaire	17. Oviduc
2. Foie	10. Bouche	18. Sac de dards
3. Poumons	11. Panse	19. Pied
4. Anus	12. Glande salivaire	20. Estomac
5. Pore respiratoire	13. Orifice génital	21. Rein
6. Œil	14. Pénis	22. Manteau
7. Tentacule	15. Vagin	23. Cœur
8. Cerveau	16. Glande muqueuse	24. Canal déférent

Helix aspersa est une espèce ubiquiste, originaire des pays méditerranéens, très répandue en Afrique du nord et en Europe. Elle se nourrit essentiellement de graminées, de légumes, de céréales et de champignons. Elle est assez répandue dans les prairies, les champs de cultures, et les lisières (Barker, 2001). Cette espèce omniprésente s'adapte à plusieurs conditions environnementales, de sols et de climats, et s'acclimate très bien aux milieux fortement anthropisés.

L'activité des escargots est largement contrôlée par les conditions du milieu comme l'hygrométrie du sol et de l'air, la température et l'intensité lumineuse (Dallinger et al. 2001; Baurand, 2014).). L'absence prolongée de l'humidité et l'élévation de la température (15°C) provoquent l'estivation et l'hibernation de cette espèce. En estivation, les escargots se fixent sur un support sec et secrètent un voile de mucus qui se solidifie (épiphragme) ; en hibernation, l'épiphragme est plus solide et les individus s'enfouissent dans le sol ou la litière. Le métabolisme des *H. aspersa* est minimisé durant ces périodes (Bernocchi et al. 1998; Draghici et al. 2020). Quatre phases caractérisent la croissance de *H. aspersa* en fonction du poids :

- ✓ Les jeunes éclos : 1g (le premiers mois) ;
 - ✓ Les juvéniles : jusqu'à 5g ;
 - ✓ Les subadultes : à partir de 5 g jusqu'à 8-9g ;
 - ✓ Les adultes : après environ 4 mois (dans les conditions favorables contrôlées).
- Durant cette période les escargots forment un bord de la coquille qui s'incurve par un épaissement du bord du manteau et la croissance en longueur de la coquille s'arrête, à ce stade, les escargots terminent la maturation sexuelle et la reproduction commence. La fécondation est réciproque chez ces hermaphrodites ou les deux partenaires peuvent se comporter comme mâle ou femelle (Chevalier et al. 2001; Heusser et Dupuy, 2015).

I.3.4.2 Utilisation de l'espèce *Helix aspersa* en écotoxicologie

Le régime alimentaire de ces animaux basé sur la consommation de plantes et l'ingestion du sol, et le fait que *H. aspersa* soit un gastéropode pulmoné, font de cet invertébré un bioindicateur très intéressant dans les processus de biosurveillance de la qualité des sols ; en effet, ce dernier comporte plusieurs voies d'exposition :

- La voie digestive (voie principale > 80%) : l'ingestion des aliments et les particules du sol (Gomot et al. 1989; Scheifler et al. 2006) ;
- La voie respiratoire : les gaz et les particules atmosphérique (Regoli et al. 2006) ;
- La voie cutanée : à travers l'épithélium du pied par diffusion (Coourdassier et al. 2002 ; Gomot-de Vaufleury et Pihan, 2002).

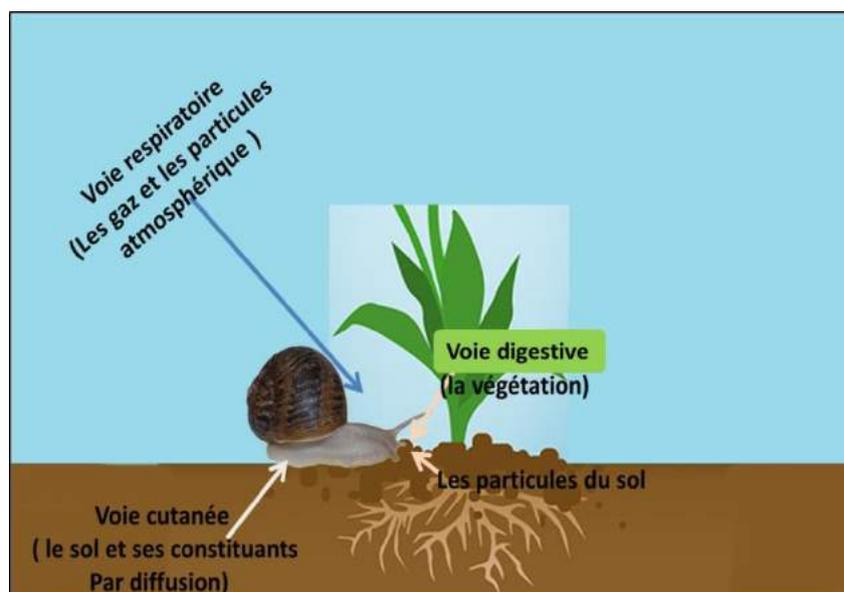


Figure 7. Les voies d'exposition de l'escargot *Helix aspersa* aux polluants dans le milieu naturel

L'inhibition de la croissance chez les juvéniles des escargots, peut être utilisée pour évaluer l'écotoxicité des sols contaminés à travers l'exposition direct, par ingestion ou contact cutané. Cet effet sub-létal représente un critère important pour l'évaluation des risques de contamination des sols (Gomot-De Vaufleury, 2000; Coeurdassier et al. 2001). *Helix aspersa*, qui accumule certains ETM et en élimine d'autres (Coughtrey et Martin 1976; Gomot-De Vaufleury et Pihan, 2002; Viard La Rocca et al. 2004), est une espèce tout à fait appropriée pour estimer les résidus de métaux dans le corps ou les tissus, et pour surveiller la biodisponibilité de ces derniers dans le sol lorsqu'elle est utilisée avec des données obtenues à partir d'autres invertébrés terrestres (Stürzenbaum et al. 2004; Van Straalen et al. 2005; Scheifler et al. 2006).

Les escargots remplissent tous les critères d'un bon indicateur biologique (Laskowski et Hopkin, 1996a; Gomot-De Vaufleury 2000; Viard La Rocca et al. 2004). En effet, ils sont facilement identifiables, peuvent être échantillonnés aisément, occupent une aire biogéographique assez large, et leur faible mobilité signifie qu'ils sont représentatifs d'un site précis. Connus sur le plan biologique et écologique, ils accumulent fortement les polluants, et ils peuvent désormais être facilement élevés au laboratoire. Leur cycle biologique est parfaitement contrôlable ce qui facilite l'étude des effets toxiques des contaminants sur n'importe quelle phase de leur cycle de vie. La relation dose-dépendante de l'inhibition de la croissance de l'escargot *Helix aspersa* a déjà été identifiée comme intéressante par rapport à d'autres espèces notamment les vers de terre et les collemboles (Gomot-De Vaufleury, 2000; Vaufleury et Pihan, 2002). Les escargots peuvent servir comme un modèle biologique pour la surveillance des sols et pour les tests d'écotoxicité (Gomot et al. 1989; Gomot-De Vaufleury, 2000; Regoli et al. 2006; Fritsch et al. 2011; Louzon et al. 2020a), et pour déterminer la toxicité de certains polluants (Van Gestel, 2012). Les gastéropodes du genre *Helix* sont considérés comme des macro-concentrateurs pour plusieurs ETM (Dallinger, 1993). Compte tenu de leur capacité à résister et à accumuler les ETM, l'organisation internationale de normalisation (ISO) a développé en 2006 un test standardisé d'écotoxicité utilisant l'espèce *H. aspersa*. Ce test a été largement utilisé dans la biosurveillance des sols contaminés (Gomot- De Vaufleury, 1997; Swaileh et Ezzughayyar, 2000; Coeurdassier et al. 2001; Gimbert et al. 2006, 2008), ou dans des études utilisant l'exposition *via* la nourriture (Russell et al. 1981; Laskowski et Hopkin, 1996b ; Gomot-De Vaufleury, 2000). Ces animaux représentent également un choix parfait pour les tests d'écotoxicité *in situ* à l'aide de microcosmes évaluant la qualité des sols dans les sites contaminés par la pollution métallique. Les normes de ces tests sont actuellement en cours de développement et plusieurs études ont déjà été menées afin de compléter les

résultats des tests *ex situ* et avoir une vision plus claire des effets de la pollution métallique sur le sol et ses organismes vivants (Scheifler et al. 2003 ; Viard La Rocca et al. 2004 ; Fritsch et al. 2011 ; Pauget et al. 2013).

Chapitre II

Matériel et Méthodes

II.1. Récolte des individus géniteurs, élevage, reproduction et ponte chez *H. aspersa*

L'élevage des escargots a été effectué selon les recommandations de la norme (ISO 2006). C'est un élevage en conditions contrôlées adapté pour l'utilisation des juvéniles dans les tests de surveillance de la qualité des sols. Ce dernier a pour objectif l'obtention d'individus juvéniles dont le passé biologique est connu, pour pouvoir les utiliser dans des tests *ex situ* et *in situ* de surveillance de la contamination des sols par les éléments traces métalliques.

II.1.1. Choix de l'espèce modèle pour les tests

Lors des essais de surveillance de la qualité des matrices environnementales (sol, eau, sédiments, etc.), il n'est pas envisageable de réaliser des expérimentations sur l'ensemble des espèces ; en effet, le choix des espèces considérées ne peut résulter que d'un compromis entre représentativité et faisabilité. L'espèce prise en considération dans le cadre de cette étude est *Helix aspersa* (Fig. 8). Cette dernière étant le premier modèle biologique recommandé par la norme sus-citée. Les raisons du choix de cette espèce ont été rapportées par plusieurs auteurs ; en effet, *H. aspersa* possède un potentiel d'accumulation d'ETM relativement importante (Dallinger, 1993 ; Gomot-De Vaufleury et al. 1989 ; Gomot-De Vaufleury, 2000 ; Scheifler et al. 2002 ; Regoli et al. 2006 ; Fritsch et al. 2011 ; Gomot-De Vaufleury, 2015 ; Louzon et al. 2020a, b). De plus, elle est facile à identifier, très répondeuse dans le Nord-Est Algérien (Belhiouani et al. 2019), avec une capacité d'adaptation remarquable aux différentes conditions du milieu naturel. Cette espèce colonise les milieux anthropisés, on la retrouve également dans les dunes, les bois, les rochers, les haies mais également dans les zones cultivées.



Figure 8. L'escargot terrestre *Helix aspersa* dans son milieu naturel (photo prise le 08 avril 2017 à la montagne Chikh Ezouaoui-Constantine).

II.1.2. Récolte des individus géniteurs sur terrain

La récolte des individus géniteurs (adultes) de l'espèce *H. aspersa* a été effectuée au niveau de la montagne Chikh Ezouaoui (36°21'39.04"N 6°28'15.39"E) située dans la commune d'Ibn Ziad dans la wilaya de Constantine (Fig. 9). C'est une zone montagneuse, située à l'Est de la wilaya de Constantine (Fig. 10). Cette région représente un habitat parfait pour les gastéropodes compte tenu de sa nature rocheuse où les escargots passent leur période d'hibernation, et la présence de plusieurs espèces végétales qui constituent une source de nourriture à l'image de *Drimia maritima*. Environ 100 individus ont été récoltés et transporter au labo pour acclimatation et lancement de l'élevage.

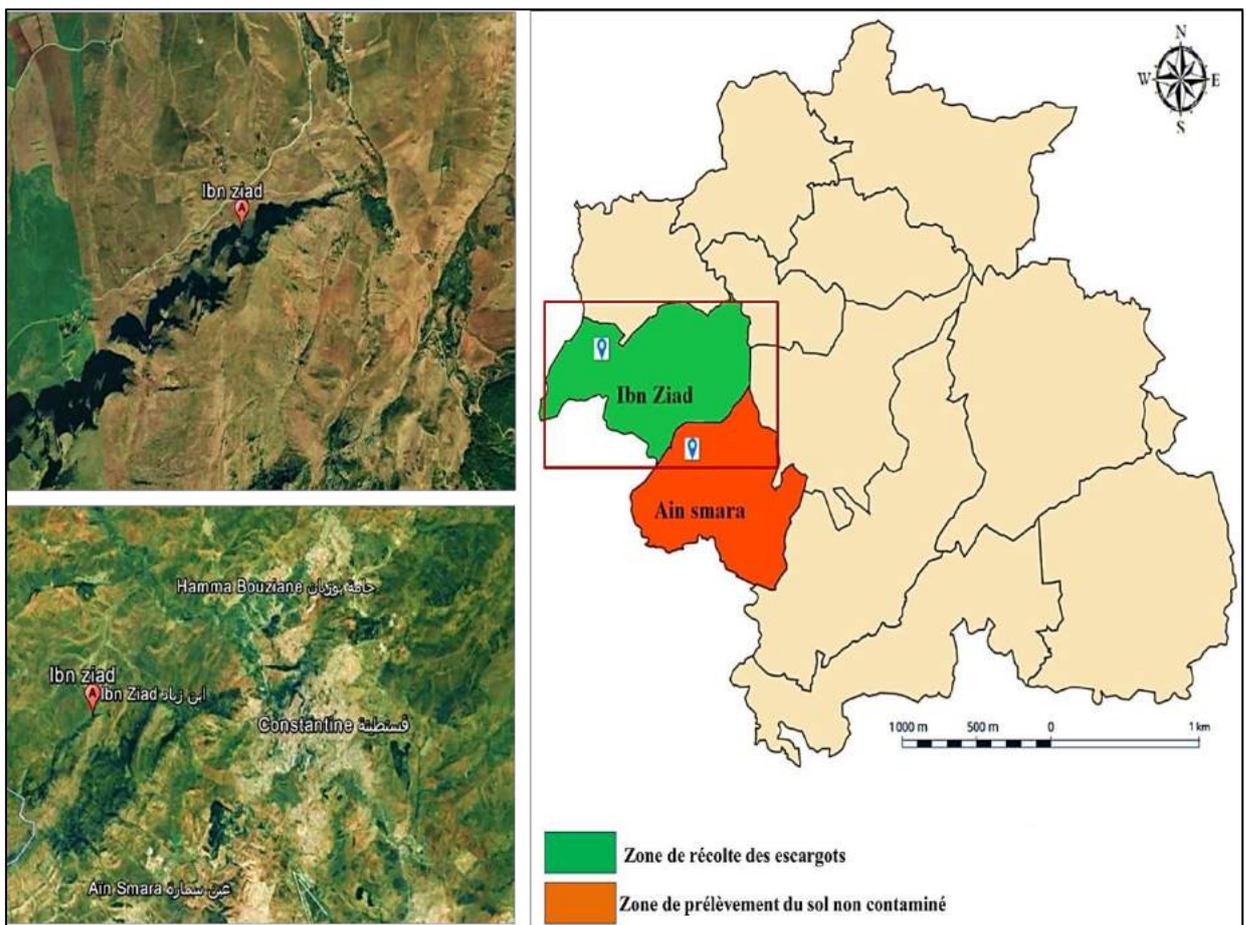


Figure 9. Localisation de la zone de récolte des individus géniteurs
(Montagne Chikh Ezouaoui, Ibn Ziad-Constantine)

(Source : Google Earth)



Figure 10. La zone montagneuse Chikh Ezouaoui, Ibn Ziad-Constantine
(Photos prises le 08 avril 2017)

II.1.3. Les conditions d'élevage, de reproduction et de ponte de *H. aspersa*

Le sol utilisé pour l'élevage est un sol naturel provenant de la forêt de Chettaba dans la commune d'Ain Smara à Constantine. Le choix de cette forêt peut être justifié par l'éloignement de cette dernière de toutes sources de perturbation anthropique. Ce sol a été séché à l'air libre pendant 15 jours, puis broyé à l'aide d'un mortier en porcelaine et tamisé à 4mm. Notons, qu'une partie de ce sol a été tamisée à 2 mm et a servi à la détermination des paramètres physico-chimiques à savoir : pH, conductivité électrique, calcaire total, matière organique, azote total, capacité d'échange cationique et analyse granulométrique. Les résultats de cette caractérisation sont récapitulés dans le tableau 02.

Tableau 02. Caractéristiques physico-chimiques du sol de la forêt de Chettaba.

pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	MO (%)	C (%)	CEC (cmol.Kg^{-1})	CT (%)	N (%)
7.19	167.88	5.46	3.12	29.03	14.61	0.15

L'élevage des escargots a été maintenu dans des conditions contrôlées de lumière, de température, et d'humidité. Ainsi, les escargots adultes récoltés ont été répartis dans des terrariums (40cm x 28cm x 17cm) contenant 5 cm de sol à raison de 10 individus par terrarium. Le sol a été humidifié à 80% voire 85%, la température ambiante dans la chambre d'élevage est maintenue à $20\pm 2^\circ\text{C}$, avec une photopériode de 16 heures de lumière (50 à 100 lux) et 8 heures d'obscurité. Enfin, les couvercles de ces terrariums ont été troués afin d'assurer une bonne aération (Fig. 11). Une distribution périodique de la salade verte (*ad libitum*), de carotte et de farine de blé a été faite pour alimenter les individus géniteurs durant toute la période d'élevage. Aussi, et afin d'assurer un bon développement de la coquille, nous avons procédé à un apport en calcium *via* l'incorporation du carbonate de calcium (CaCO_3) au sol. Le calcium joue également un rôle important dans l'assimilation des éléments nutritifs du sol par les escargots.

Après une période d'acclimatation de deux mois dans les terrariums, l'accouplement entre les individus adultes de l'espèce *H. aspersa* a débuté, et a duré 10 à 12 heures. Quelques jours plus tard (10 jours), ces derniers ont creusé avec leurs têtes des trous dans le sol d'une profondeur de 2 à 3 cm pour y déposer leurs pontes constituées d'une centaine d'œufs ; cette étape a duré 24 à 48 h. Après développement et éclosion des œufs (10 à 15 jours) ; les juvéniles de l'espèce *H. aspersa* remontent à la surface du sol. Afin d'éviter la compétition pour la nourriture avec les parents adultes, qui peut constituer un facteur limitant de première importance, les nouveaux nés ont été déplacés délicatement dans de

nouveaux terrariums et mis dans les mêmes conditions d'élevage sus-citées. Il est à noter que durant l'élevage, un nettoyage périodique des bacs est assuré tous les 3 jours en retirant les excréments et le reste des aliments afin d'éviter la formation des moisissures. Le sol est renouvelé tous les 15 jours. En cas de ponte, on doit attendre l'éclosion, ou changer le sol tout en évitant l'endroit où se trouvent les œufs.

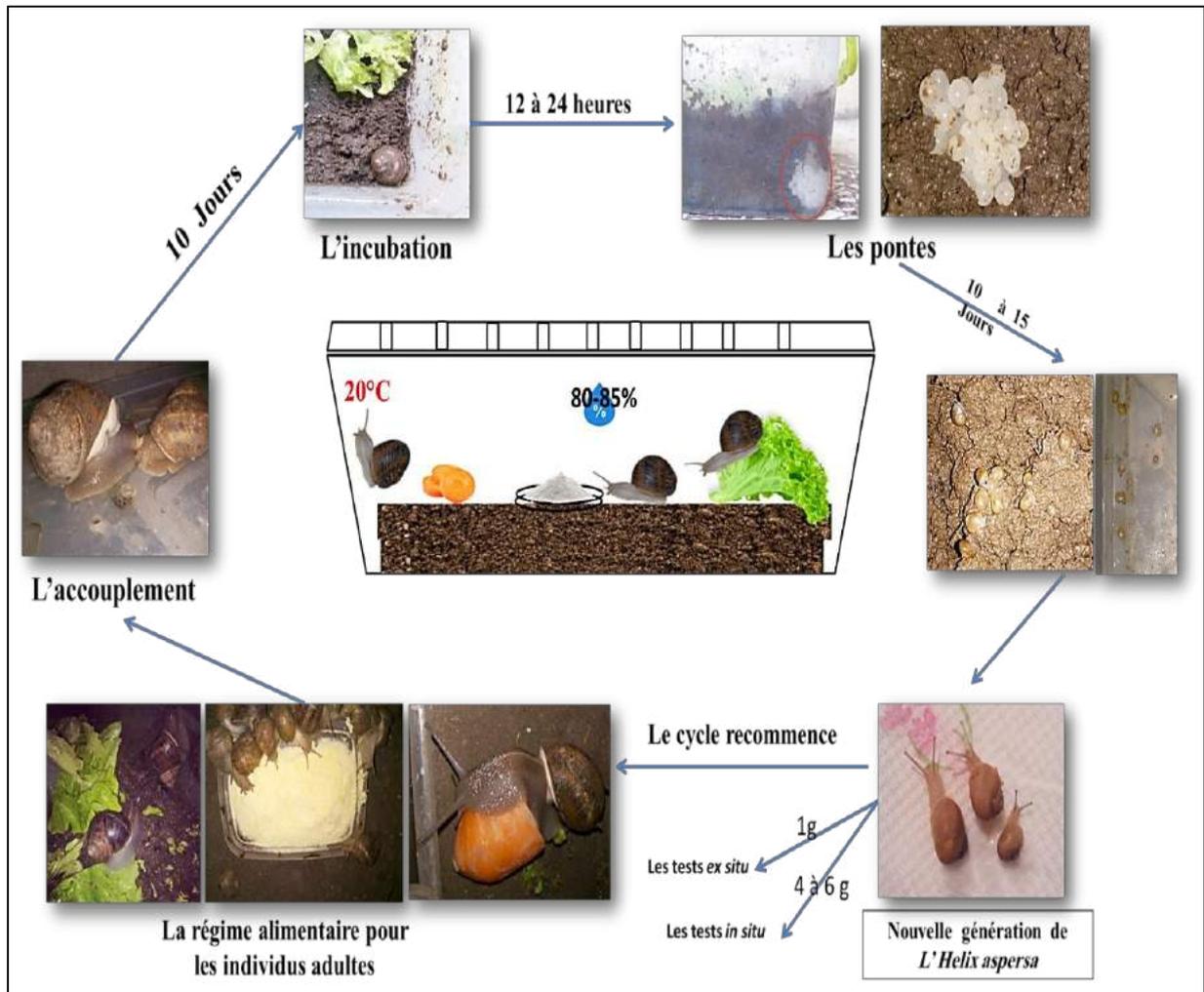


Figure 11. Le cycle d'élevage de l'escargot *Helix aspersa*

Le bilan des pontes est décrit dans le tableau 3. Ainsi, nous avons obtenu au total 1527 individus, avec un total de 53 pontes à raison de 32 individus par ponte. Le taux d'éclosion est estimé à 90%.

Il est à noter que c'est avec des individus issus de la deuxième génération que l'on a pu lancer les tests *in situ* et *ex situ*. Les individus ayant atteint un poids de 1 g (juvéniles avec un âge de 3 à 5 semaines) ont servi pour les tests *ex situ* (conditions contrôlées), et ceux avec un poids de 4 à 6 g (sub-adultes avec un âge de 8 à 10 semaines) pour les tests *in situ* (conditions naturelles).

Tableau 3. Bilan de l'élevage de l'escargot *Helix aspersa*

Nombre de ponte	Nbr. ind. Moy	Taux d'éclosion	Taux de mortalité	Nbr total obtenus
53	32	90 %	12 %	1527

II.2. Les tests *ex situ* d'écotoxicité du cadmium et du plomb chez *H. aspersa*

Dans le cadre de cette étude, et afin de tester la toxicité du cadmium et du plomb en conditions contrôlées sur la survie et la croissance d'individus juvéniles de l'espèce *H. aspersa*, nous avons effectué deux types de tests par contamination du substrat : le premier en utilisant un sol naturel prélevé dans la forêt de Chettaba, et le deuxième en utilisant trois sols naturels aussi mais présentant des caractéristiques physico-chimiques différentes ; il s'agit des sols : LUFA 2.2, Garden soil, et Soccer field soil, fournis par "Laboratory of Ecological Science, Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands".

II.2.1. Tests d'écotoxicité du cadmium et du plomb sur substrat naturel

II.2.1.1. Principe du test et plan expérimental

Les tests effectués sont des tests d'écotoxicité de type semi-statique en conditions contrôlées effectués selon les recommandations de la norme ISO 15952 (2006). Ils consistent à exposer une population juvénile de l'espèce en question à un sol naturel contaminé par des concentrations croissantes d'un seul élément considéré comme toxique pendant une durée déterminée. Les individus testés sont des juvéniles (3 à 5 semaines) issus de l'élevage décrit plus haut, caractérisés par un poids moyen de l'ordre de $1 \pm 0,3$ g et un diamètre moyen de $15,5 \pm 1$ mm. Les éléments testés sont le cadmium et le plomb. Notons que pour le cadmium, il s'agit d'une substance de référence et donc d'un test de contrôle du matériel biologique (Fig. 12).

Les concentrations testées pour le cadmium sont celles recommandées par la norme ISO 15952 (2006), à savoir : 0 - 50 - 100 - 200 - 500 - 1000 mg Cd/kg de sol sec. Deux concentrations supplémentaires ont été testées 1500 et 2000 mg Cd/kg de sol sec. L'apport en cadmium a été effectué en utilisant une solution aqueuse de nitrate de cadmium ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) avec une pureté de 99% (Sigma-Aldrich, USA).

Pour le plomb, les concentrations testées sont celles recommandées par la même norme (0 - 50 - 100 - 500 - 1000 mg Pb /kg de sol sec), avec trois concentrations supplémentaires (2000, 3000, et 5000 mg Pb /kg de sol sec). Le choix de ces dernières peut être justifié par

l'abondance relativement importante de cet élément dans le sol par rapport au cadmium. De même que pour la substance de référence, l'apport en plomb a été effectué en utilisant aussi une solution aqueuse de nitrate de plomb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) avec une pureté 99,99 % (Sigma-Aldrich, USA).

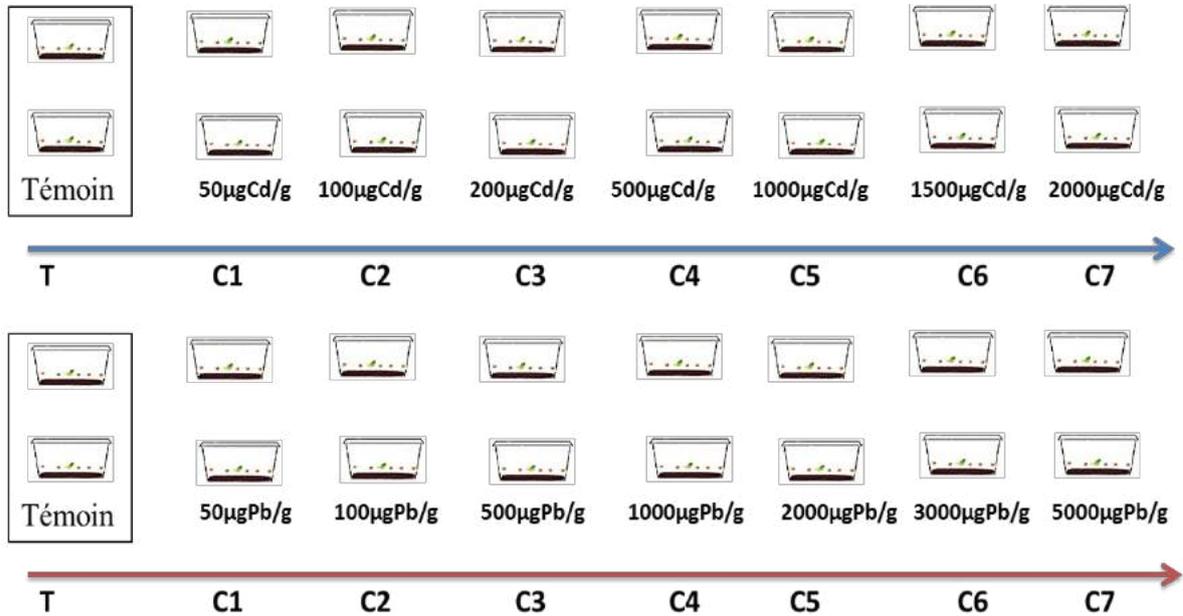


Figure 12. Plan expérimental du test *ex situ*

II.2.1.2. Les conditions de déroulements des tests *ex situ*

Les tests ont été effectués dans des terrariums contenant 100 g de sol humidifié à raison de 50 à 60% de sa capacité de rétention d'eau avec les solutions contenant soit du cadmium, soit du plomb. Les terrariums témoins ont été humidifiés avec de l'eau désionisée. Le substrat est le même sol utilisé pour l'élevage prélevé dans la forêt de Chettaba à Constantine. Ce substrat a subi les mêmes traitements que pour l'élevage (séchage, broyage et tamisage). Les conditions de déroulement du test sont les mêmes que pour l'élevage. Ainsi, une température de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, et une photopériode de 18h/6h avec un éclairage de 50 à 100 lux en utilisant une lumière artificielle sont les conditions de déroulement des tests (Fig. 13, 14). Afin de satisfaire les besoins énergétiques des individus testés et éliminer l'effet d'un stress autre que le toxique (le métal testé), de la laitue fraîche non contaminée, des carottes et de la farine de blé ont été fournies *ad libitum* pendant toute la période du test (2 mois). Il est à noter, que 5 individus ont été introduits par terrarium à raison de deux réplicats par concentration.

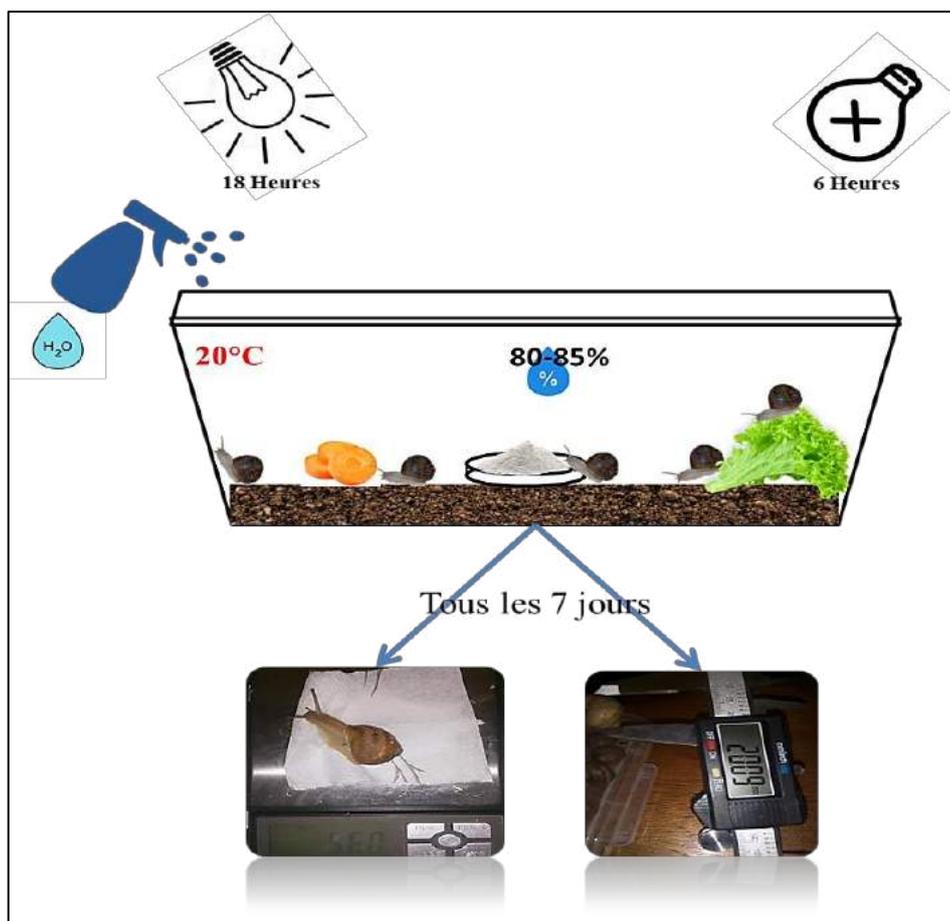


Figure 13 : Les conditions du test *ex situ*

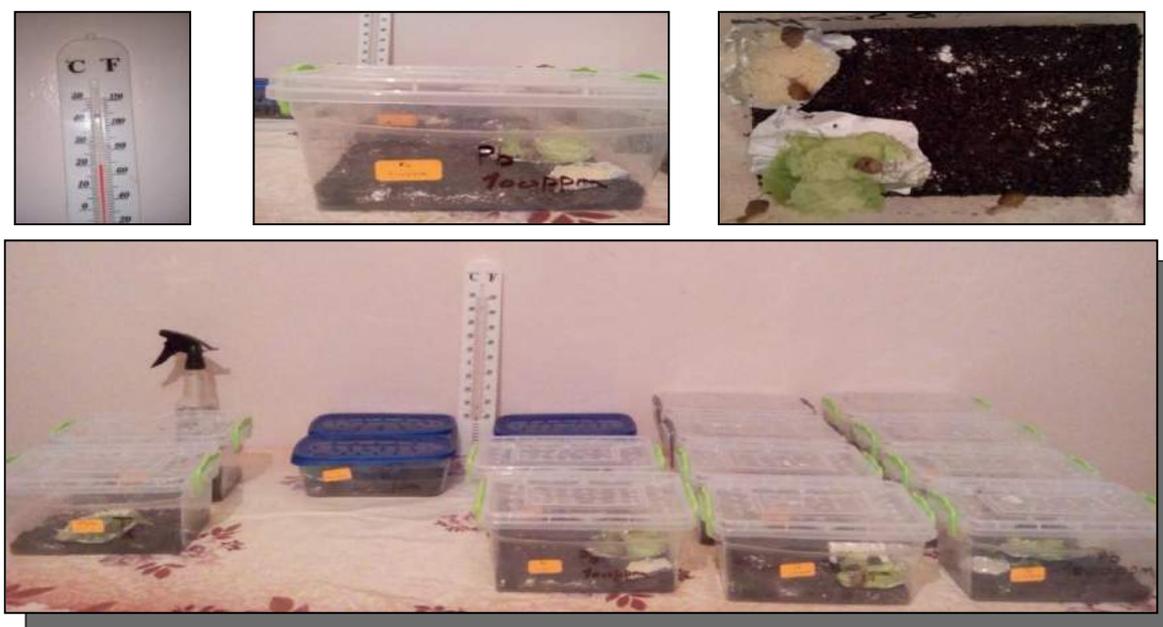


Figure 14. Tests *ex situ* d'écotoxicité du cadmium et du plomb sur substrat naturel

II.2.2. Tests *ex situ* d'écotoxicité du cadmium et du plomb sur substrats naturels avec des caractéristiques physico-chimiques différentes

II.2.2.1. Principe du test et plan expérimental

Les tests sur substrats naturels présentant des caractéristiques physico-chimiques différentes ont également été réalisés conformément à la norme ISO 15952 (ISO 2006). Les étapes sont identiques à celles décrites ci-dessus. La seule différence concerne le sol utilisé ; en effet, trois sols présentant des propriétés physico-chimiques différentes ont été utilisés (Tab. 4) :

- ✓ Un sol standard LUFA 2.2 obtenu à Landwirtschaftliche Untersuchungs-und Forschungsanstalt (LUFA) à Speyer en Allemagne ;
- ✓ Un sol de jardin (Garden soil) des Pays-Bas (un jardin non contaminé à Bilthoven) ;
- ✓ Un sol de prairie (Soccer field soil) collecté sur un terrain de football à De Kwakel, aux Pays-Bas.

Tableau 4. Propriétés physicochimiques des sols utilisés (Romero-Freire et al. 2015)

Sol	MO (%)	WHC (%)	pH (0.01 M CaCl ₂)	CEC (cmolc/kg)	Argile (%)
LUFA 2.2	1.9	45.2	5.5	10.0	8.60
Garden soil	3.4	51.0	5.9	18.8	4.80
Soccer field soil	9.6	38.6	6.9	20.0	5.10

MO : Matière organique, WHC : Capacité de rétention d'eau, CEC : Capacité d'échange cationique

Les concentrations testées pour le cadmium sont : 0 - 8.2 - 24.7 - 74 - 222 - 667 - 2000 mg Cd/kg. L'apport en cadmium a été effectué en utilisant une solution aqueuse de nitrate de cadmium (Cd(NO₃)₂ 4H₂O) avec une pureté de 99% (Sigma-Aldrich, USA). Pour le plomb, les concentrations testées sont : 0 - 13.6 - 40.7 - 122 - 366 - 1100 - 3300 mg Pb /kg de sol sec. De même que pour le cadmium, l'apport en plomb a été effectué en utilisant une solution aqueuse de nitrate de plomb (Pb(NO₃)₂) avec une pureté de pureté 99,99 % (Sigma-Aldrich, USA). Les concentrations utilisées pour ces tests ont été choisies en se basant sur les résultats des tests *ex situ* d'écotoxicité du cadmium et du plomb en utilisant le sol de la forêt de Chettaba ; ces tests peuvent être considérés comme préliminaires. Le plan expérimental adopté pour ces tests est illustré par la figure 15.

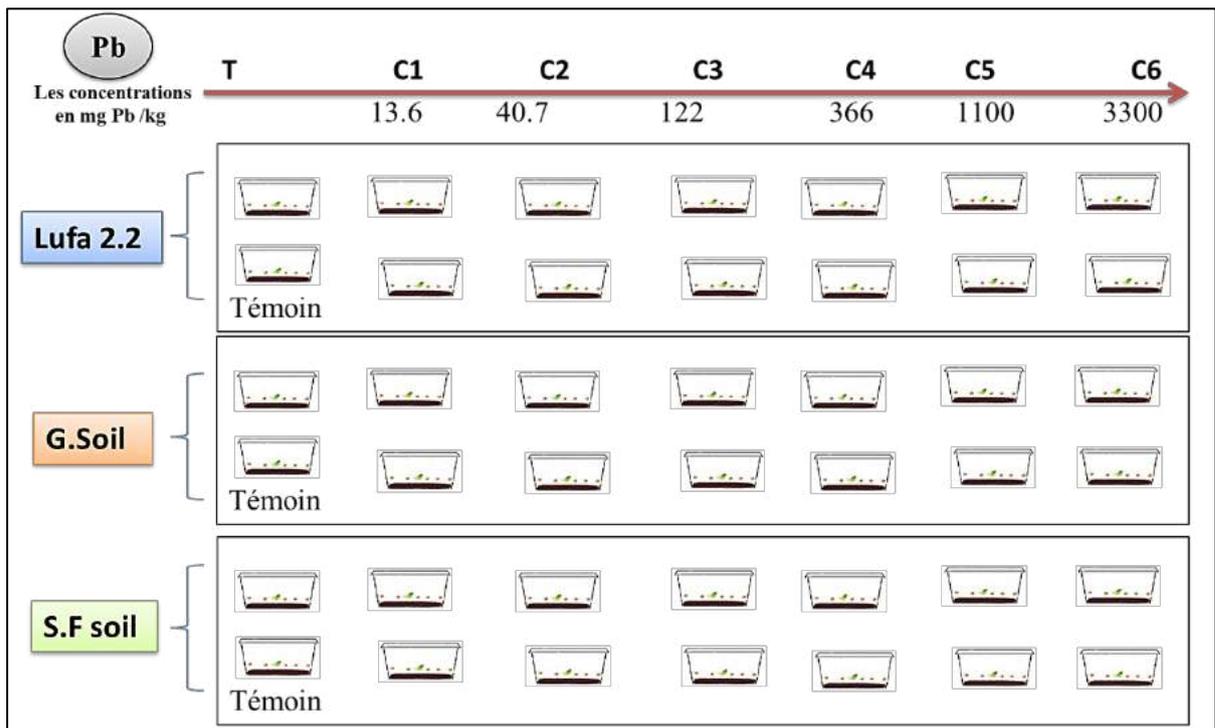
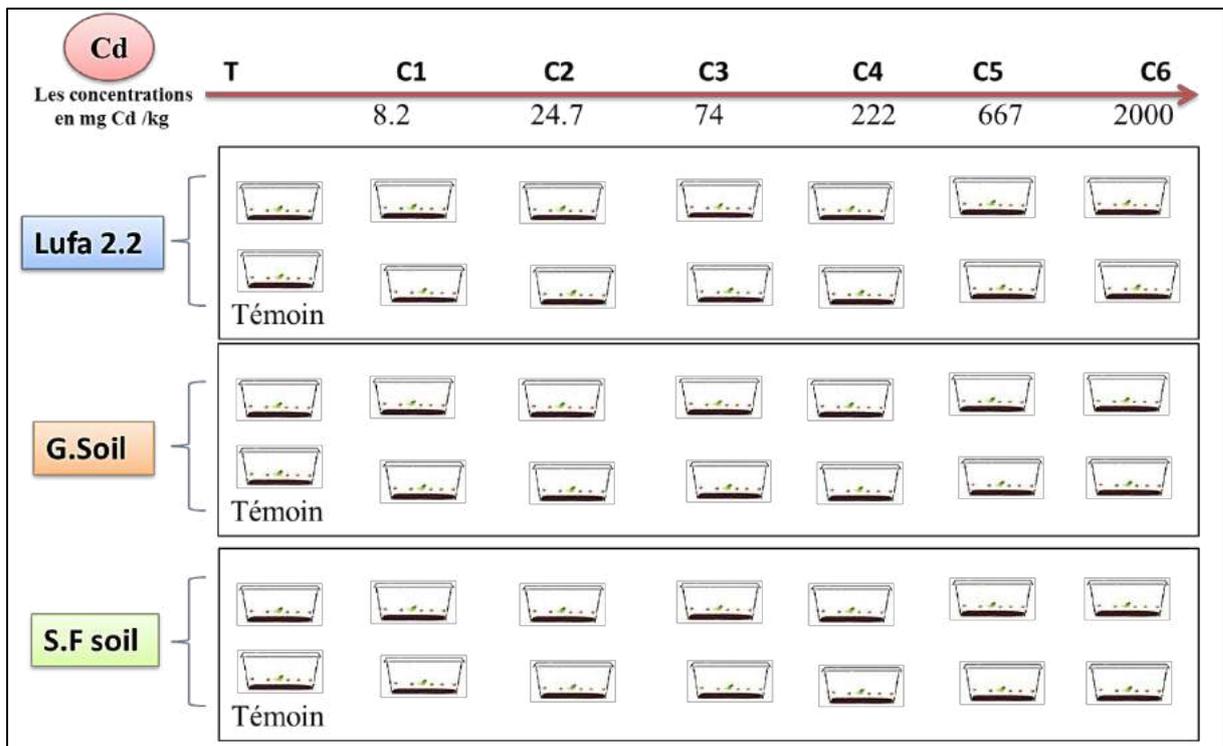


Figure 15. Plan expérimental des tests *ex situ* pour évaluer l’effet des paramètres physicochimique du sol sur l’accumulation et la toxicité du Cd et Pb chez *H. aspersa*

II.2.2.2 Les conditions de déroulement des tests

Les sols à tester ont été homogénéisés, tamisés à 4 mm et séchés à 40°C pendant 24 heures. Tous les tests ont été effectués dans des terrariums en plastique transparent (20 cm x 15 cm x 10 cm) contenant 100 g de sol humide contaminé par des concentrations croissantes en Cd, ou en Pb (Fig. 16). Cinq escargots ont été placés dans chaque conteneur, à raison de 2 répétitions par concentration, comme recommandé par la norme ISO15952 (2006). Afin de suivre la croissance par individu, chaque animal a été marqué par un petit autocollant numéroté. Les escargots utilisés avaient un poids frais moyen de $1,0 \pm 0,13$ g et un diamètre de coquille de $15 \pm 0,34$ mm. Afin de maintenir ce poids et ce diamètre stables jusqu'au lancement du test, les jeunes escargots ont été mis en estivation dans des conditions de sécheresse, après quoi ils ont été réveillés par arrosage d'eau déminéralisée et nourris trois jours avant le lancement des essais.

Durant toute la période du test, les jeunes escargots ont été nourris *ad libitum* avec de la laitue fraîche non contaminée et une nourriture spéciale pour escargots (Annexe 1), comme décrit par Lodi et Koene (2015). Les aliments ont été fournis tous les trois jours pendant toute la période de l'essai pour satisfaire les besoins énergétiques des escargots et éliminer l'effet d'autres facteurs de stress. Afin de fournir une source de calcium aux escargots, le carbonate de calcium (CaCO_3) a été mélangé avec la nourriture à une concentration de 18% (p/p). L'humidité à l'intérieur des bacs d'essai a été maintenue suffisamment élevée en pulvérisant de l'eau déminéralisée sur les parois et directement sur le sol après l'élimination quotidienne des excréments et des déchets alimentaires afin d'éviter la formation de moisissures.

Les terrariums des tests ont été placés dans une chambre climatisée sous un éclairage faible (50-100 lux) avec une lumière artificielle, de 18h de lumière et 6h d'obscurité, et une température de $20 \pm 2^\circ\text{C}$.



Figure 16 : Photos des tests *ex situ* pour évaluer l'effet des paramètres physicochimiques des sols sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb chez *H. aspersa*

II.3. Biosurveillance de la contamination des sols par le cadmium et le plomb : transport sol-*Drimia maritima*-*Helix aspersa* (Tests *in situ*)

II.3.1. Présentation des zones-tests

Les tests effectués *in situ* dans le cadre de cette étude sont des expériences de biosurveillance active. Cette dernière consiste à transférer et donc exposer pendant une période déterminée sur les sites, à diagnostiquer et/ou surveiller, des organismes

sentinelles (*H. aspersa* dans notre cas), dont le poids, la taille, les concentrations initiales en Cd et Pb, et le passé biologique sont connus.

Les sites pris en compte dans le cadre de cette étude sont des sols à proximité d'une route à grande circulation (RN03) reliant le centre-ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane en passant par B'kira, et des sols de la zone industrielle d'El Hadjar à proximité du complexe sidérurgique ArcelorMittal à Annaba.

II.3.1.1. Le test *in situ* dans la zone de B'kira (Constantine)

Le trafic routier excessif et les activités d'urbanisation dans la ville de Constantine (Nord-Est-Algérien) ont fait l'objet de nombreuses études de pollution aux éléments traces métalliques dans la région, les conclusions de ces recherches ont révélés un sérieux problème concernant l'existence de concentrations élevées de divers ETM dans les différentes matrices environnementales (Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Sahli et al. 2011, 2012, 2021 ; El-Hadef El-Okki et al. 2016 ; Belhiouani, 2019 ; Keddari et al. 2021).

Le test a été réalisé dans une zone fortement perturbée par un trafic routier intense (200 000 véhicules selon l'office national des statistiques-ONS) ; il s'agit des sols des bordures de la route nationale N03 reliant le centre-ville de Constantine à la commune Hamma Bouziane (36-23'0.72"N 6-36'44.95"E) en passant par B'kira (Fig. 17, 18). La région est située au nord-est Algérien, et est caractérisé par un climat méditerranéen avec des températures allant de 25°C à 40°C en été, et de 0°C à 12°C en hiver, Le taux annuel des précipitations est en moyenne de l'ordre de 350 à 650 mm.

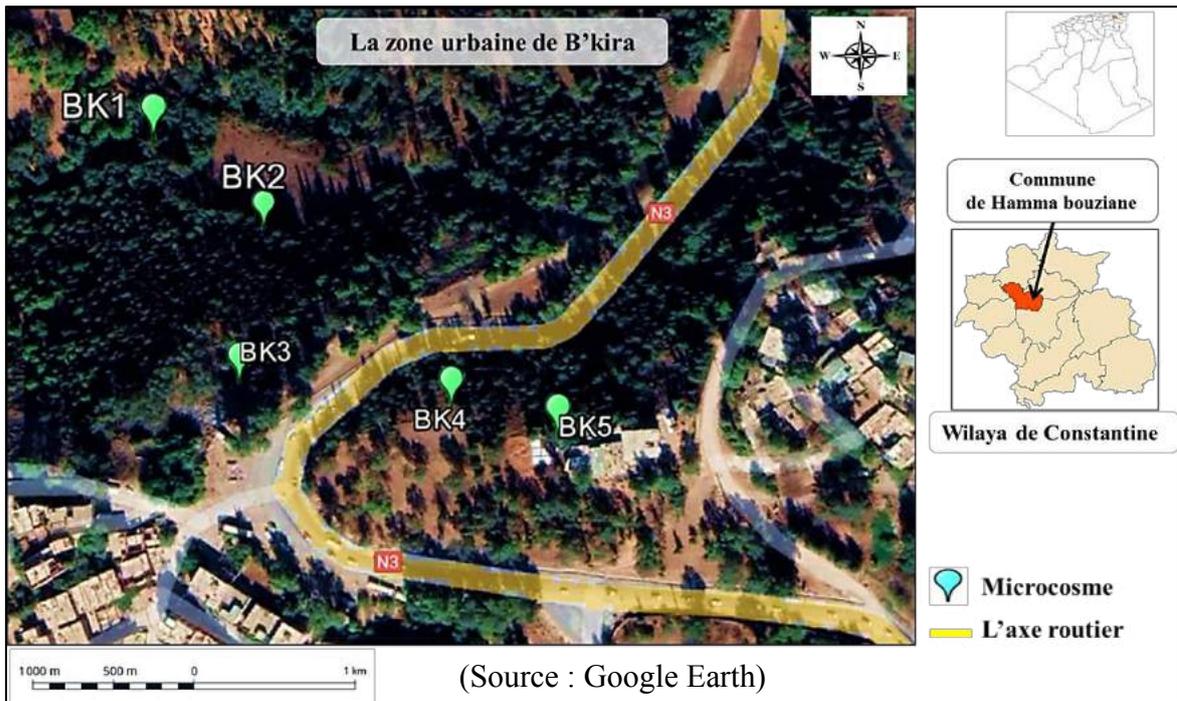


Figure 17. Localisation du site du test *in situ* dans la zone de B'kira (Constantine)



Figure 18. Photos de la zone de B'kira à Constantine (photos prises le 15 Mars 2018 à B'kira-Constantine)

II.3.1.2. Le test *in situ* dans la zone industrielle d'El Hadjar (Annaba)

La ville d'Annaba au Nord-Est Algérien, abrite le complexe sidérurgique El Hadjar (ArcelorMittal) situé à 12 km au sud-ouest de la ville. Ce dernier fait partie des plus anciennes (depuis 1969) et des plus grandes usines sidérurgique en Afrique ; la capacité annuelle de production est estimée à environ 2 000 000 tonnes d'acier (Broutin, 2009). Plusieurs auteurs en Algérie (Belhiouani, 2019 ; Benselhoub et al. 2015 ; Larba et Soltani, 2014), et dans le monde (Strzyszc et Magiera, 1998; Adamo et al. 2002; Zhou et al. 2013 ; Yuan et al. 2013) ont rapportés dans leurs études que les rejets émis par les procédés industriels des aciéries contribuent en grande partie à la contamination des sols avoisinants ce genre d'industrie par les ETM (Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Co, Ni). Pour cela, les sols avoisinants le complexe ArcelorMittal (36-47'18.47"N 7-41'55.22"E) (Fig.19, 20) ont servi comme zone-test en conditions naturelles. Ce complexe est situé dans la commune d'El Hadjar à Annaba, caractérisée par un climat méditerranéen (humide à sub-humide) avec un hiver frais et un été chaud. Les précipitations annuelles sont d'environ 654 mm et les températures moyennes annuelles varient de 12,76°C à 23,78°C (Maizi et al. 2010). Le vent dominant vient principalement du Nord-Nord-Est, et dans une moindre mesure, du Nord et de l'Ouest. La ville est délimitée au nord et à l'ouest par le massif d'Edough (850 m d'altitude), la mer méditerranée à l'est, et la plaine alluviale de la Seybouse au sud.

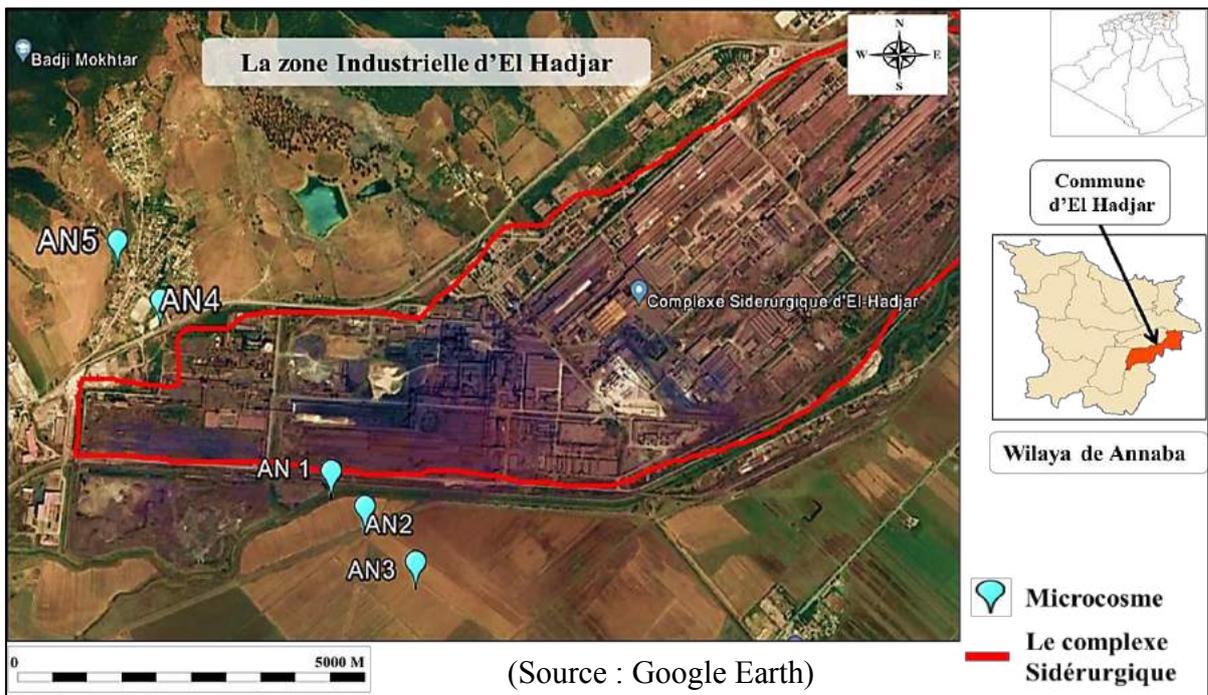


Figure 19. Localisation du site du test *in situ* dans de la zone industrielle d'El Hadjar (Annaba)



Figure 20. Photos du complexe ArcelorMittal à Annaba
(Photos prises le 27 Mars 2019 à El Hadjar - Annaba)

II.3.2. Plan expérimental et déroulement des tests

La méthodologie expérimentale adoptée au cours de ce test a été élaborée en se basant sur les travaux réalisés par Viard La Rocca et al. (2004), Fritsch et al. (2011), Pauget et al. (2013), Louzon et al. (2020a, b) et Louzon et al. (2021). Ainsi, un groupe homogène d'escargots terrestres appartenant à l'espèce *H. aspersa* (syn. *Cantareus aspersus* ou *Cornu aspersum* OF Muller, 1774) ont été exposés aux sols des deux zones. Les individus utilisés

sont des sub-adultes issus de l'élevage décrit ci-dessus (*cf. 1.3 Les conditions de l'élevage, reproduction et ponte des escargots*), âgés de 7 à 9 semaines, avec un poids moyen de 4 à 6 g et un diamètre de la coquille de 25-26 mm. Les escargots sélectionnés pour les tests *in situ* ont estivé dans un environnement sec pendant au moins une semaine avant d'être exposés, puis ils ont été réveillés et nourris 3 jours avant le début des tests. Une telle opération permet de maintenir le poids et le diamètre des escargots stables, et de lancer des tests avec des individus homogènes d'un point de vue biométrie selon les recommandations de la littérature.

Durant ces tests de caging *in situ*, les individus de *H. aspersa* ont été maintenus dans des cylindres en PVC sans fonds (25 cm x 25 cm), couverts sur le dessus par une grille à mailles (1 cm). Dans chacune des deux zones étudiées, cinq points-cylindres ont été choisis à des distances croissantes par rapport à la source de perturbation : la route à grande circulation (RN03) pour la zone de B'kira à Constantine (Fig. 18), et le complexe sidérurgique ArcelorMittal à Annaba (Fig. 20). Dans chaque point, trois cylindres ont été installés ; deux contenant cinq individus et le troisième 12 individus, ainsi 15 cylindres ont été mis en place pour chaque zone. Le cylindre contenant 12 individus servira pour le suivi cinétique hebdomadaire de la bioaccumulation du Cd et Pb dans les tissus mous de *H. aspersa*. Ainsi, deux escargots sont prélevés au hasard après 7, 14, 28, 42, 56 et 84 jours d'exposition. Les individus encagés dans les deux autres cylindres pour chaque point serviront pour le suivi de l'évolution de la croissance en biomasse (g), et en diamètre de la coquille (mm) ; ces deux paramètres ont ainsi été relevés chaque semaine sur terrain pendant toute la durée du test (Fig. 21). Notons, que le nombre d'individus morts a également été relevé chaque semaine. Les conditions environnementales *in situ*, notamment la nature de la végétation autochtone, peuvent influencer la croissance mais aussi l'accumulation des ETM chez *H. aspersa*. Ainsi et afin de limiter l'impact de ce facteur et d'affranchir les problèmes d'interprétation liés à la diversité de la végétation rencontrée *in situ*, nous avons fait en sorte qu'à l'intérieur des cylindres, les escargots disposent uniquement de *Drimia maritima* (*syn. Urginea maritima*) comme nourriture ; cette espèce étant très présente et dominante dans les deux zones investiguées.



Figure 21. Photos du test *in situ* dans la zone de B'kira
(Photos prises le 15 Mars 2018 à B'kira - Constantine)

À la fin des tests, des échantillons de sols, de végétation et d'escargots ont été prélevés dans chaque cylindre. Ces derniers serviront pour les différentes mesures et/ou analyses (paramètres physico-chimiques des sols et quantification des teneurs en cadmium et en plomb). Plus de détails sont donnés ci-dessous pour chaque matrice (*cf. II.4.2 Détermination des teneurs en Cd et Pb dans les sols, Drimia maritima, pieds et viscères de H. aspersa, et II.5. Caractérisation physico-chimiques des sols des tests*).



Figure 22. Photos du test *in situ* dans la zone industrielle d'El Hadjar
(Photos prises le 3 Avril 2019 à El Hadjar - Annaba)

II.4. Les mesures effectuées pendant et à la fin des tests *in situ* et *ex situ*

II.4.1. Mesure relatives aux effets sur la croissance de *H. aspersa*

Les effets sur la croissance (masse fraîche, diamètre de la coquille) des individus de *H. aspersa* ont été mesurés tous les 7 jours pendant toute la durée du test aussi bien en conditions contrôlées, que sur terrain, à l'aide d'un pied à coulisse digitale ayant une précision de 0,01 mm, et une balance ayant une précision de 0,01g. Les résultats sont exprimés en poids moyen des individus et diamètres moyens des coquilles pour chaque concentration pour les tests effectués au laboratoire, et pour chaque cylindre pour les tests effectués sur terrain. Ces mesures ont servi pour le calcul :

- ✓ des coefficients de croissance en poids (eq. 1) et en diamètre (eq. 2) :

$$\frac{p_n - p_{t_0}}{p_{t_0}} \dots\dots\dots (eq. 1)$$

$$\frac{d_n - d_{t_0}}{d_{t_0}} \dots\dots\dots (eq. 2)$$

Où :

- CC_p = Coefficient de croissance en poids.
- p_{t_0} = le poids moyen initial (t_0) des escargots au début du test.
- p_n = le poids moyen des escargots à la fin du test.
- CC_d = Coefficient de croissance en diamètre de la coquille.
- d_{t_0} = le diamètre moyen initial (t_0) de la coquille au début du test.
- d_n = le diamètre moyen de la coquille à la fin du test.

- ✓ des concentrations d'effet qui inhibent 50 % de la croissance en poids et en diamètres $CI_{50 p,d}$ (eq. 3) :

$$\frac{Y - a}{b} = \frac{C - CI_{50}}{C - 0} \dots\dots\dots (eq. 3)$$

Où :

- Y = le moyen de coefficient de croissance des escargots survivants par concentration.
- a = le moyen de coefficient de croissance des escargots survivants dans le témoin.
- b = le paramètre qui caractérise la pente de la courbe.
- C = la concentration testée.
- CI_{50} = la concentration qui inhibent 50% de la croissance en poids ou/et en diamètre.

- ✓ Les concentrations d'effet qui inhibent x % de la croissance (EC_x) ont été estimées en utilisant ce modèle :

$$\frac{Y - a}{b} = \frac{C - EC_x}{C - 0}$$

II.4.2. Détermination des teneurs en Cd et Pb dans les sols, *Drimia maritima*, pieds et viscères de *H. aspersa*

II.4.2.1. Préparation des sols et du matériel biologique

À la fin des tests, des échantillons de sols et d'escargots ont été prélevés dans chaque terrarium pour les tests *ex situ*, et de sols (5 cm) , de végétation et d'escargots dans chaque cylindre pour les tests *in situ*.

Les sols ont été séchés dans une étuve à 30°C pendant 4h, broyés, puis tamisés à 2 mm et conservés jusqu'à analyse. Ces sols ont servi pour la caractérisation physico-chimique et la quantification des teneurs en cadmium et plomb.

Les individus vivants de *H. aspersa* survivants à la fin des tests *in situ* et *ex situ* ont également été récupérés, ils ont été placés dans des boîtes vides et sèches sans nourriture pendant 48 heures afin de libérer leurs tubes digestifs des matières fécales. Ils ont été, par la suite, sacrifiés par congélation pendant 48 heures, après quoi le corps mou a été retiré de la coquille, les pieds et viscères séparés (Fig. 23), séchés à l'étuve à 65°C pendant 48 heures, puis broyés et conservés à l'abri de l'humidité jusqu'à analyse. Ces individus serviront pour la quantification des teneurs en Cd et en Pb accumulés durant tout la période du test. De même que pour les tests *ex-situ*, les teneurs initiales en Cd et Pb ont été déterminées dans les tissus de *H. aspersa* avant d'être exposés aux conditions du milieu naturel.

Pour *Drimia maritima*, les feuilles prélevées dans chaque cylindre pour les tests *in situ* dans les deux zones ont été nettoyées, coupées et séchées à 65°C pendant 48 heures, puis broyées et conservées pour la quantification des teneurs en cadmium et en plomb.



Figure 23. Photos montrant la ligne de dissection séparant le pied et les viscères

II.4.2.2 Extraction et dosage du Cd et Pb dans les sols, *Drimia maritima*, pieds et viscères de *H. aspersa*

L'extraction du Cd et Pb a été effectuée par digestion humide dans les sols, végétation (*Drimia maritima*), pieds et viscères de l'espèce *H. aspersa* pour les tests *ex situ* d'écotoxicité du Cd et Pb sur substrat naturel et les tests *in situ*, et dans le corps entier de *H. aspersa* pour les tests *ex situ* sur substrat naturel présentant des caractéristiques physico-chimiques différentes.

Pour les tissus mous de *H. aspersa*, 100 mg ont été digérés dans un mélange de 4:1 de HNO₃ (65%, Sigma-Aldrich, USA) et HCl (37%, Sigma-Aldrich, USA), en utilisant des récipients en Téflon hermétiquement fermés. Le tout est chauffé dans un four (Binder FD) à 140°C pendant 7 heures. Après digestion, le volume est ajusté à 10 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits ont été conservés à 4° C dans des flacons en polypropylène jusqu'à analyse (Fig. 24).

Pour l'extraction du cadmium et du plomb dans les sols et les feuilles de *Drimia maritima* à la fin des tests, nous avons procédé de la même manière que pour les escargots. La différence réside dans la prise d'essai qui est de 130 mg pour le sol et 100 mg pour la végétation.

Les concentrations en Cd et Pb dans les différentes matrices analysées ont été dosées par spectrométrie d'absorption atomique à flamme (AAS ; AAnalyst 100, Perkin Elmer, Allemagne). La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène. La limite de détection pour ces analyses était de 0,03 mg/L pour le plomb, 0,003 mg/L pour le cadmium.

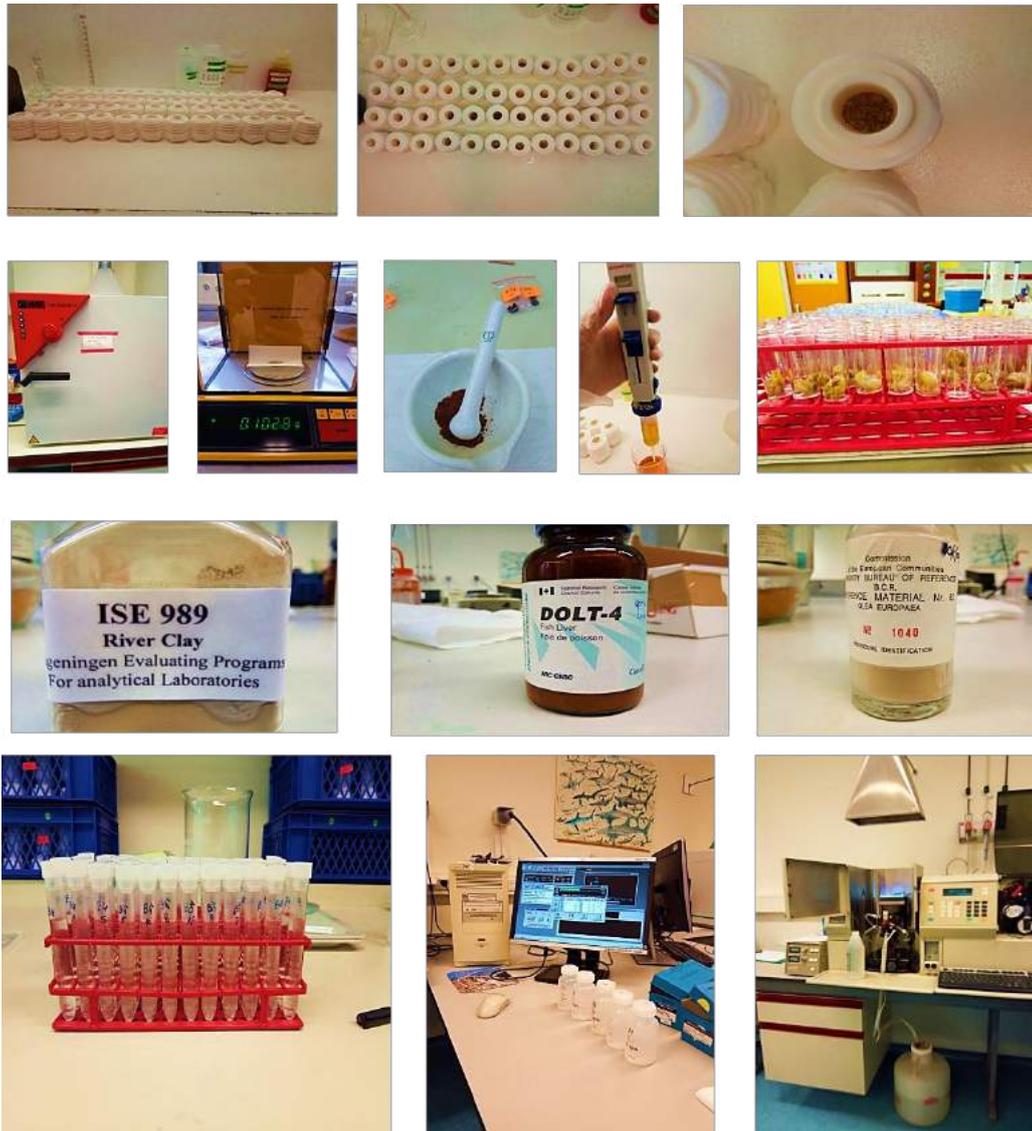


Figure 24. Photos du processus d'extraction et dosage du Cd et du Pb dans les différentes matrices étudiées.

II.4.2.3. Contrôle de la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction du Cd et Pb dans les sols, *D. maritima*, pieds et viscères de *H. aspersa*

Pour le contrôle de répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'extraction du Cd et Pb aussi bien dans le sol, la végétation, et les tissus mous de l'espèce étudiée, nous l'avons testé sur des échantillons de référence : tissu de foie de poisson DOLT 4 (Dogfish liver, LGC standards) pour les escargots, ISE 989 (international Soil-Analytical Exchange) pour les sols, et *Olea europaea* du Bureau de la Commission de Référence (BCR N°62 : *Olea europaea*) pour la végétation. Six répétitions de l'échantillon de référence et des essais à blanc ont été effectués selon les mêmes conditions de minéralisation décrites plus haut. Les résultats du dosage du Cd et Pb dans les échantillons de référence sont récapitulés dans le tableau 5. Les pourcentages de récupérations calculés par rapport à la moyenne pour le Cd,

et Pb sont très satisfaisants. Dans le cas des sols, nous avons obtenu des concentrations de 8.15 *versus* 8.31 $\mu\text{g/g}$, et 301.37 *versus* 304 $\mu\text{g/g}$ pour le cadmium et le plomb, respectivement. Pour les tissus du foie de poisson, la concentration en cadmium est de 24.19 *versus* 24.3 $\mu\text{g/g}$, celle du plomb est inférieure à la limite de détection de l'appareil. Pour *Olea europaea*, les concentrations sont de l'ordre 0.096 *versus* 0.1 $\mu\text{g/g}$ pour le cadmium, et 24.80 *versus* 25 $\mu\text{g/g}$ pour le plomb.

Tableau 5 : Résultats du dosage du Cd et Pb dans les échantillons de référence.

	Valeurs certifiées	Valeurs observées (moy \pm ET)	% de récupération
Sol de référence (ISE 989)			
Cd	8.31	8.15 (0.16)	98.12 %
Pb	304	301.37 (1.43)	99.13 %
Tissu du Foie de poisson de référence (DOLT 4)			
Cd	24.3	24.19 (0.41)	99.55%
Pb	<DL	<DL	-
Tissu d'<i>Olea europaea</i> (BCR N°62)			
Cd	0.1	0.096 (0.004)	96.28 %
Pb	25	24.80 (0.93)	99.22%

II.5. Caractérisation physico-chimiques des sols des tests *in situ*

Avant et après les tests *ex situ* et *in situ*, et en plus de la détermination des teneurs en Cd et Pb, les sols des tests ont été caractérisés sur le plan physico-chimique. Ainsi, plusieurs paramètres ont été déterminés à savoir : potentiel hydrogène (pH), conductivité électrique (CE), calcaire total (CT), matière organique (MO), azote total (N), capacité d'échange cationique (CEC).

II.5.1. Potentiel Hydrogène

Le pH du sol est l'une des mesures les plus courantes et les plus informatives effectuées dans les analyses de sol. En tant que mesure unique, le pH décrit plus que l'acidité ou l'alcalinité relative. Il fournit également des informations sur la disponibilité des nutriments, la chimie de dissolution des métaux et l'activité des micro-organismes (Miller et Kissel, 2010). Le pH des sols-tests a été mesuré dans le surnageant d'une solution sol/eau selon le rapport 1/2.5 conformément aux directives de la norme NF X 31-103 (1998) en utilisant un pH mètre (Nahita- Modèle 903). Les résultats sont exprimés en unité pH.

II.5.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique exprimée en (mS/m, dS/m, $\mu\text{S}/\text{cm}$), est la capacité d'un matériau ou d'une solution de conduire un courant électrique. Elle a été déterminée dans un mélange sol/eau selon un rapport pandéro-volumique 1/5 conformément aux recommandations de la norme ISO 11265 (1994). La lecture a été effectuée en utilisant un conductimètre (Model WTW/Multi 3420). Les résultats sont exprimés en ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

II.5.3. Détermination de la teneur en calcaire total

Le carbonate de calcium est l'un des agents de cimentation qui participe à la liaison des particules du sol entre elles par des mécanismes physico-chimiques et crée une structure de sol plus ou moins stable. Le calcaire total joue un rôle primordial dans la fixation des ETM dans le sol par différents phénomènes chimiques tel que l'adsorption (Zachara et al. 2020). Dans le cadre de cette étude, la teneur en calcaire total des sols-tests a été déterminée selon la norme NF ISO 10693 (1995) en utilisant le calcimètre de Bernard. Les résultats sont exprimés en %.

II.5.4. Détermination de la teneur en matière organique

La matière organique du sol est constituée de résidus végétaux et animaux à divers stades de décomposition de cellules et de tissus d'organismes du sol, et de substances synthétisées par les organismes du sol. Elle exerce de nombreux effets positifs sur les propriétés physico-chimiques du sol, ainsi que sur la capacité du sol à fournir des services régulateurs pour l'écosystème. La détermination du carbone organique total dans les sols-tests a été effectuée selon la méthode Walkley-Black (Duchaufour, 1991) dans laquelle on se base sur l'oxydation humide à l'acide chromique. La matière oxydable du sol est oxydée par une solution 1 N de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. La réaction est facilitée par la chaleur générée lorsque deux volumes de H_2SO_4 sont mélangés avec un volume de dichromate de potassium. Le dichromate restant est titré au sulfate ferreux. Le titrage est inversement proportionnel à la quantité de C présente dans l'échantillon de sol. Les résultats sont exprimés en %.

II.5.5. Dosage de l'azote total

L'azote existe dans le système du sol sous de nombreuses formes et se transforme très facilement d'une forme à l'autre. Le cycle de l'azote est souvent influencé par les processus biologiques, qui sont à leur tour, influencés par les conditions climatiques dominantes ainsi que par les propriétés physico-chimiques du sol en particulier (Lamb et al. 2014). Pour

mesurer le taux de l'azote total dans les sols testés, nous avons suivi la méthode Kjeldahl décrite par Barbano et al. (1991). Les résultats sont exprimés en %.

II.5.6. Détermination de la capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) est une propriété intrinsèque du sol définissant la concentration de sites chargés négativement sur les colloïdes du sol qui peuvent adsorber les cations échangeables. La CEC peut être un bon indicateur de la productivité du sol et est utile pour faire des recommandations sur le phosphore (P), le potassium (K), et le magnésium (Mg) si l'on teste des sols de textures différentes. La capacité d'échange de cations est également utilisée à des fins réglementaires pour surveiller l'épandage de biosolides sur les terres (Sikora et Moore, 2014).

La méthode que nous avons utilisé pour mesurer la CEC des sols-tests est celle décrite dans la norme AFNOR X 31-130 (1997) qui consiste à remplacer le mélange normal des cations sur les sites d'échange par un seul cation tel que l'ammonium (NH_4^+) en utilisant l'oxalate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$), à remplacer ce NH_4^+ échangeable par un autre cation en présence de CaCO_3^+ , puis à mesurer la quantité de NH_4^+ échangée (qui correspond à la quantité retenue par le sol). Les résultats obtenus sont exprimés en (cmol.Kg^{-1}).

II.6. Traitement statistique des résultats

Pour les tests ex situ sur substrat naturel

Dans un premier temps et afin de faire ressortir l'effet concentration du toxique testé, nous avons appliqué l'analyse de la variance à un facteur sur les résultats des coefficients de croissance de *H. aspersa*. Cette dernière a été suivie par le test post-hoc du Dunnett au seuil de 5%.

Pour les tests ex situ sur substrat naturel avec paramètres physicochimiques différents

Les données de la croissance et la bioaccumulation du Cd et Pb chez *H. aspersa* ont été analysées par l'application de l'Anova bidirectionnelle en tenant compte des concentrations d'essai et du type de sol, afin de comparer, pour chaque sol, les effets significatifs (effets sur la croissance et l'accumulation des ETM) aux différentes concentrations d'essai par rapport au témoin. Nous avons effectué des comparaisons multiples de Dunnett ($P < 0,05$) pour les données de croissance, et le test de comparaisons multiples de Tukey ($P < 0,05$) pour les données de la bioaccumulation.

Pour les deux types de tests, des CIx sont été calculées. Préalablement au calcul de ces dernières, des interpolations graphiques ont aussi été réalisées ; ces dernières concernent les courbes dose-réponse.

Pour les tests in situ dans les conditions naturelles

Les résultats des teneurs en cadmium et en plomb dans les sols, les feuilles de *Drimia maritima*, et dans les pieds et les viscères de *H. aspersa* ont été analysés par l'application du test Anova à un facteur afin de confirmer la variabilité spatiale, et donc l'effet de la distance par rapport à la source de contamination. Un test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) au seuil de 5%, a été appliqué aussi sur les mêmes matrices pour regrouper les points semblables.

Par ailleurs, différents graphiques (courbes et histogrammes) ont été élaborés permettant de mieux visualiser les mesures effectuées et donc de les commenter aisément.

Les logiciels utilisés pour les traitements statistiques sont GraphPad prism 8, IBM SPSS Statistics 25, et Statistica version 10.

Chapitre III

Résultats et Discussion

III. Résultats et discussion

III.1. Les tests *ex situ* d'écotoxicité du Cd et Pb sur substrat naturel

III.1.1. Le test *ex situ* d'écotoxicité du Cd sur substrat naturel

III.1.1.1. Effet du Cd sur la croissance en diamètre et en poids chez *Helix aspersa*

La figure 25 représente l'évolution de la masse fraîche en (g) et du diamètre de la coquille en (mm) des escargots *Helix aspersa*, enregistrés semaine par semaine pendant 56 jours chez les individus témoins et les individus exposés aux sols contaminés par des concentrations croissantes en Cd.

L'évolution du poids et du diamètre chez tous les individus testés est pratiquement identique durant les 2 premières semaines. L'augmentation en biomasse et en diamètre de la coquille à j14 est remarquable pour les individus témoins ainsi que chez les juvéniles exposés aux faibles concentrations en cadmium (50 et 100 µgCd/g). Après 21 jours d'exposition au toxique, un ralentissement de la croissance aussi bien en biomasse qu'en diamètre s'observe chez la plupart des individus testés notamment pour les concentrations les plus élevées. À partir de la 4^{ème} semaine, le rythme de la croissance des individus témoins et des individus exposés aux concentrations les plus faibles en Cd (50 µgCd/g) est clairement accéléré par rapport aux individus des milieux contaminés par les concentrations élevées. Dans les milieux contenant 1500µg/g et 2000µg/g de cadmium et à partir de la 4^{ème} semaine, on remarque une très faible évolution voir l'arrêt de la croissance en biomasse et en diamètre chez les individus testés. Un poids moyen de 1.31 g et un diamètre moyen de 16.53 mm sont les valeurs notées à la fin du test chez les individus exposés à 2000 µg/g, contre une biomasse moyenne de 7.58 g et un diamètre moyen de 25.98 mm chez les individus témoins.

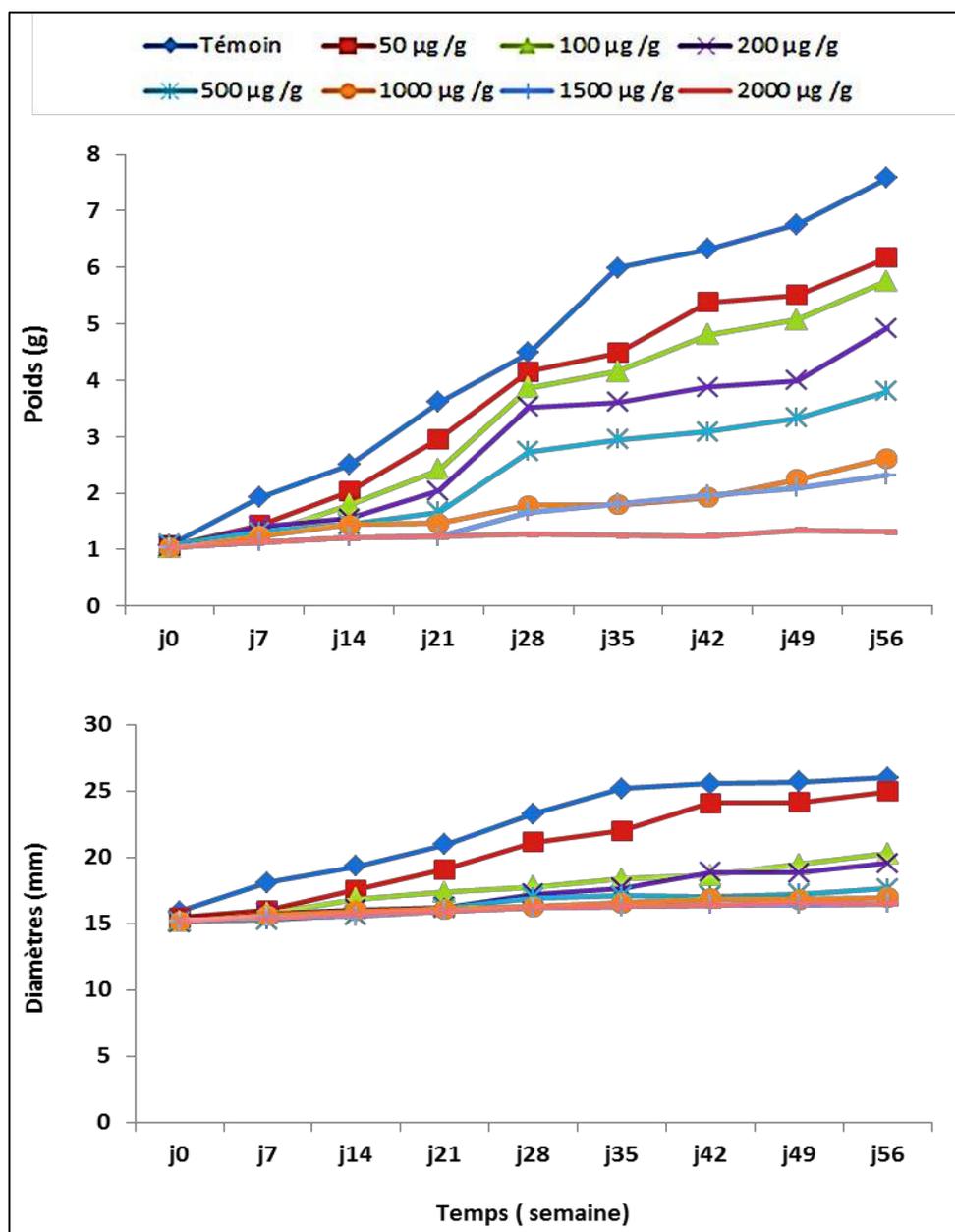


Figure 25. Évolution des poids (g) et des diamètres (mm) moyens (n=10) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations en cadmium ($\mu\text{g Cd/g sol}$) et du temps (semaine).

III.1.1.2. Les relations « dose-réponse » entre les concentrations en Cd et la croissance en diamètre et en poids chez *Helix aspersa*

a) Après 28 jours d'exposition :

La figure 26 illustre l'évolution de la croissance en poids et en diamètre de la population juvénile *H. aspersa* en fonction des concentrations en cadmium dans le sol. À partir des deux courbes, il apparaît que l'inhibition de la croissance s'accroît avec l'augmentation des teneurs en cadmium. Nous avons enregistré des coefficients de croissance de l'ordre de ($CCp = 290.32\%$, $CCd = 36.72\%$) et ($CCp = 22.95\%$, $CCd = 6.31\%$), pour le poids et le diamètre des individus exposés à la concentration la plus faible ($50 \mu\text{g Cd/g}$) et la plus

élevée (2000 $\mu\text{g Cd/g}$), respectivement. La comparaison entre les coefficients de croissance enregistrés pour le témoin et les différentes concentrations testées en appliquant un test Anova à un facteur, a révélé un effet significatif avec ($p = 0.0001$). La comparaison multiple en utilisant le test de Dunnett a révélé un effet significatif avec ($p = 0.0042$) pour le poids, et ($p = 0.0064$) pour le diamètre dans le cas des individus exposés à 100 $\mu\text{g Cd/g}$. Pour les concentrations de 1500 et 2000 $\mu\text{g Cd/g}$, nous avons enregistré un effet significatif avec ($p = 0.0001$) pour le poids et le diamètre de la coquille, et des effets significatifs avec ($p = 0.0016$, $p = 0.0009$, et $p = 0.0006$) pour le poids et ($p = 0.0022$, $p = 0.0011$, et $p = 0.0008$) pour le diamètre de la coquille dans le cas des individus exposés à 200, 500 et 1000 $\mu\text{g Cd/g}$, respectivement. Notons que pour les individus exposés à 50 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol, l'effet est non significatif.

Les concentrations qui inhibent 50% de la croissance (CI_{50}) de la population testée après 28 jours d'exposition sont de 456.47 $\mu\text{g Cd/g}$ et 679.46 $\mu\text{g Cd/g}$, pour le poids et le diamètre, respectivement (Tab. 06).

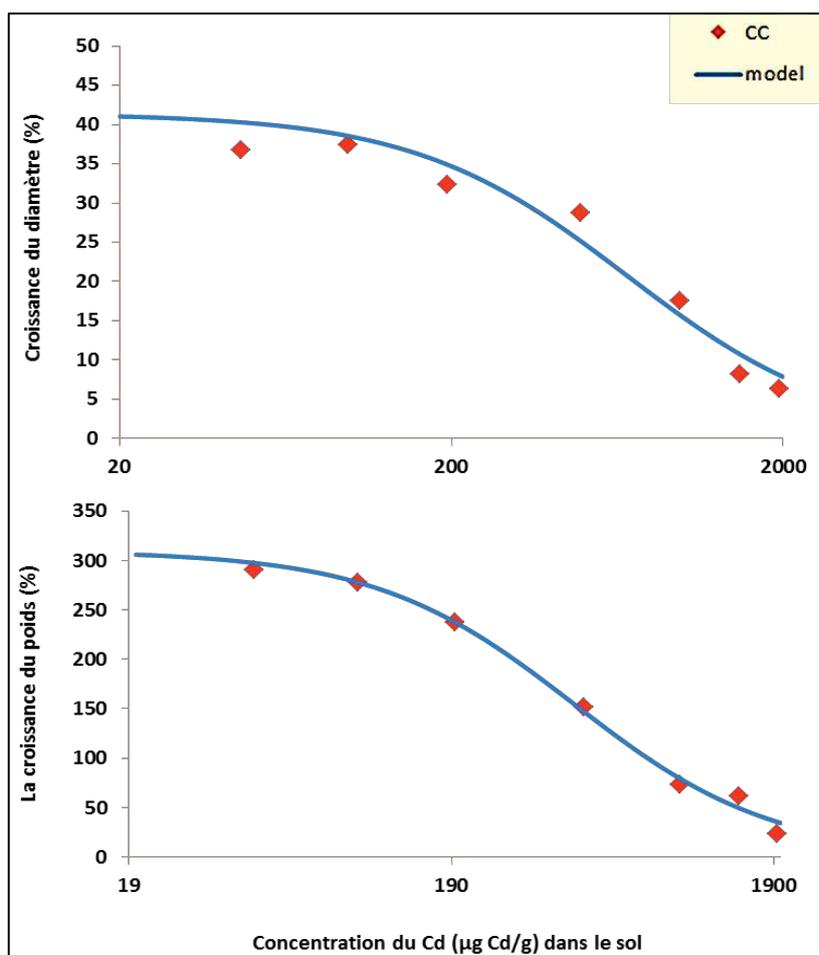


Figure 26. Effet du Cd contenu dans le sol sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa* après 28 jours d'exposition

La figure 27 représente l'évolution de la croissance en poids et en diamètre en fonction des concentrations en cadmium accumulés dans les tissus mous (pieds et viscères) de la population testée après 28 jours d'exposition. L'examen des courbes (Fig. 27. A, B, C, D) indique que l'évolution de l'inhibition de la croissance des escargots testés est liée directement à l'augmentation de la concentration du toxique testé, en l'occurrence le cadmium, dans les tissus de l'espèce *H. aspersa*, aussi bien pour les pieds que pour les viscères. En effet, plus les concentrations accumulées dans les tissus sont élevées, plus la croissance est faible. À titre d'exemple, nous avons enregistré une concentration maximale en cadmium dans les viscères de l'ordre de 824.84 $\mu\text{g Cd/g}$ pour un coefficient de croissance en poids (CCp) de 22.95% et un coefficient de croissance en diamètre (CCd) de 6.31 %, contre une concentration minimale de 50.27 $\mu\text{g Cd/g}$ (relative à 100 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol) avec un CCp de 277.65 % et un CCd de 37.39 %. Pour les concentrations en Cd dans les pieds, nous avons noté une teneur maximale de l'ordre de 343.43 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds avec un CCp de 22.95 % et CCd de 6.31%, contre une concentration minimale en Cd dans les pieds de l'ordre 19.35 $\mu\text{g Cd/g}$ avec CCd de 36.72 % et CCp de 290.32%

Par ailleurs, les concentrations en cadmium accumulées dans les pieds, qui inhibent 50 % de la croissance de la population testée (CI₅₀) sont : 124.89 $\mu\text{gCd/g}$ pour les poids (Fig 27. A), et 156.92 $\mu\text{gCd/g}$ pour les diamètres (Fig 27. C). Pour ce qui est des concentrations accumulées dans les viscères responsables de l'inhibition de la croissance, la CI₅₀ est de 272.18 $\mu\text{gCd/g}$ pour le poids (Fig 27. B), et 377.64 $\mu\text{gCd/g}$ pour la croissance en diamètre (Fig 27. D). Par comparaison il est apparait que :

- Les CI₅₀ calculées à partir des concentrations en cadmium accumulées dans les pieds sont plus ou moins faibles par rapport à celles calculées à partir des concentrations accumulées dans les viscères ;
- Les valeurs des CI₅₀ obtenues à partir du coefficient de croissance en diamètre sont plus importantes que celles calculées à partir des coefficients de croissance en poids.

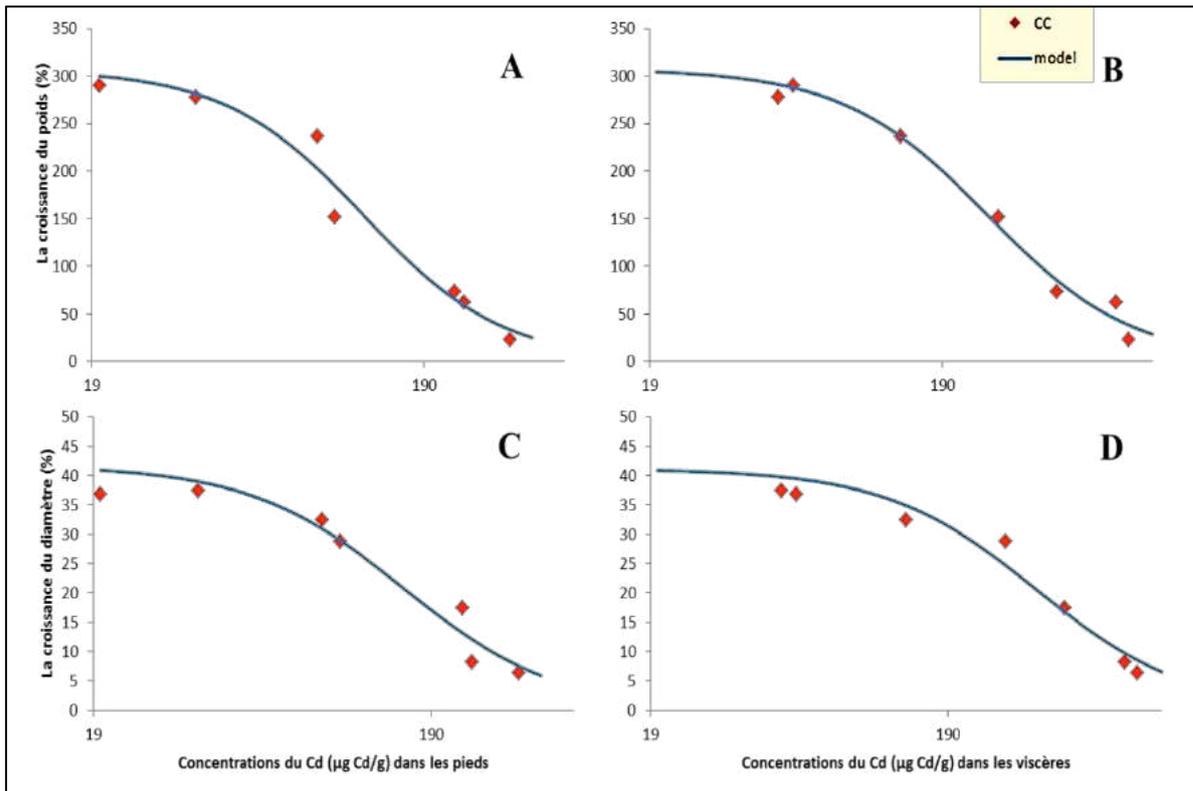


Figure 27. Effet de l'accumulation du Cd dans les pieds et les viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 28 jours d'exposition.

A : relation dose-réponse entre les coefficients de croissance en biomasse de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans pieds après 28 jours d'exposition.

B : relation dose-réponse entre les coefficients de croissance en biomasse de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans viscères après 28 jours d'exposition.

C : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en diamètre de la coquille de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans pieds après 28 jours d'exposition.

D : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en diamètre de la coquille de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans viscères après 28 jours d'exposition.

b) Après 56 jours d'exposition :

Les variations de l'inhibition de la croissance en poids et en diamètre (exprimées en coefficient de croissance) en fonction des concentrations croissantes en cadmium dans le sol après 56 jours d'exposition, sont représentées par les courbes dose-réponse illustrées par la figure 28. L'examen de cette dernière, montre qu'après 56 jours d'exposition, les individus témoins et ceux qui ont été exposés aux sols contaminés ont gardé presque le même rythme de croissance observé après 28 jours. En effet, la même tendance du taux d'inhibition de la croissance en fonction de la concentration en Cd dans le sol, a été notée ; les CI_{50} sont de l'ordre de 327.66 µg Cd/g pour la biomasse et 557.74 µg Cd/g pour le diamètre de la coquille (Tab. 06). Nous avons enregistré des ($CCp = 479.06\%$, $CCd = 58.71\%$), et ($CCp = 26.71\%$, $CCd = 8.23\%$) pour la concentration la plus faible (50 µg Cd/g), et la plus élevée (2000 µg Cd/g), respectivement. Cette variabilité est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif avec ($p = 0.0001$). La

comparaison multiple par le test de Dunnett a montré un effet significatif avec ($p = 0.0071$) pour le poids et ($p = 0.0089$) pour le diamètre, notés chez individus exposés à 200 $\mu\text{g Cd/g}$. Des effets significatifs avec ($p = 0.0001$) pour le poids et le diamètre ont été enregistrés pour les individus exposés à 500, 1000, 1500, 2000 $\mu\text{g Cd/g}$. Pour les deux premières concentrations testées (50 $\mu\text{g Cd/g}$ et 100 $\mu\text{g Cd/g}$), l'effet par rapport aux témoins est non significatif.

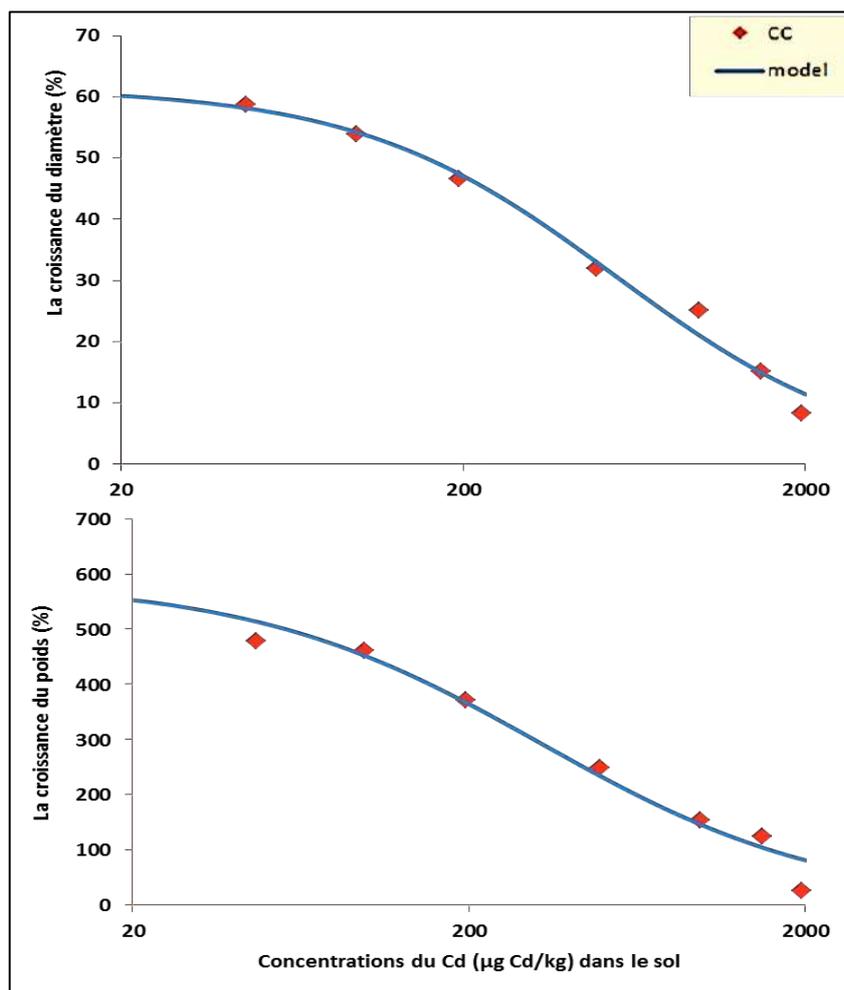


Figure 28. Effet du Cd contenu dans le sol sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa* après 56 jours d'exposition

Les courbes "dose-réponse" (Fig 29. A, B, C, D) représentent l'évolution de la croissance en biomasse et en diamètre exprimée en coefficient de croissance et en fonction des concentrations quantifiées dans les pieds et les viscères de la population testée. Ces courbes ont servi pour le calcul des concentrations inhibitrices (CI_{50}) de la croissance en poids et en diamètre de la coquille chez les individus testés. Des CI_{50} de 197.50 $\mu\text{g Cd/g}$ et de 324.83 $\mu\text{g Cd/g}$ ont été enregistrées pour le poids et le diamètre respectivement (Tab. 06). Ces valeurs sont calculées à partir des concentrations en cadmium accumulées dans les viscères de *H. aspersa* (Fig 29. B et D). La relation "dose-réponse" entre le coefficient de

la croissance et les concentrations en cadmium quantifiés dans les pieds des escargots testés (Fig 29. A et C) a révélé des CI_{50} de 102.70 $\mu\text{gCd/g}$ pour la biomasse, et 141.18 $\mu\text{gCd/g}$ pour le diamètre de la coquille.

D'après la figure 29 une relation dose-dépendante apparaît entre la croissance des escargots en poids et en diamètre, et les concentrations en cadmium dans les viscères et les pieds. En effet, la croissance des escargots aussi bien en poids, qu'en diamètre diminue au fur et à mesure que la teneur en cadmium dans les tissus mous augmente. À titre d'exemple, nous avons enregistré une concentration maximale en cadmium dans les viscères de l'ordre de 824.84 $\mu\text{g Cd/g}$ pour un coefficient de croissance en poids (CCp) de 26.71% et un coefficient en diamètre (CCd) de 8.23 %, contre une concentration minimale de 50.27 $\mu\text{g Cd/g}$ avec un CCp de 461.95 % et un CCd de 53.96%. Pour ce qui des teneurs du cadmium dans les pieds, nous avons noté une concentration maximale de l'ordre de 343.43 $\mu\text{g Cd/g}$ avec un CCp minimale = 26.71 % et un CCd minimale = 8.23 %, contre un CCp maximale de 479.06 % et un CCd maximale de 58.71 % pour une teneur minimale du cadmium de 19.35 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds.

Globalement, après 56 jours d'exposition il apparaît que :

- Les valeurs des CI_{50} obtenues pour la croissance en diamètre sont plus importantes que celles de la biomasse ;
- Les CI_{50} calculés à partir des concentrations en Cd accumulées au niveau des pieds sont plus ou moins faibles par rapport aux CI_{50} obtenues à partir des concentrations accumulées dans les viscères.

Le tableau 6 récapitule les valeurs des concentrations inhibitrices de 50% de la croissance de *H. aspersa* (CI_{50}) calculées à partir des coefficients de croissance de la biomasse et du diamètre de la coquille en fonction des concentrations en Cd dans les sols, les viscères, et les pieds des escargots testés après 28 et 56 jours d'exposition.

Tableau 6. CI_{50} enregistrées après 28 et 56 jours d'exposition de *H. aspersa* aux sols contaminés par le cadmium

Durée d'exposition	28 jours	56 jours
CI_{50} ($\mu\text{gCd/g}$ sol versus CC diamètres)	679.46	557.74
CI_{50} ($\mu\text{gCd/g}$ sol versus CC poids)	456.47	327.66
CI_{50} ($\mu\text{gCd/g}$ viscères versus CC diamètres)	377.64	324.83
CI_{50} ($\mu\text{gCd/g}$ viscères versus CC poids)	272.18	197.50
CI_{50} ($\mu\text{gCd/g}$ pieds versus CC diamètres)	156.92	141.18
CI_{50} ($\mu\text{gCd/g}$ pieds versus CC poids)	124.89	102.70

* CC : Coefficient de croissance.

* CI_{50} : Concentration inhibitrice de 50% de la croissance de la population

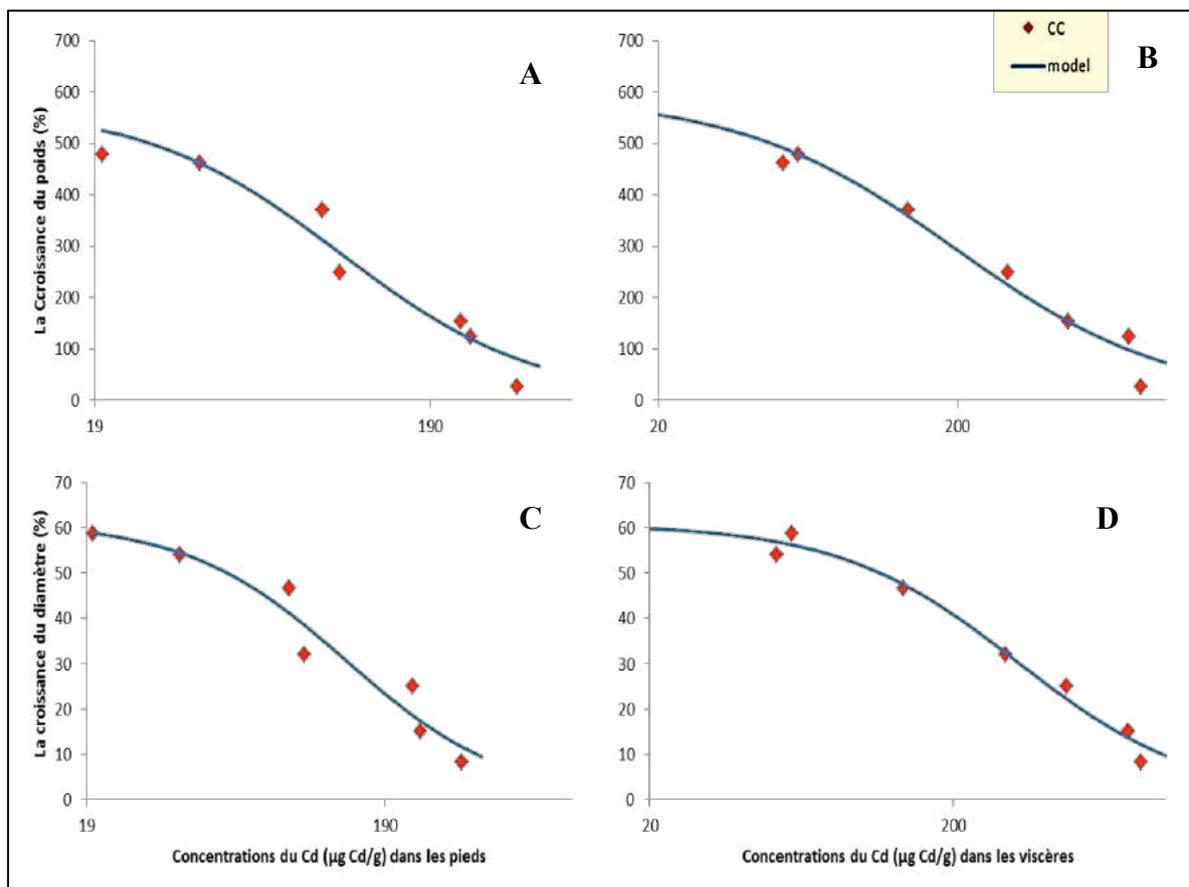


Figure 29. Effets de l'accumulation du Cd dans les pieds et les viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 56 jours d'exposition.

A : La relation dose-réponse entre les coefficients de croissance en biomasse de *H. aspersa* calculés après 56 jours d'exposition et les concentrations accumulées dans pieds.

B : La relation dose-réponse entre les coefficients de croissance en biomasse de *H. aspersa* calculés après 56 jours d'exposition et les concentrations accumulées dans viscères.

C : La relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance du diamètre de la coquille de *H. aspersa* calculés après 56 jours d'exposition et les concentrations accumulées dans pieds.

D : La relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance du diamètre de la coquille de *H. aspersa* calculés après 56 jours d'exposition et les concentrations accumulées dans viscères.

III.1.1.3. Bioaccumulation du Cd contenu dans le sol par *H. aspersa*

Les résultats des teneurs en cadmium quantifiées dans les tissus mous (viscères et pieds) de la population *H. aspersa* à la fin du test sont illustrés par la figure 30. Dans le tableau 7 sont récapitulées à titre indicatif, les concentrations totales en cadmium mesurées dans les sols à la fin du test, qui prouve l'accumulation de ce métal par l'organisme-test.

L'examen de la figure 30 montre que l'accumulation du cadmium dans les tissus mous de *H. aspersa* est dose-dépendante ; en effet, elle augmente au fur et à mesure que la concentration de ce métal augmente dans le sol. Les concentrations les plus faibles en cadmium dans les tissus des escargots ont été notées chez les individus exposés aux sols contaminés par les concentrations les plus faibles en cadmium (50 et 100 $\mu\text{g Cd/g}$ sol). Des valeurs minimales de 19.35 $\mu\text{g Cd/g}$ (pour 50 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol) et 50.27 $\mu\text{g Cd/g}$ (pour 100 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol) ont été enregistrées pour les pieds et les viscères, respectivement. Il apparaît aussi, une nette différence entre l'accumulation du cadmium dans les viscères et dans les pieds. Les valeurs notées pour les viscères sont deux à trois fois plus importantes que celles des pieds. Nous avons enregistré une concentration moyenne de l'ordre de 824.84 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 343.43 $\mu\text{g Cd/g}$, 749.66 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 249.30 $\mu\text{g Cd/g}$, 468.34 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 233.83 $\mu\text{g Cd/g}$, 294.99 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 101.38 $\mu\text{g Cd/g}$, 135.28 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 89.89 $\mu\text{g Cd/g}$, 50.27 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 38.36 $\mu\text{g Cd/g}$, 56.79 $\mu\text{g Cd/g}$ contre 19.35 $\mu\text{g Cd/g}$, pour les pieds et viscères des individus exposés à 2000, 1500, 1000, 500, 200, 100 et 50 $\mu\text{g Cd/g}$, respectivement.

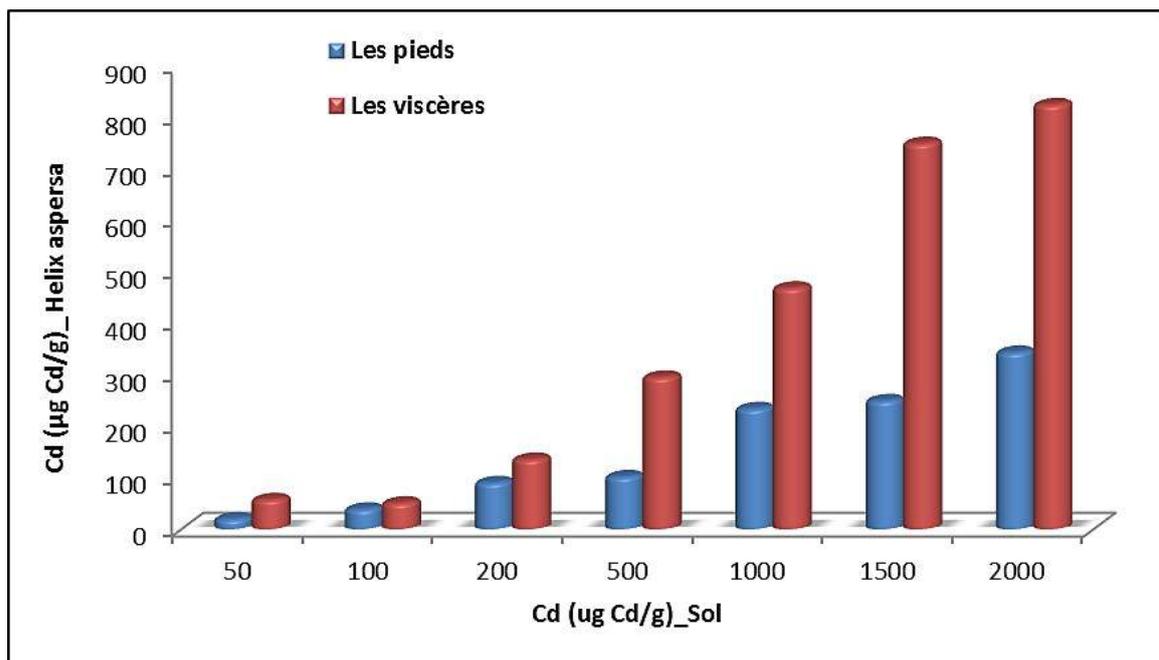


Figure 30. Concentrations moyennes en Cd accumulées dans les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test.

Tableau 7. Concentrations en cadmium ($\mu\text{g/g}$) mesurées dans les sols à la fin des tests

Concentrations nominales ($\mu\text{g Cd/g}$)	Concentrations mesurés ($\mu\text{g Cd/g sol sec}$)	% d'absorption
Background	0.22	-
Témoin	0.12	45.45
50	46.53	7.34
100	97.67	2.54
200	195.32	2.44
500	490.30	1.98
1000	974.75	2.54
1500	1486.13	0.93
2000	1945.04	2.75

Par ailleurs, l'évaluation de la bioaccumulation des polluants par les organismes vivants *via* le facteur de bioaccumulation, peut nous renseigner quant aux risques encourus par ces organismes sur les substrats contaminés. Le facteur de bioaccumulation est un facteur couramment utilisé ; c'est le rapport entre la concentration du polluant dans le tissu d'un organisme vivant et la concentration de ce même polluant dans son environnement. Il a été calculé pour les pieds et les viscères de *H. aspersa*, selon la formule suivante :

où :

C. escargot : les teneurs du Cd dans les tissus des escargots.

C. sol : les teneurs du Cd dans les sols de chaque traitement.

Les résultats du facteur de bioaccumulation (BAF) calculés pour les pieds et les viscères des escargots testés par rapport aux concentrations du cadmium dans les sols sont représentés par la figure 31. L'examen de cette dernière montre que les valeurs du BAF ont tendance à diminuer au fur et à mesure que la concentration en cadmium dans les sols augmente. Les valeurs du BAF calculées pour les viscères de la population *H. aspersa* varient de 1.22 pour les individus exposés à ($50 \mu\text{g Cd/g}$) à 0.42 pour ceux exposés au milieu contaminé par $2000 \mu\text{g Cd/g}$. Les BAF des pieds varient de 0.41 pour les individus exposés à la concentration la plus faible en cadmium ($50 \mu\text{g Cd/g}$) à 0.17 pour les individus exposés au substrat contenant ($2000 \mu\text{g Cd/g}$).

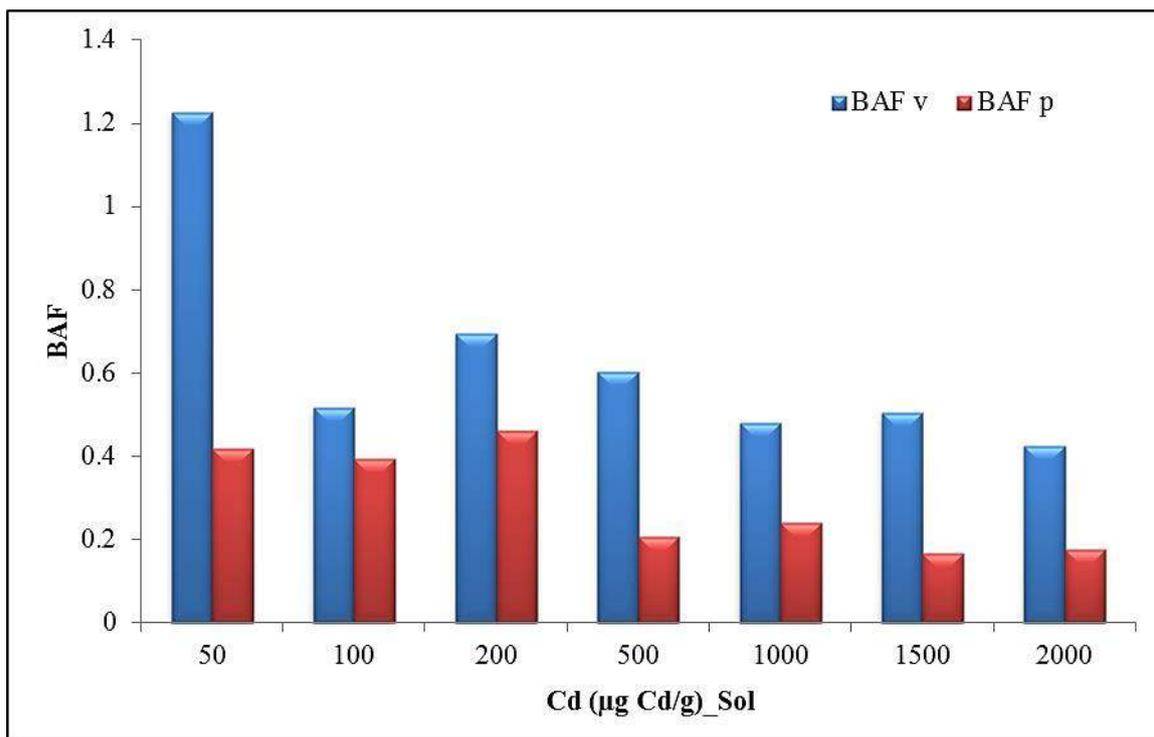


Figure 31. Facteur de bioaccumulation (BAF) du Cd pour les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test

III.1.1.4. Validité du test *ex situ* d'écotoxicité du Cd pour *Helix aspersa*

Le test *ex situ* de la contamination du sol par le cadmium est considéré comme un test de référence (ISO 15952, 2006) qui permet de contrôler et de valider la bonne conduite des tests d'écotoxicité en utilisant *Helix aspersa* comme modèle biologique. Selon cette norme, le test est considéré comme valide si les conditions suivantes sont remplies :

- le pourcentage de mortalité observé dans les milieux témoins est inférieur ou égal à 10 % à la fin du test ;
- le coefficient de variation calculé pour la croissance des individus témoins est inférieur ou égal à 40 % ;
- la masse moyenne des escargots dans les milieux témoins doit être multipliée au moins par 4 pendant toute la durée du test ;
- le diamètre de la coquille des escargots dans les milieux témoins doit être multiplié au moins par 1,5 pendant toute la durée du test ;
- les CI_{50} doivent être comprises entre 500 et 900 µg Cd/g pour le poids, et de 700 à 1000 µg Cd/g pour le diamètre de la coquille.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude, montrent que ces critères ont été respectés, le test cadmium est ainsi validé. En effet, nous avons obtenu ce qui suit :

- ✓ Le taux de mortalité chez les témoins est nul après 28 jours d'exposition ;
- ✓ Le coefficient de variation enregistré pour les escargots témoins est de 34.94 % pour la croissance en poids, et de 12.03 % pour le diamètre de la coquille ;
- ✓ Le poids moyen des escargots témoins est passé de 1.08 g au début du test à 4.49 g à la fin du test, ainsi la masse moyenne a été multipliée par un facteur de 4.15 à la fin du test ;
- ✓ Le diamètre moyen initial noté pour les individus témoins est de 15.90 mm, contre 24.25 mm après 28 jours d'exposition, donc le diamètre de la coquille a été multiplié par 1.52 à la fin du test ;
- ✓ La CI_{50} est de 679.46 $\mu\text{g Cd/g}$ pour le diamètre de la coquille, et de 456.47 $\mu\text{g Cd/g}$ pour le poids.

III.1.2 Le test *ex situ* d'écotoxicité du Pb sur substrat naturel

III.1.2.1. Effet du Pb sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa*

La figure 32 illustre la croissance exprimée en masse fraîche (g) et en diamètre de la coquille (mm) de *H. aspersa*, mesurés tous les 7 jours pendant 56 jours chez les individus testés exposés aux sols non contaminés et contaminés par des concentrations croissantes en Pb (50, 100, 500, 1000, 2000, 3000 et 5000 $\mu\text{g Pb/g sol}$).

À partir de la 1^{ère} semaine d'exposition, la croissance chez les individus témoins et ceux exposés à la concentration la plus faible (50 $\mu\text{g Pb/g}$) était pratiquement la même aussi bien pour le poids, que pour le diamètre de la coquille. Le taux de croissance garde le même rythme durant la 2^{ème} semaine et ceci quel que soit la concentration testée. À partir de la 3^{ème} semaine, les courbes de la croissance des individus exposés aux milieux contenant 50, 100, 500, 1000, 2000, et 3000 $\mu\text{g Pb/g}$ suivent celle du témoin. Celle du milieu contenant 5000 $\mu\text{g/g}$ de Pb se détache et se caractérise par un ralentissement remarquable de la croissance en poids. Par ailleurs, nous avons enregistré une chute du poids relativement importante à la fin de la 6^{ème} semaine pour la plupart des concentrations testées excepté pour les individus témoins chez qui le gain en poids continu d'augmenter. À partir de la 7^{ème} semaine et jusqu'à la fin du test, les organismes reprennent leur rythme de croissance ; en effet, la croissance augmente à nouveau pour le poids mais aussi pour le diamètre de la coquille. À l'issue du test, un poids de 7.10 g et un diamètre de 26.60 mm sont les valeurs moyennes maximales notées chez les individus témoins contre un poids moyen de 4.86 et un diamètre moyen de 22.59 mm enregistrés chez les individus exposés à 5000 $\mu\text{g Pb/g}$ de sol.

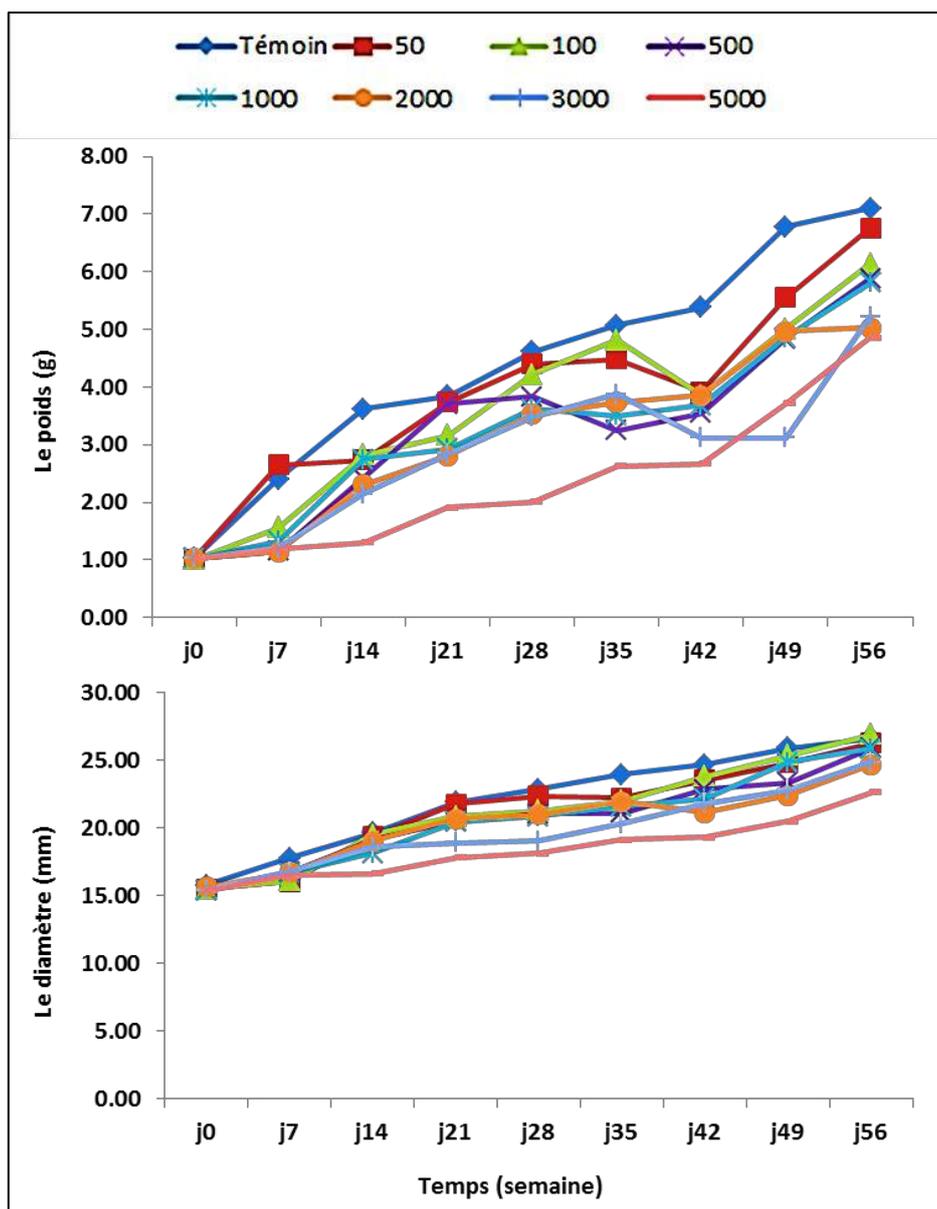


Figure 32. Évolution des poids (g) et des diamètres (mm) moyens (n=10) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations en plomb ($\mu\text{g Pb/g sol}$) et du temps (semaine).

III.1.2.2. Les relations « dose-réponse » entre les concentrations en Pb et la croissance en diamètre et en poids chez *H.aspersa*

a) Après 28 jours d'exposition :

Les relations "dose-réponse" de l'effet du plomb dans le sol sur la croissance de *H. aspersa* après 28 jours d'exposition sont illustrées par la figure 33. Les coefficients de croissance en poids (CCp) et en diamètre de la coquille (CCd) sont les paramètres d'effets mesurés semaine par semaine pendant toute la durée du test. L'examen de cette figure révèle une relation dose-dépendante entre l'inhibition de la croissance en poids et en diamètre et la concentration en plomb dans le sol notamment pour les concentrations qui dépassent 500 $\mu\text{g Pb/g}$. En effet, dans le milieu contenant la plus faible concentration en plomb (50 μg

Pb/g), nous avons enregistré des coefficients de croissance en poids (CCp) et en diamètre (CCd) de 334.02 % et 44.47 %, contre des valeurs pour les mêmes paramètres de l'ordre de 96.68 % et 18.13 % chez les individus exposés aux sols contenant 5000 $\mu\text{g Pb/g}$. La comparaison entre les coefficients de croissance enregistrés dans le témoin et dans les différentes concentrations en appliquant un test Anova à un facteur a révélé un effet significatif avec ($p = 0.0001$) par rapport aux individus témoin. La comparaison multiple par le test de Dunnett a montré un effet significatif pour le poids avec ($p = 0.0035$, $p = 0.0014$, $p = 0.0006$, $p = 0.0006$, $p = 0.0001$) chez les individus exposés à 500, 1000, 2000, 3000 et 5000 $\mu\text{g Pb/g}$, respectivement. Dans les mêmes concentrations, nous avons noté des effets significatifs avec ($p = 0.0071$, $p = 0.0052$, $p = 0.0031$, $p = 0.0025$, $p = 0.0012$, $p = 0.0001$) pour le diamètre de la coquille. Aucun effet significatif n'a été enregistré pour les concentrations les plus faibles (50 $\mu\text{g Pb/g}$ et 100 $\mu\text{g Pb/g}$).

Les concentrations qui inhibent la croissance de 50% de la population testée après 28 jours d'exposition sont de ($CI_{50} = 3808.18 \mu\text{g Pb/g}$) pour la biomasse, et ($GI_{50} = 4121.06 \mu\text{g Pb/g}$) pour le diamètre de la coquille (Tab. 08).

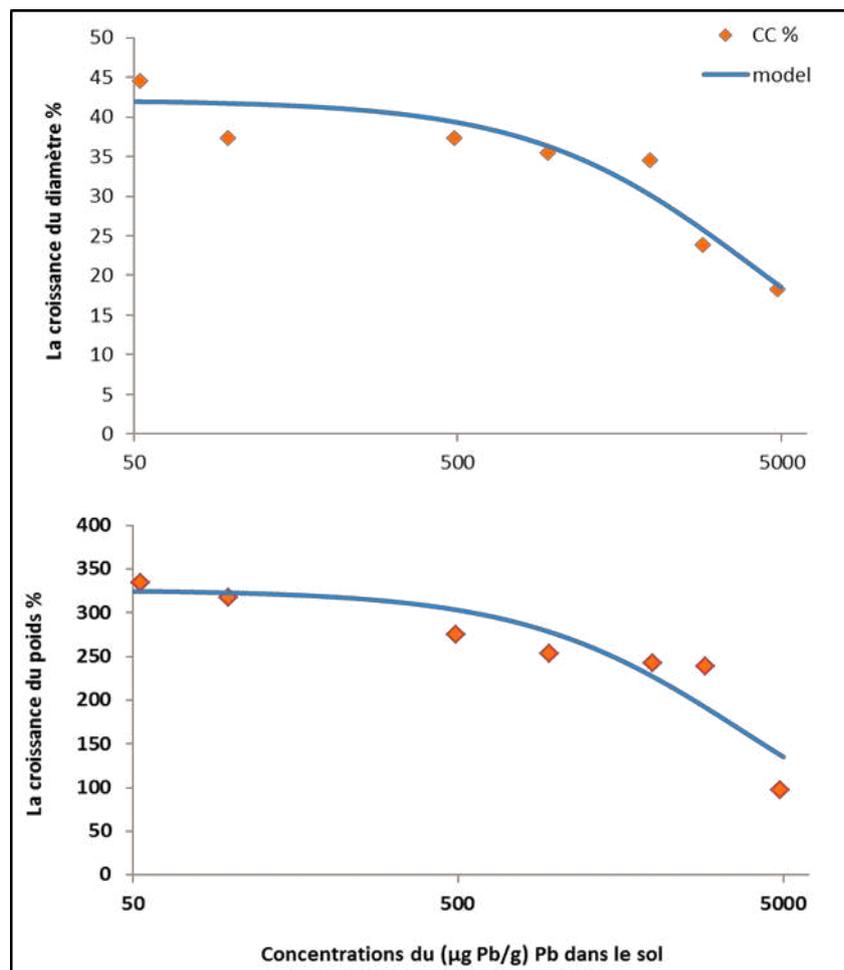


Figure 33. Effet du Pb contenu dans le sol sur la croissance en diamètre et en poids chez *H. aspersa* après 28 jours d'exposition

Par ailleurs, des CI_0 relatives à l'effet des teneurs en plomb accumulées dans les tissus mous sur la croissance de *H. aspersa* ont été calculées. Les courbes illustrant ces relations (concentration en plomb dans les tissus *versus* coefficients de croissance en poids (CCp) et en diamètre (CCd)) sont représentées par la figure 34.

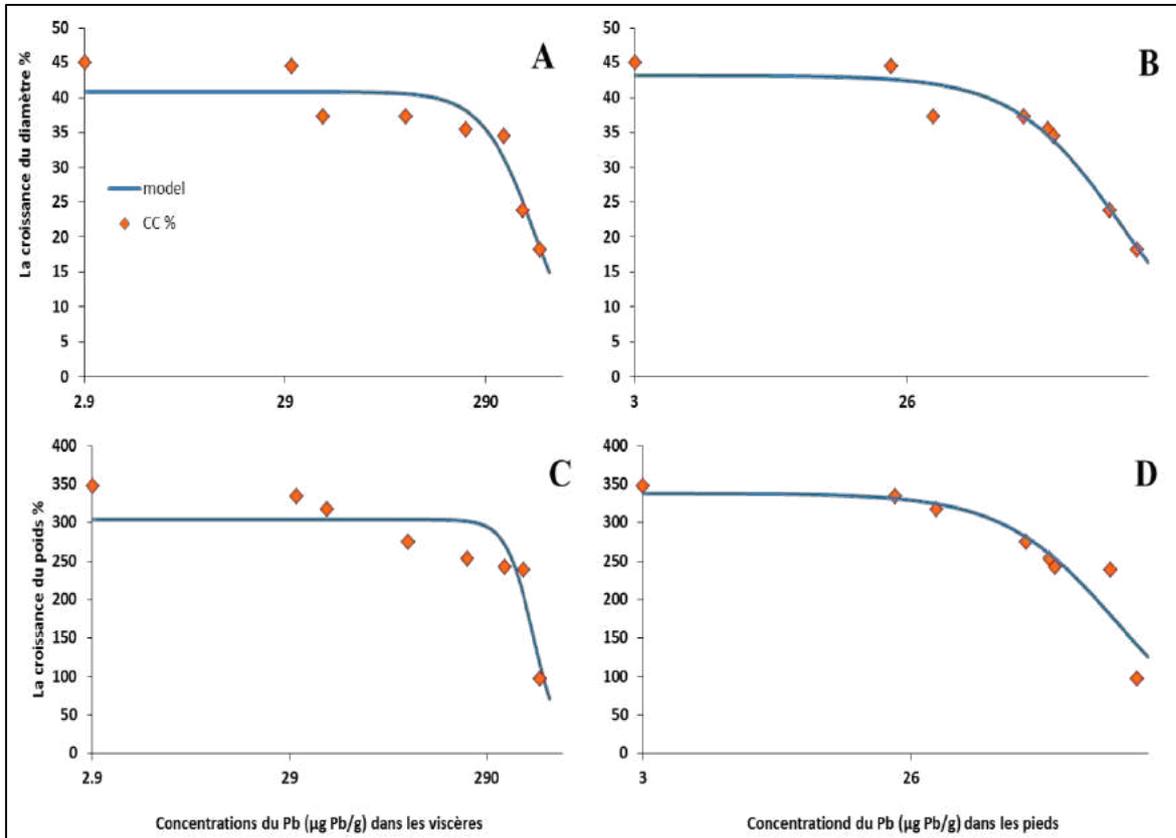


Figure 34. Effet de l'accumulation du Pb dans les pieds et les viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 28 jours d'exposition.

A : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en diamètre de la coquille de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les viscères après 28 jours d'exposition.

B : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en diamètre de la coquille de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les pieds après 28 jours d'exposition.

C : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en biomasse de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les viscères après 28 jours d'exposition

D : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en biomasse de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les pieds après 28 jours d'exposition.

D'après la figure 34, on remarque une stabilité de la croissance en biomasse et en diamètre pour les concentrations les plus faibles en Pb accumulées dans les pieds et les viscères des escargots exposés aux milieux contenant 50, 100, et 500 µg Pb/g de le sol. Un effet relativement faible apparaît à partir d'une concentration de 229.64 µg Pb/g dans les viscères et 83.95 µg Pb/g dans les pieds des individus exposés au milieu contenant 1000 µg/g de plomb dans le sol. L'inhibition la plus forte après 28 jours d'exposition a été notée chez les individus exposés à 5000 µg Pb/g ; le taux d'accumulation du plomb enregistré chez ces individus est de 537.23 µg Pb/g dans les viscères, et 180.82 µg Pb/g dans les

pieds. Les courbes A et C (Fig. 34) relatives à l'effet du Pb accumulé dans les viscères révèlent des $CI_{50} = 498.11 \mu\text{g Pb/g}$ pour le poids, et $CI_{50} = 509.65 \mu\text{g Pb/g}$ pour le diamètre de la coquille. Pour l'effet des teneurs en Pb accumulées dans les pieds, à partir des courbes B et D (Fig. 34), nous avons obtenu des CI_{50} de $154.34 \mu\text{g Pb/g}$ pour la biomasse et de $160.45 \mu\text{g Pb/g}$ pour le diamètre.

b) Après 56 jours d'exposition :

La figure 35 représente l'évolution de l'inhibition de la croissance en poids et en diamètre de la population juvénile *H. aspersa* en fonction des concentrations en plomb dans le sol. D'après les deux courbes, il est évident que l'inhibition de la croissance dépend principalement des teneurs en plomb contenues dans le sol. Les coefficients de la croissance en poids et en diamètre les plus élevés ($CCp = 566.27 \%$ et $CCd = 69.69 \%$) ont été notés pour les escargots exposés à la plus faible concentration en plomb ($50 \mu\text{g Pb/g}$). Ceux enregistrés pour les individus exposés à $5000 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol sont 1.57 et 1.46 fois moins importants, respectivement. Les valeurs enregistrées sont de ($CCp = 365.20 \%$ et $CCd = 47.40 \%$). L'analyse de la variance à un facteur confirme l'effet de la concentration en plomb dans le sol sur la croissance de *H. aspersa* avec ($p = 0.0001$). La comparaison multiple par le test de Dunnett a montré un effet significatif par rapport à l'évolution du poids chez les individus exposés à 500 , 1000 , 2000 , 3000 et $5000 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol avec ($p = 0.0048$, $p = 0.0024$, $p = 0.0012$, $p = 0.0009$ et $p = 0.0001$), respectivement. Pour les mêmes concentrations, nous avons noté des effets significatifs avec ($p = 0.0089$, $p = 0.0051$, $p = 0.0031$, $p = 0.0012$, et $p = 0.0006$) pour le diamètre de la coquille. Pour individus exposés à 50 et $100 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol, l'effet est non significatif aussi bien pour la croissance en poids, qu'en diamètre de la coquille.

Les CI_{50} estimées en fonction des concentrations en plomb dans le sol après 56 jours d'exposition sont de $CI_{50} = 8194.06 \mu\text{g Pb/g}$ pour la biomasse, et $CI_{50} = 8736.93$ pour le diamètre de la coquille (Tab. 08).

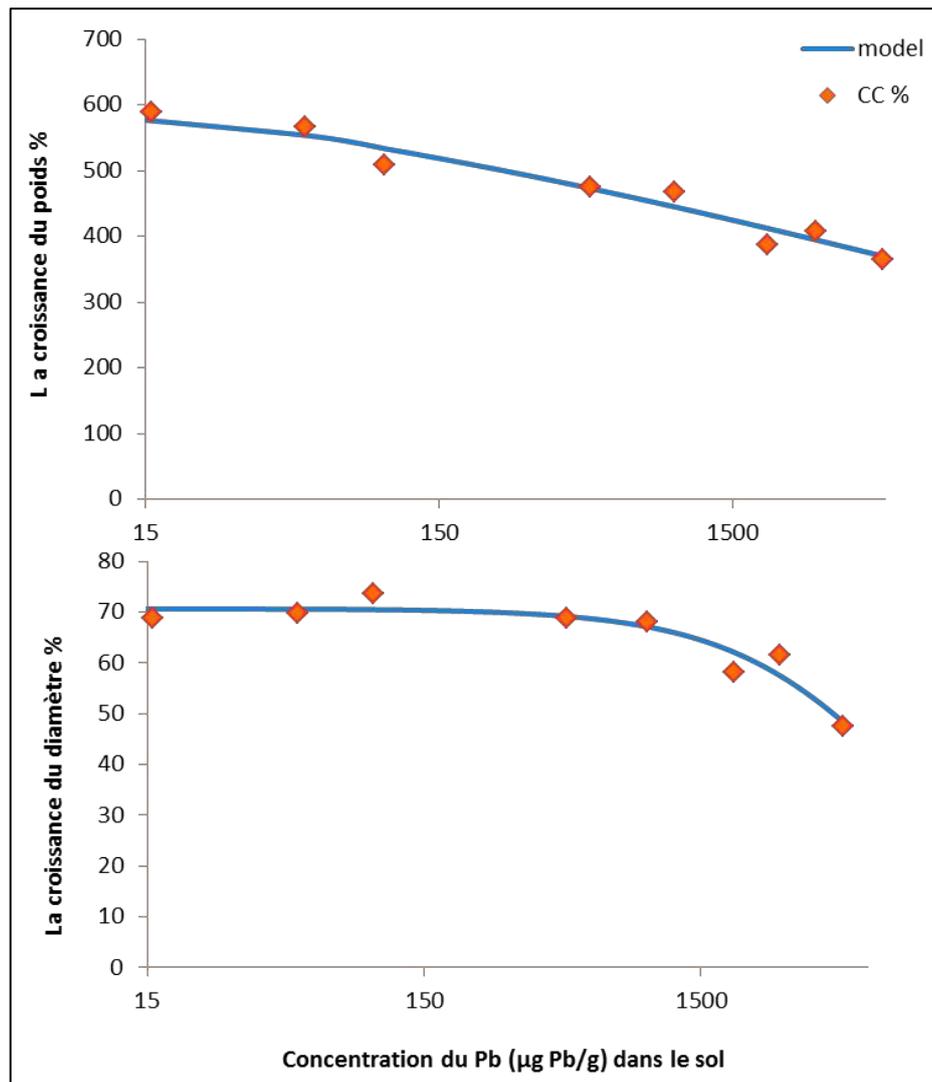


Figure 35. Effet du Pb contenu dans le sol sur la croissance en biomasse et en diamètre de la coquille de *H. aspersa* après 56 jours d'exposition

Les relations "dose-réponse" entre l'évolution de l'inhibition de la croissance en poids et en diamètre de la coquille et les teneurs en Pb accumulées dans les pieds et les viscères des escargots sont représentées dans la figure 36 (A, B, C, D). Les courbes A et B (Fig. 36) indiquent un faible effet du Pb sur la croissance en diamètre de la coquille noté pour une concentration de 231.49 µg Pb/g dans les viscères, et 85.84 µg Pb/g dans les pieds enregistrés chez les individus exposés à 1000 µg Pb/g dans le sol. Par contre, et selon les courbes C et D (Fig. 36), l'effet sur la croissance en poids est remarquable à partir d'une concentration interne en plomb de l'ordre de 113.97 µg Pb/g dans les viscères et 68.19 µg Pb/g dans les pieds, enregistrées pour les escargots exposés à un sol contaminé par 500 µg/g de plomb. L'inhibition la plus forte de la croissance en diamètre et en poids a été enregistrée dans le milieu contenant 5000 µg Pb/g dans le sol avec des valeurs minimales de $CCd = 47.40\%$ et de $CCp = 365.20\%$ pour des taux en plomb de l'ordre de 180.82

$\mu\text{g/g}$ et de $537.23 \mu\text{g/g}$ accumulés dans les pieds et les viscères, respectivement. La valeur maximale du CCp est de 566.27% enregistrée pour des concentrations de $20.88 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds et de $29.52 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères chez les individus exposés à $50 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol. Pour le CCd , la valeur maximale est de 73.60% notée pour les individus exposés à $100 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol avec des concentrations de $30.56 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds et de $43.02 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères.

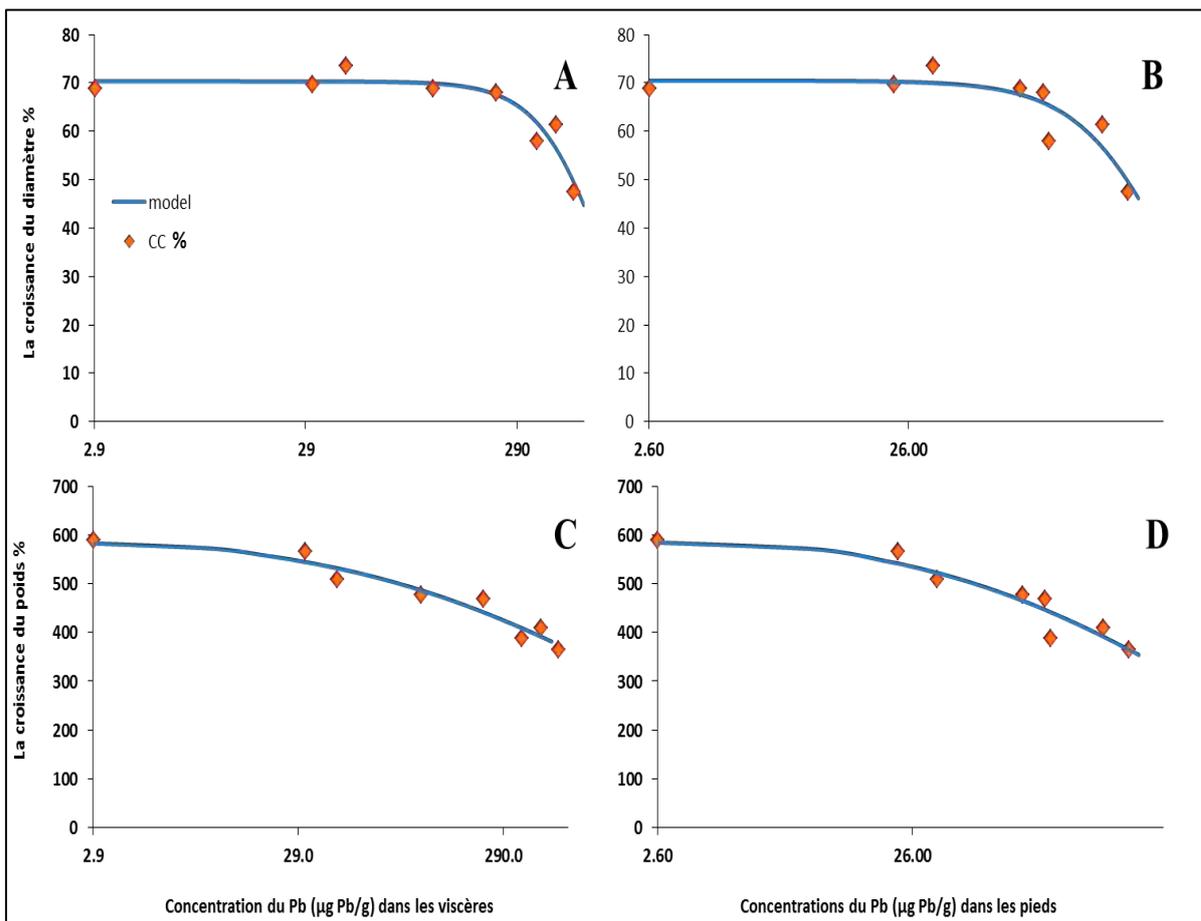


Figure 36. Effet de l'accumulation du Pb dans les pieds et viscères sur la croissance en poids et en diamètre chez *H. aspersa* exprimés par la relation dose-réponse après 56 jours d'exposition.

A : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en diamètre de la coquille de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les viscères après 56 jours d'exposition.

B : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en diamètre de la coquille de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les pieds après 56 jours d'exposition.

C : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en biomasse de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les viscères après 56 jours d'exposition

D : relation dose-réponse entre les coefficients de la croissance en biomasse de *H. aspersa* et les concentrations accumulées dans les pieds après 56 jours d'exposition.

Des CI_{50} de l'ordre de $1217.54 \mu\text{g Pb/g}$ et de $734.27 \mu\text{g Pb/g}$ ont été notées pour le poids et le diamètre respectivement, ces valeurs sont estimées à partir des concentrations en plomb accumulées dans les viscères de *H. aspersa* (Fig. 36-courbes A et C). La relation

"dose-réponse" entre le coefficient de la croissance et les concentrations en plomb quantifiées dans les pieds des escargots testés (Fig. 36-courbes B et D) a révélé une CI_{50} de 301.91 $\mu\text{g Pb/g}$ pour la biomasse, et de 261.10 $\mu\text{g Pb/g}$ pour le diamètre de la coquille.

Le tableau 8 récapitule les valeurs des concentrations qui inhibent la croissance de 50% de la population *H. aspersa* (CI_{50}), calculées à partir des coefficient de la croissance en biomasse (CC_p) et en diamètre de la coquille (CC_d) en fonction des concentrations en Pb dans les sols, les viscères, et les pieds des escargots testés après 28 et 56 jours d'exposition.

Tableau 8. Les CI_{50} enregistrées après 28 et 56 jours d'exposition de *H. aspersa* au sol contaminé par le plomb

Durée d'exposition	28 jours	56 jours
CI_{50} ($\mu\text{gPb/g}$ sol versus $CC_{diamètres}$)	4121.06	8736.93
CI_{50} ($\mu\text{gPb/g}$ sol versus CC_{poids})	3808.18	8194.06
CI_{50} ($\mu\text{gPb/g}$ viscères versus $CC_{diamètres}$)	509.65	734.27
CI_{50} ($\mu\text{gPb/g}$ viscères versus CC_{poids})	498.11	1217.54
CI_{50} ($\mu\text{gPb/g}$ pieds versus $CC_{diamètres}$)	160.45	261.10
CI_{50} ($\mu\text{gPb/g}$ pieds versus CC_{poids})	154.34	301.91

* CC : Coefficient de croissance.

* CI_{50} : Concentration inhibitrice de 50% de la croissance.

III.1.2.3. Bioaccumulation du Pb contenu dans le sol par *H. aspersa*

Les concentrations en plomb accumulées dans les tissus mous de la population *H. aspersa* à la fin du test sont illustrées par la figure 37. Le tableau 9 montre les concentrations totales en plomb mesurées dans les sols à la fin du test qui prouve l'accumulation de ce métal par l'organisme-test.

L'examen de cette dernière révèle une différence bien marquée entre les teneurs en Pb quantifiées dans les viscères et les pieds. En effet, les concentrations en plomb dans les viscères sont toujours 2 à 3 fois plus importantes que celles des pieds. Nous avons enregistré une concentration moyenne de l'ordre de 180.82 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 537.23 $\mu\text{g Pb/g}$, 143.07 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 441.80 $\mu\text{g Pb/g}$, 88.38 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 357.24 $\mu\text{g Pb/g}$, 83.95 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 229.64 $\mu\text{g Pb/g}$, 68.19 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 113.97 $\mu\text{g Pb/g}$, 30.56 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 43.02 $\mu\text{g Pb/g}$, 20.88 $\mu\text{g Pb/g}$ contre 29.52 $\mu\text{g Pb/g}$ pour les pieds et viscères, des individus exposés à 5000, 3000, 2000, 1000, 500, 100 et 50 $\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol, respectivement.

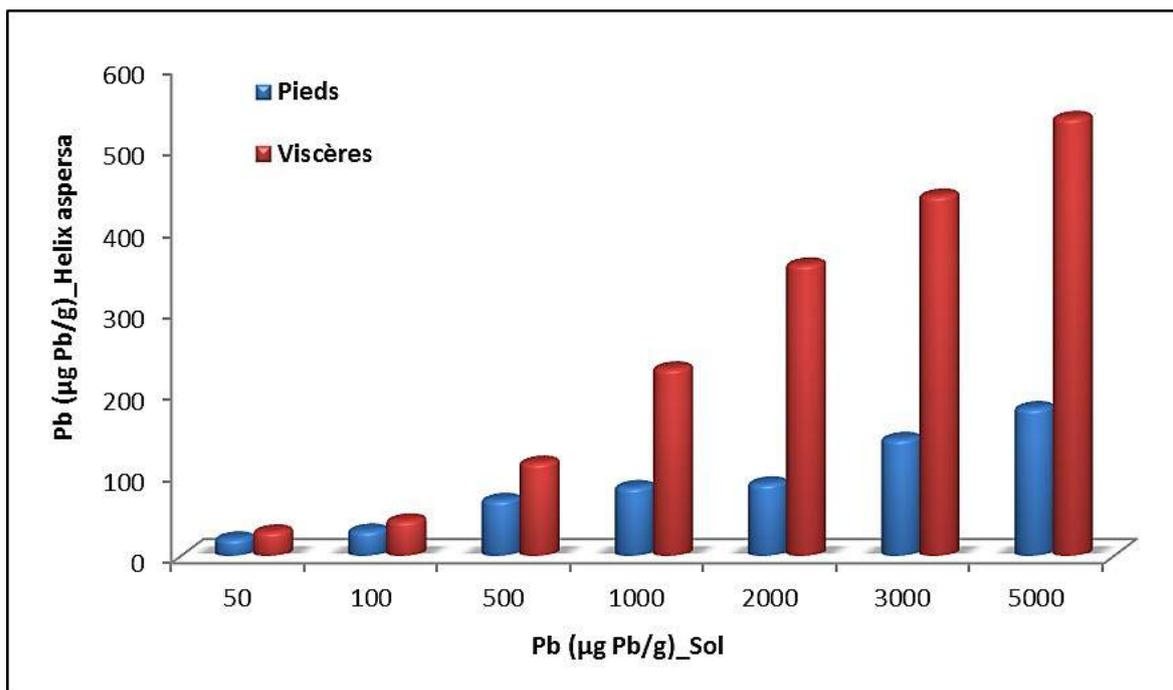


Figure 37. Concentrations moyennes en Pb accumulées dans les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test.

Tableau 9. Concentrations en plomb (µg/g) mesurées dans les sols à la fin des tests

Concentrations nominales (µg Pb/g)	Concentrations mesurés (µg Pb/g sol sec)	% d'absorption
Background	17.39	-
Témoin	15.69	9.77
50	52.62	21.91
100	98.04	16.48
500	491.23	5.05
1000	956.85	5.95
2000	1977.48	1.97
3000	2875.41	4.70
5000	4889.16	2.55

Les résultats du facteur de bioaccumulation (BAF) calculés pour les pieds et les viscères des escargots par rapport aux concentrations en plomb dans les sols sont représentés par la figure 38. Pour l'accumulation du plomb par l'espèce *H. aspersa*, nous avons noté des valeurs minimales du BAF de 0.11 pour les viscères et de 0.04 pour les pieds chez les escargots exposés à la plus forte concentration en Pb dans le sol (5000 µg Pb/g), contre des valeurs maximales de 0.84 pour les viscères et de l'ordre de 0.59 pour les pieds enregistrées chez les individus exposés au milieu le moins contaminé par le Pb (50 µg Pb/g dans le sol). Il est à noter que, les valeurs du BAF ont tendance à diminuer avec l'augmentation des teneurs en plomb dans le sol.

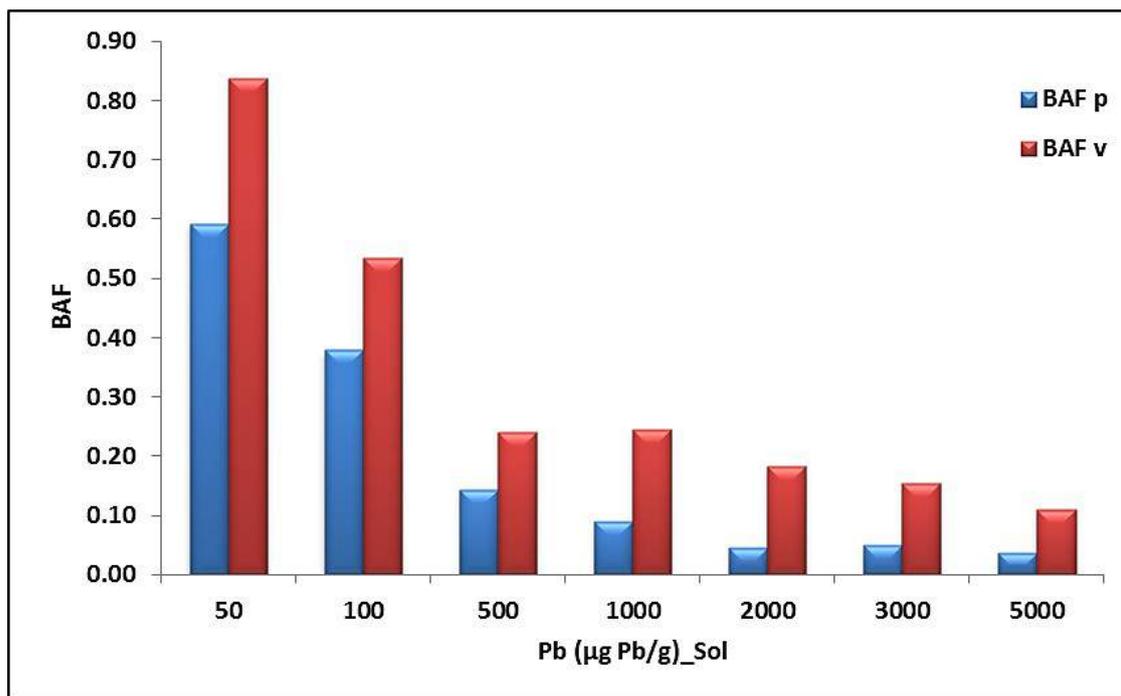


Figure 38. Facteur de bioaccumulation (BAF) du Pb pour les pieds et les viscères de *H. aspersa* à la fin du test

III.1.3. Discussion des résultats relatifs aux tests d'écotoxicité sur substrat naturel

a. Effet du cadmium et plomb contenu dans le sol sur la croissance de *H. aspersa*

Au terme des résultats relatifs à la biométrie, il est évident qu'il existe une relation entre la baisse de la croissance en biomasse et en diamètre par rapport aux témoins et l'augmentation de la concentration en cadmium et en plomb dans le milieu. Cette baisse dose-dépendante peut être attribuée à une accumulation du Cd et du Pb, et donc une expression de la toxicité chez *H. aspersa*. La contamination voir la manifestation de la toxicité chez cette espèce quand elle est exposée à un substrat contaminé se fait par diffusion cutanée du toxique à travers l'épithélium du pied (Scheifler et al. 2002; Gomot-De Vaufleury et Pihan 2002), mais aussi par l'ingestion des particules de sols (Cœurdaissier et al. 2002; Gomot et al. 1989).

Pour ce qui est du cadmium, nos résultats confirment les données bibliographiques relatives à l'exposition des escargots à un sol contaminé par ce métal, notamment celles de Coeurdaissier et al. (2002) et Gomot-De Vaufleury et al. (2006). Les CE_{50} enregistrées varient entre 327.66 et 456.47 µgCd/g pour le poids, et de 557.74 à 679.46 µgCd/g pour le diamètre. Ces résultats concordent avec les valeurs rapportées par Coeurdaissier et al. (2002) pour des individus de la même espèce mis en contact direct avec un sol pollué par le cadmium ; les valeurs sont comprises entre 500 et 1000 µg Cd/g. Nos résultats sont également proches de ceux enregistrés par Gomot-De Vaufleury et al. (2006) dans une

étude sur l'évaluation des risques par l'exposition des escargots terrestres aux sols pollués par les ETM ; les CI_{50} enregistrées par cet auteur étaient de l'ordre de 526 à 1060 $\mu\text{gCd/g}$ dans le sol pour des tests statiques, et de 373 à 781 $\mu\text{gCd/g}$ dans le sol pour les tests semi-statiques. Les résultats enregistrés pour le cadmium dans le cadre de cette étude sont également comparables à ceux rapportés dans la littérature pour la même espèce par contamination de la nourriture notamment ceux de Laskowski et Hopkin (1996a) qui ont enregistré une CI_{50} de 206 $\mu\text{gCd/g}$, et Gomot-De Vaufleury (1997) qui a rapporté une valeur de 140 $\mu\text{gCd/g}$.

Pour le plomb, nous avons également tenté de confronter les CI_{50} (4121.06 à 8736.93 $\mu\text{g Pb/g}$ pour le diamètre de la coquille, et 3808.18 à 8194.06 $\mu\text{g Pb/g}$ pour le poids) enregistrées dans le cadre de cette étude à titre comparatif aux résultats de Gomot-De Vaufleury (2000) qui sont nettement supérieurs aux nôtres ; en effet, cet auteur a enregistré une CI_{50} supérieure à 30 000 $\mu\text{g Pb/g}$ pour la contamination des aliments des escargots. Laskowski et Hopkin (1996b) ont enregistré une CI_{50} de 13900 $\mu\text{g Pb/g}$ lors de l'étude de l'effet de la contamination de la nourriture par le plomb sur le taux de la consommation alimentaire. Ainsi, nos résultats suggèrent que pour l'exposition au plomb, le sol est une voie plus importante que la nourriture ; l'absorption cutanée par diffusion à travers l'épithélium du pied et l'ingestion de particules de sol étant les principales voies d'accumulation de ces éléments. Ceci confirme les conclusions rapportées par Scheifler et al. (2006) dans leur étude relative au transfert des ETM dans le système sol-plante-invertébrés du sol. En effet, ces auteurs, ont conclu que la contribution du sol à l'accumulation totale du Cd chez *H. aspersa*, est comprise entre 2 et 40%.

De même que pour le cadmium, la contribution des sols contaminés par le plomb à l'accumulation de ce dernier chez *H. aspersa*, est importante ; Scheifler et al. (2006) rapporte un pourcentage dépassant les 80 %. Les CI_{50} enregistrées et qui étaient beaucoup plus faibles que les valeurs de la littérature rapportées pour l'exposition de *H. aspersa* à une nourriture contaminée par le plomb, confirment cette conclusion. Coeurdassier et al. (2002) ont conclu que l'efficacité de l'accumulation cutanée dans l'expression des effets toxiques sur la croissance est évaluée entre 7 % et 14 %, après la comparaison des résultats de l'exposition des escargots à un sol contaminé par le cadmium avec les données des tests-nourriture. Cela suggère que l'absorption digestive du Cd est plus efficace que l'absorption cutanée, et pourrait être due à une biodisponibilité plus faible du Cd dans le sol que dans la nourriture pour les escargots.

Globalement, les tests entrepris montrent une relation dose-dépendante entre l'inhibition de la croissance de *H. aspersa* et la concentration du métal dans le sol. La voie cutanée par

contact direct du pied de l'escargot avec le Cd et le Pb du sol explique les effets sur les individus de *H. aspersa* et confirment les données de la littérature rapportées par Laskowski et Hopkin (1996b) ; Gomot-De Vaufleury (2000) et Coeurdassier et al. (2002). Comme pour le plomb, le Cd passe dans le corps de l'animal *via* l'épithélium situé sur le pied, puis s'accumule surtout dans l'hépatopancréas (Coughtrey et Martin 1976; Gomot-De Vaufleury et al. 1989; Menta et Parisi 2001; Gomot-De Vaufleury et Pihan 2002). Une telle accumulation peut affecter la croissance en poids et en diamètre de la coquille (Ebenso et Ologhobo, 2008), mais aussi la biodisponibilité du calcium (Ireland, 1991). Les résultats de l'effet du Cd et du Pb sur la croissance de *H. aspersa* dans cette étude ont montré que l'inhibition du poids corporel est plus sensible que le diamètre de la coquille chez les escargots testés. Des résultats similaires ont été observés par Gomot-De Vaufleury et al. (2006) avec des CI_{50} notées pour le poids de l'ordre 373 à 622 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol pour les tests semi-statiques et de 526 à 699 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol pour les tests statiques, et des CI_{50} pour le diamètre de la coquille de l'ordre 474 à 781 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol pour les tests semi-statiques et de 749 à 1060 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol pour les tests statiques, et des CI_{50} de l'ordre 68 à 139 $\mu\text{g Cd/g}$ dans la nourriture pour le poids, contre 102 à 159 $\mu\text{g Cd/g}$ dans la nourriture pour la croissance en diamètres. De même, Beeby et al. (2002) ont observé un effet du Pb contenu dans la nourriture sur la croissance de la coquille de *H. aspersa*. Il est connue que le plomb interfère avec le métabolisme du Ca chez divers mollusques et maintient l'activité des enzymes nécessitant du Ca (Behra 1993; Seixas et Pierce 2005). Le cadmium y contribue aussi par sa capacité à réduire le transport du Ca de l'hépatopancréas vers la coquille par l'antagonisme concurrentiel. Ceci peut, en partie, expliquer la réduction de la croissance de la coquille qui semble être due à une perturbation générale du métabolisme du Ca chez les escargots testés. En effet, pour les gastéropodes terrestres, le calcium est d'abord stocké dans les cellules calcaires de l'hépatopancréas, puis dissous et transporté dans les parties du corps ayant besoin de carbonate de calcium, notamment la coquille pendant la période de croissance (Barker, 2001).

Par ailleurs, chez les escargots du genre *Helix*, les cellules neuro-sécrétoires du mésocerebrum (partie œsophagienne du col nerveux) sécrètent une hormone de croissance essentielle à la croissance (Gomot-De Vaufleury et al. 1992 ; Gomot De Vaufleury, 1997; Barker 2001). La présence du Cd et du Pb dans les tissus vivants des escargots peut perturber la fonction sécrétoire de ces neurones. De plus, il est convient de noter que le mécanisme exact de l'impact du Cd sur la coquille des escargots n'est pas connu à l'heure actuelle, malgré les preuves de la croissance anormale de la coquille causées par les métaux et les dommages qui apparaissent au niveau de la coquille en réponse à une

exposition à court terme au Cd (Sunila et Lindstrom, 1985; Fritsch et al. 2011). Le faible effet du Pb sur la croissance de *H. aspersa* par rapport au cadmium peut être expliqué par la grande capacité de cette espèce à l'excrétion du Pb dans la matière fécale (Laskowski et Hopkin 1996a ; Gomot-De Vaufleury, 2000).

De plus, les effets d'inhibition de la croissance sur les escargots étaient directement liés aux niveaux d'accumulation des métaux. Ce résultat est en accord avec les résultats de Gomot-De Vaufleury et al. (2006) et de Coeurdassier et al. (2002), qui ont suggéré que la concentration interne en Cd de *H. aspersa* peut être utilisée pour caractériser son effet toxique sur la croissance, indépendamment de la source d'absorption. Van Gestel et Koolhaas (2004) ont conclu que pour *Folsomia candida*, des variations entre les valeurs de la CI_{50} ont été notées lorsque les calculs sont fondés sur les concentrations totales en Cd dans le sol ($CI_{50} = 25,9$ à $512 \mu\text{g/g}$ de 28 jours pour la croissance), et qu'ils sont considérablement réduits lorsque les valeurs de la CI_{50} sont basées sur les concentrations en Cd dans les tissus. Ceci a également été enregistré dans le cadre de cette étude ; en effet, l'expression de la toxicité sur la base des concentrations corporelles a réduit la différence entre les CI_{50} pour le Pb et le Cd, confirmant ainsi que la concentration corporelle est un meilleur indicateur de la toxicité des métaux que la concentration dans le sol.

Comparativement aux autres invertébrés du sol, les escargots sont plus résistants au plomb et au cadmium. Pour *Enchytraeus crypticus*, les CI_{50} rapportées par Zhang et Van Gestel (2017) étaient faibles (plus sensible) et comprises entre 134 et $189 \mu\text{g Pb/g}$ de sol sec, tandis qu'une CI_{50} de $993 \mu\text{g Pb/g}$ de sol sec a été signalée pour le ver de terre *Eisenia fetida* (Davies et al. 2003), et de $428 \mu\text{g Pb/g}$ de sol sec pour le collembole *Paronychiurus kimi (lee)* (Son et al. 2007). De plus, les GI_{50} pour l'effet du cadmium sur *H. aspersa* étaient plus élevées (moins sensibles) que celles rapportées par Castro-Ferreira et al. (2012) pour *Enchytraeus crypticus* ($35 \mu\text{g Cd/g}$ de sol sec), et Van Gestel et Mol (2003) pour le collembolan *Folsomia candida* ($53,7$ à $193 \mu\text{g Cd/g}$ de sol sec).

Lock et Janssen (2001) ont comparé certaines données concernant la sensibilité au Cd de diverses espèces de nématodes, d'annélides et d'arthropodes (Cortet et al. 1999) avec celles des escargots exposés aux sols et/ou nourritures contaminés. La durée d'exposition était assez variable, mais pour l'exposition alimentaire, la sensibilité de l'isopode *Porcellio scaber* ($CI_{50} = 195 \mu\text{g/g}$ pour l'alimentation durant 63 jours) était proche de celle de *H. aspersa*, tandis que pour le collembole *Folsomia candida* ($CI_{50} = 1687 \mu\text{g/g}$ pour la croissance durant 63 jours), elle était beaucoup moins sensible (Crommentuijn et al. 1997). Pour l'exposition au Cd du sol, les escargots semblent être moins sensibles que *Eisenia fetida* mais proche de *F. candida* (Cortet et al. 1999). Ces ressemblances ou différences

peuvent être liées à la biologie des différents organismes du sol, plus ou moins dépendants du sol, mais aussi aux propriétés de ce dernier (Gomot- De Vaufleury et al. 2006).

b. Bioaccumulation du cadmium et plomb par *H. aspersa*

L'accumulation du Cd et du Pb chez *H. aspersa* est dose-dépendante, soit pour le cas de notre étude et les travaux de Coeurdassier et al. (2002) et De Vaufleury et al. (2006), où le sol est la seule source de contamination, ou dans le cas des tests de la contamination de la nourriture (Laskowski et Hopkin, 1996a ; Gomot- De Vaufleury 1997; Scheifler et al. 2002 ; Gomot- De Vaufleury et al. 2006).

Les résultats de l'accumulation du Cd et du Pb dans les tissus de *H. aspersa* montrent que les concentrations en Cd quantifiées dans les viscères sont plus importantes que celles des pieds, ces résultats sont en accord avec les résultats des travaux de Coeurdassier et al. (2001), Coeurdassier et al. (2002), et Viard La Rocca et al. (2004). Cette différence est due aux grandes capacités de stockage de l'hépatopancréas comme décrit pour le Cd, le Zn et le Pb par Coughtrey et Martin (1976), Barker (2001), Hispard et al. (2008), et Mleiki et al. (2016). Le transfert des ETM du sol vers les escargots se fait par deux voies différentes ; digestives et cutanées. Les escargots sont considérés comme des macro-concentrateurs du Cd et micro-concentrateurs du Pb (Dallinger et al. 2001). En effet, les BAF pour le Cd varient de 3 à 8 dans les conditions naturelles (Simkiss et Watkins 1991; Viard la Rocca et al. 2004), et de 1 à 10 dans les conditions contrôlées de laboratoire (Gomot- De Vaufleury, 1997; Laskowski et Hopkin, 1996a) avec la nourriture comme source de contamination du Cd. Cela suggère un risque élevé d'accumulation du Cd dans la chaîne alimentaire terrestre, en particulier pour les organismes qui se nourrissent des escargots.

L'intervalle des BAF obtenu dans le cadre de cette étude (0.17- 1.22) pour le Cd est en accord avec les résultats de Coeurdassier et al. (2002) qui ont enregistré des BAF compris entre 0.22 et 0.6 après l'exposition de *H. aspersa* aux sols contaminés par le Cd pendant 28 jours. Ces valeurs sont par contre plus faibles que celles rapportées par Simkiss et Watkins (1991) et Viard la Rocca et al. (2004) pour les tests dans les conditions naturelles qui intègrent les voies digestives et cutanées du sol et l'alimentation. Pour le plomb nos résultats (BAF = 0.04 - 0.84) sont largement supérieurs à ceux rapportés dans la littérature ; $BAF_{pb} = 0.02$ dans les conditions naturelles selon Dallinger (1993) et Viard La Rocca et al. (2004). Cela peut être expliqué par le renouvellement du sol contaminé toutes les 4 semaines dans notre étude, et une durée d'exposition plus longue (56 jours). La tendance des BAF des ETM de baisser avec l'élévation de la concentration des métaux dans le sol a été notée dans plusieurs études pour les gastéropodes et même pour les

invertébrés terrestres (Laskowski et Hopkin 1996a; Crommentuijn et al. 1997; Cœurassier et al. 2002; Labanowski et al. 2008; Scheifler et al. 2002; Castro-Ferreira et al. 2012).

La comparaison des résultats relatifs à l'accumulation du Cd et Pb chez l'espèce *Helix aspersa* montrent que la contribution de la voie digestive peut être considérée comme la voie principale de la contamination par le Cd (> 90 % de la bioaccumulation totale) pour *H. aspersa* en conditions naturelles (Cœurassier et al. 2002), alors que pour le plomb la voie cutané par le pieds contribue avec un taux > 80 % de la bioaccumulation totale (Scheifler et al. 2006). La capacité d'absorption de l'épithélium des gastéropodes est connue pour d'autres cations tels que Mn, Cu, Zn et Ca (Simkiss et KM, 1977; Bjerregaard et Depledge, 1994; Zaldibar et Marigómez, 2007).

L'absorption du Cd *via* l'épithélium du pied des escargots terrestres pourrait impliquer un mécanisme compétitif similaire à celui du Cd et du Ca. Cela explique l'absorption plus élevée du Cd *via* l'épithélium digestif, car l'assimilation du Ca est plus efficace lorsque l'ion est absorbé par la voie digestive chez *H. aspersa* (Gomot- De Vaufleury et al, 1989).

D'autres mécanismes épithéliaux peuvent également contribuer à l'absorption du Cd par voie cutanée, tels que l'absorption ionique *via* les vésicules pinocytotiques, le passage direct à travers la membrane cellulaire après la formation de complexes liposolubles (Fournie et Chetail, 1984; Hopkin, 1989; Lobo-da-Cunha et al. 2018), et/ou le transport facilité par les transporteurs membranaires et intracellulaires qui impliquent des ligands de la protéine SH (Wang et Fisher, 1999; Yoshino et al. 2001), et les structures épithéliales particulières, telles que les cellules de canal (Marigómez et al. 2002; Martin et Deyrup-Olsen, 1986).

III.2. Test d'écotoxicité *ex situ* sur substrats naturels : effet des paramètres physicochimiques du sol sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb

III.2.1. Test d'écotoxicité du cadmium

III.2.1.1. Effet du cadmium contenu dans le sol sur la croissance de *H. aspersa*

Les relations dose-réponse pour les effets du Cd sur la croissance en poids et en diamètre (CCp et la CCd) de *H. aspersa* sont présentées dans la figure 39. L'examen de cette dernière montre une forte relation dose-dépendante entre l'effet du Cd dans le sol et l'inhibition de la croissance chez les escargots testés. Dans les trois sols, la croissance en biomasse et en diamètre de la coquille chez les individus testés diminue au fur et à mesure que la concentration du cadmium dans les sols augmente. L'effet du Cd sur la croissance des escargots pour les trois sols testés peut être résumé comme suit :

- Pour le sol Lufa 2.2, les valeurs les plus faibles de CCp (0.16 %) et de CCd (8.86 %) ont été notées chez les individus exposés à la plus forte concentration dans le sol (2000 µg Cd/g), tandis que les valeurs les plus fortes de CCp (316.32 %) et de CCd (47.83%) ont été enregistrées dans la concentration la plus faible en Cd dans le sol (8.2 µg Cd/g).
- Pour le sol Garden, nous avons noté des inhibitions de l'ordre 8.18 % pour CCp et de 10.41 % pour CCd dans le milieu contaminé par 2000 µPb/g, contre des inhibitions de l'ordre 302.53 % pour CCp et de 45.07 % pour CCd chez les individus exposés à 8.2 µg Pb/g dans le sol.
- Pour le sol Soccer field, un CCp = 14.28 % et un CCd = 15.13 % ont été notés chez les escargots dans le milieu le plus contaminé par le Cd (2000 µg Cd/g), par contre nous avons noté un CCp = 307.77 % et un CCd = 46.15 % chez les individus exposés à 8.2 µg Cd/g dans le sol.

Cette variabilité de la croissance en poids et en diamètre d'une concentration à l'autre, et d'un sol à l'autre est confirmée par l'analyse de la variance à deux facteurs qui a révélé un effet hautement significatif ($p = 0.0001$) sur le gain de poids pour les escargots exposés à 666 et 2000 µg Cd/g par rapport aux individus témoins dans les trois sols testés. À 222 µg Cd/g, un effet très significatif a été observé pour les escargots exposés au sol Lufa 2.2 ($p = 0.0016$) par rapport au sol de Soccer field ($p = 0.00422$). La croissance en diamètre de la coquille a été significativement affectée dans le sol Lufa 2.2 à 222, 666 et 2000 µg Cd/g ($p = 0.0001$), et faiblement significative à 74 µg Cd/g ($p = 0.0449$). L'effet du Cd sur l'évolution en diamètre de la coquille dans le sol de Garden était hautement significatif

dans les concentrations les plus élevées (666 et 2000 $\mu\text{g Cd/g}$) avec ($p = 0.0001$), et significatif à 222 $\mu\text{g Cd/g}$ avec ($p = 0.0052$). Dans le sol Soccer field, des effets faiblement significatifs ont été observés sur le diamètre de la coquille pour les escargots exposés à 222 $\mu\text{g Cd/g}$ ($p = 0.0054$) et des effets hautement significatifs à 666 et 2000 $\mu\text{g Cd/g}$ ($p = 0.0001$).

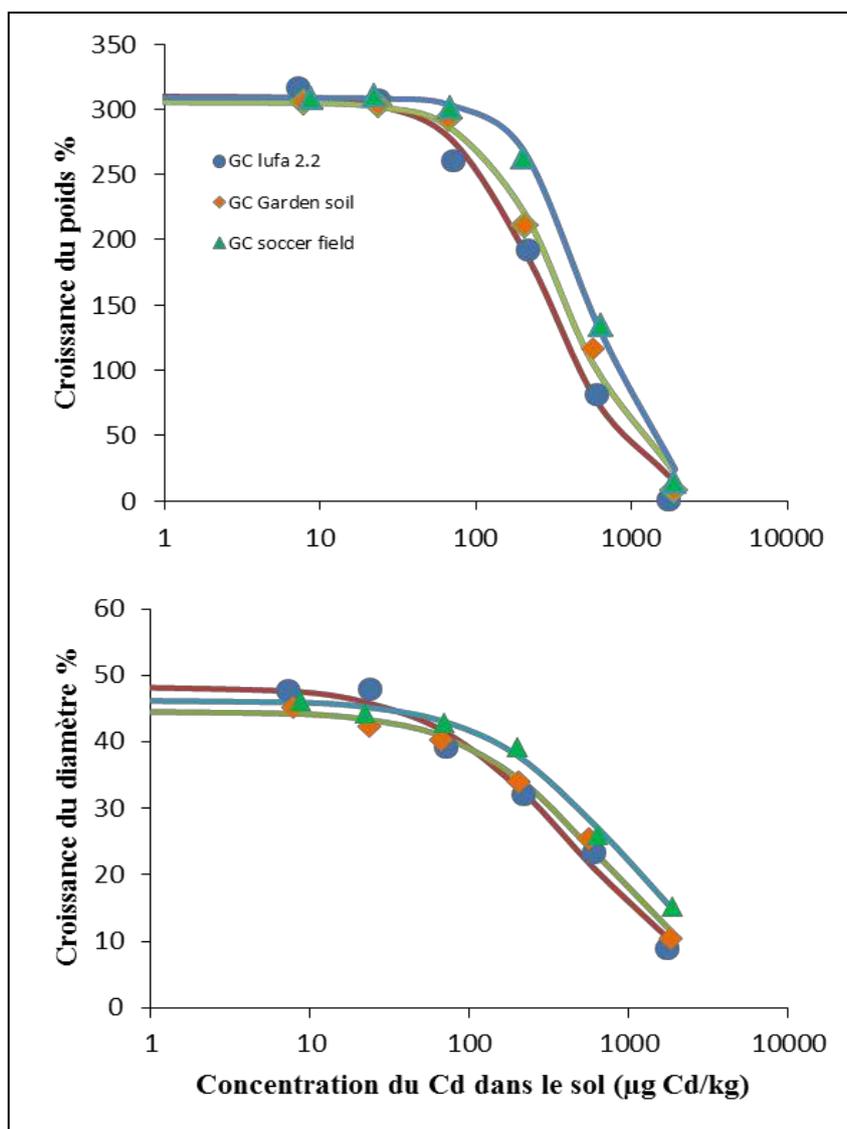


Figure 39. Effet du cadmium sur la croissance en poids (en haut) et en diamètre (en bas) de *H. aspersa* après 28 jours d'exposition dans les sols de Lufa 2.2, de Graden et Soccer field. Les lignes montrent l'ajustement d'un modèle logistique dose-réponse aux données.

Par ailleurs, l'examen des CI_{50} relatives aux effets des concentrations en cadmium dans le sol sur les CCp et CCd (Tab. 10) ont montré des différences considérables entre les trois sols ; en effet, les CI_{50} sont de l'ordre de 327, 478 et 591 $\mu\text{g Cd/g}$ pour CCp , et 470, 654 et 910 $\mu\text{g Cd/g}$ pour CCd dans les sols Lufa 2.2, Garden, et Soccer field, respectivement. Les

CI₅₀ relatives à la croissance en poids (CCp) calculées par rapport aux concentrations du cadmium dans les tissus de *H. aspersa*, sont de l'ordre de 257 µg Cd/g pour Lufa 2.2, de 326 µg Cd/g pour Garden et 194 µg Cd/g pour Soccer field, contre des CI₅₀ de l'ordre 261, 333 et 396 µg Cd/g pour la croissance en diamètre (CCd) dans les sols Soccer field, Lufa 2.2 et Garden, respectivement. Les CI₅₀ les plus basses basées sur les concentrations totales mesurées dans les sols ont été notées dans le sol Lufa 2.2, mais les CI₅₀ les plus faibles basées sur les concentrations internes du Cd dans les escargots étaient notées dans le sol Soccer field (Tab. 10).

Tableau 10. Les CI₅₀ et CI₂₀ (en µg Cd/g) pour l'effet du Cd sur la croissance (CCp : gain de masse, CCd : évolution du diamètre de la coquille) de *H. aspersa* après 28 jours d'exposition dans les trois sols testés, exprimés en fonction des concentrations dans le sol et les concentrations internes dans les tissus des escargots survivants.

	Lufa 2.2	Garden	Soccer field
CCp			
CI _{20sol}	120 (58-183)	203 (119-286)	229 (95-363)
CI _{50sol}	327 (230-42)	478 (362-593)	591 (392-791)
CI _{20escargots}	129 (86-172)	185 (133-236)	125 (93-156)
CI _{50escargots}	257 (205-310)	326 (273-378)	194 (162-226)
GCd			
CI _{20sol}	100 (26-173)	169 (67-272)	177 (42-312)
CI _{50sol}	470 (285-654)	654 (437-872)	910 (544-1275)
CI _{20escargots}	117 (60-175)	169 (98-240)	106 (63-149)
CI _{50escargots}	333 (245-421)	396 (312-480)	261 (202-319)

*Les valeurs entre parenthèses représentent les intervalles de confiance à 95 %.

III.2.1.2. Accumulation du cadmium des trois sols testés par *H. aspersa*

La figure 40 illustre le taux d'accumulation du Cd chez *H. aspersa* pour les trois sols étudiés à la fin du test. Dans le tableau 11, sont récapitulées les concentrations en cadmium dans le sol à la fin du test à titre indicatif. L'examen de la figure 40 montre une variabilité importante ; en effet, les valeurs les plus élevées chez les escargots ont été enregistrées pour les trois sols dans le cas de la concentration de 2000 µg Cd/g. Les teneurs sont de l'ordre de 752, 706 et 407 µg de Cd/g pour les sols Lufa 2.2, Soccer field et Garden, respectivement. Tandis que, les escargots exposés à la plus faible concentration (8.2 µg Cd/g), ont enregistré les valeurs les plus faibles en Cd dans leurs tissus, avec 18.54 µg Cd/g dans le sol Lufa 2.2, 18.91 µg Cd/g dans le sol Garden, et de 13.00 µg Cd/g dans le sol Soccer field.

L'application du test ANOVA à deux facteurs n'a révélé aucune différence significative entre les concentrations internes en Cd pour les concentrations les plus faibles, et ceci

quelque soit le sol étudié. Cependant, la comparaison multiple par le test de Tukey a révélé que pour une teneur de 666 $\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol ; les concentrations en Cd chez les animaux exposés au sol Soccer field étaient significativement inférieures à celles des sols Lufa 2.2 ($p=0,0001$) et Garden ($p=0,00020$). La bioaccumulation du cadmium par les individus de *H. aspersa* exposés à 2000 $\mu\text{g Cd/g}$ était significativement plus faible chez les animaux exposés au sol du Soccer field par rapport aux deux autres sols ($p=0,0001$).

Tableau 11. Les concentrations pseudo-totales en cadmium dans les sols ; Lufa 2.2, Garden et Soccer field mesurées à la fin des tests

Les concentrations nominales ($\mu\text{g Cd/g}$)	Les concentrations mesurées ($\mu\text{g Cd/g sol sec}$)		
	Lufa2.2	Garden	S. field
Témoin	0.07	0.18	0.18
8.2	7.3	7.9	8.8
24.7	23.8	23.5	22.3
74	71.5	66.7	69.2
222	217	206	202
666	601	564	635
2000	1726	1863	1899

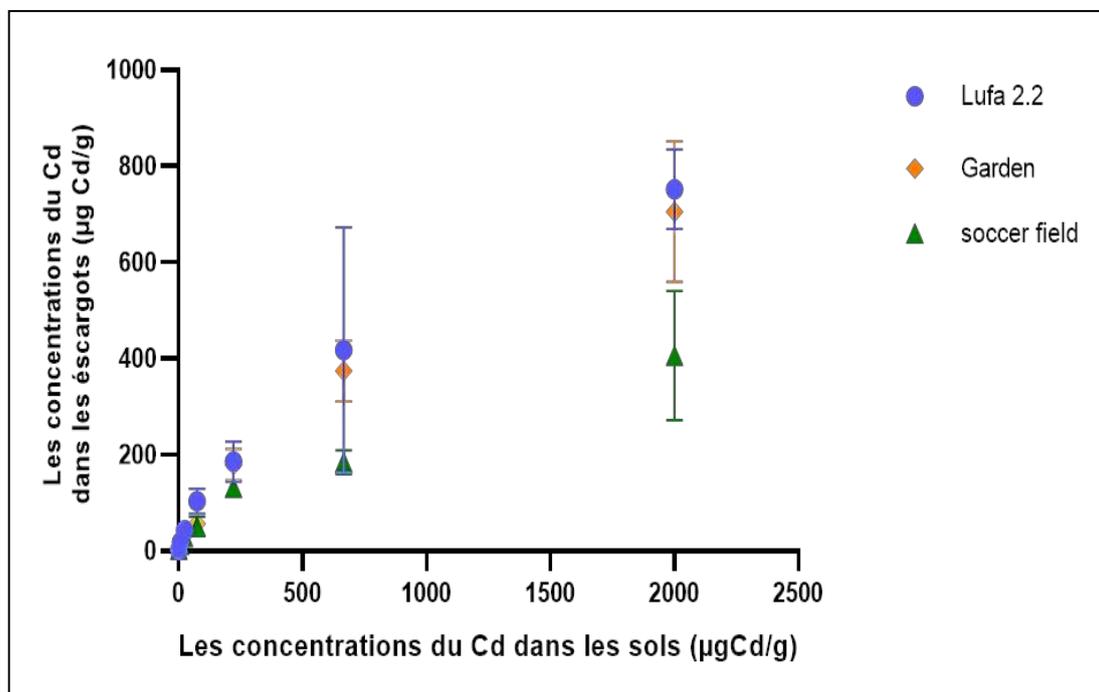


Figure 40. Concentrations moyennes ($\pm\text{SD}$; $n=4$) en Cd ($\mu\text{g Cd/g}$) accumulées par *H. aspersa* exposé pendant 28 jours à différentes concentrations de Cd dans les sols Lufa 2.2, Garden, Soccer field).

Les facteurs de bioaccumulation (BAF) relatifs à l'accumulation du Cd par les escargots exposés aux trois sols contaminés par le Cd sont illustrés dans la figure 41. L'examen de cette dernière montre que pour les trois sols, les valeurs du BAF diminuent avec l'augmentation des concentrations en Cd dans les trois sols. Les BAF les plus faibles ont été notés chez les escargots exposés à la plus forte concentration (2000 $\mu\text{g Cd/g}$), tandis que les valeurs les plus élevées du BAF ont été enregistrées chez les escargots exposés à 8.2 $\mu\text{g Cd/g}$. Nous avons noté des BAF de l'ordre 0.43 à 2.53 dans le sol Lufa 2.2, 0.37 à 2.38 pour le sol Garden, et 0.21 à 1.47 pour le sol Soccer field.

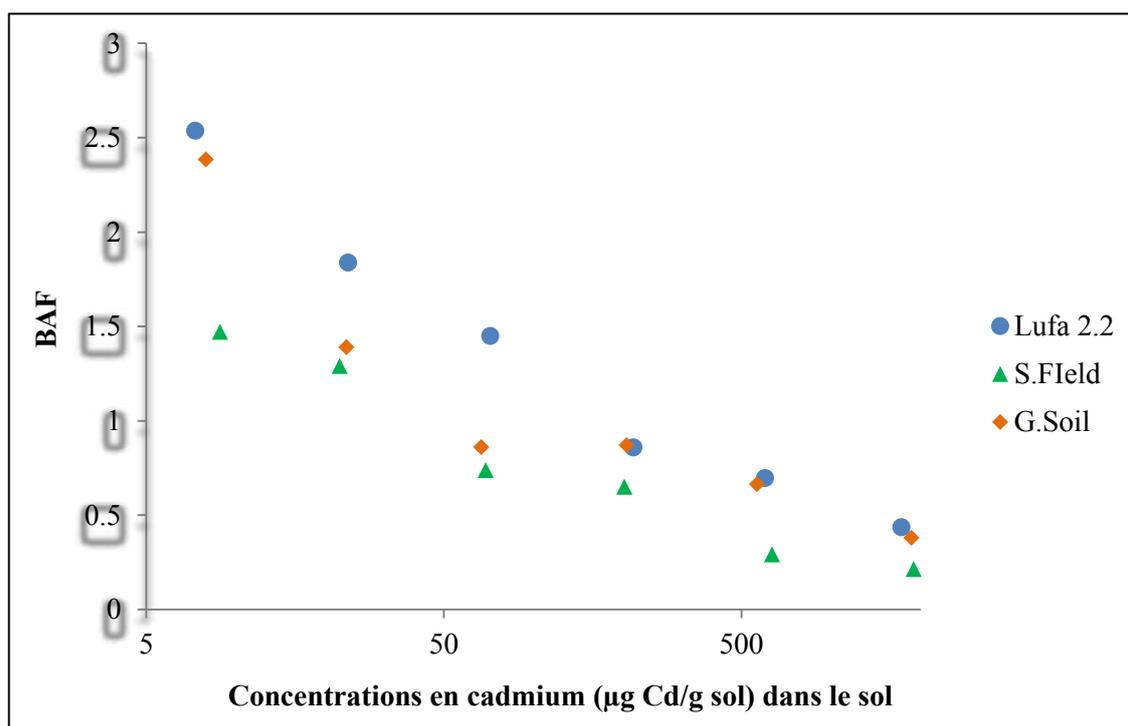


Figure 41. Facteurs de bioaccumulation (BAF) du Cd chez *H. aspersa* exposé pendant 28 jours aux différentes concentrations en Cd dans les sols Lufa 2.2, Garden, Soccer field.

III.2.2. Test d'écotoxicité du plomb

III.2.2.1. Effet du plomb contenu dans le sol sur la croissance de *H. aspersa*

Les relations dose-réponse entre les concentrations en plomb dans les trois sols testés et la croissance en poids et en diamètre des coquilles des populations juvéniles de *H. aspersa* sont illustrées par la figure 42. L'examen cette dernière, montre un effet dose-dépendant sur la croissance des escargots. En effet, l'évolution de la croissance en poids et en diamètre de la coquille des escargots diminuent avec l'augmentation des concentrations en Pb pour l'ensemble des sols testés. Ainsi, nous avons constaté ce qui suit :

- Pour le sol Lufa 2.2, nous avons noté des inhibitions de la croissance en poids et en diamètre de l'ordre de $CCp = 156.60 \%$ et $CCd = 21.60 \%$ pour la concentration la plus élevée en Pb dans le sol ($3300 \mu\text{g/g}$) et $CCp = 284.82 \%$ et $CCd = 47.06 \%$ pour la concentration la plus faible testée ($13.6 \mu\text{g Pb/g}$).
- Pour le sol Soccer field, des valeurs maximales de l'ordre de ($CCp = 267.39 \%$ et de $CCp = 51.96 \%$) ont été notées dans les milieux les moins contaminés par le plomb ($13.6 \mu\text{g Pb/g}$) contre des valeurs minimales de l'ordre de ($CCp = 143.43 \%$ et $CCd = 23.09 \%$) enregistrées dans les milieux les plus contaminés par le plomb ($3300 \mu\text{g Pb/g}$).
- Pour le sol Garden, un CCp de 258.16% et un CCd de 41.36% ont été enregistrés chez les escargots exposés à $3300 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol, contre un ($CCp = 318.18 \%$ et $CCd = 48.26 \%$) notés chez les individus exposés à un sol contaminé par $13.6 \mu\text{g Pb/g}$.

Cette variabilité a été confirmée le test ANOVA à deux facteurs qui a montré un effet significatif uniquement pour les concentrations les plus élevées (1100 et $3300 \mu\text{g Pb/g}$) dans le sol Lufa 2.2 pour CCp et CCd ($p=0,0001$). Un effet significatif a été observé à $1100 \mu\text{g Pb/g}$ ($p=0,0116$) et $3300 \mu\text{g Pb/g}$ ($p=0,0008$) pour le CCp dans le sol du Garden. Le CCd dans le sol de Garden était également significatif à 1100 et $3300 \mu\text{g Pb/g}$ avec ($p=0,0077$ et $p=0,0001$), respectivement. Pour le sol de Soccer field, un effet significatif a été enregistré pour la concentration la plus élevée uniquement avec ($p=0,0003$) et ($p=0,0004$) pour le CCp et CCd , respectivement.

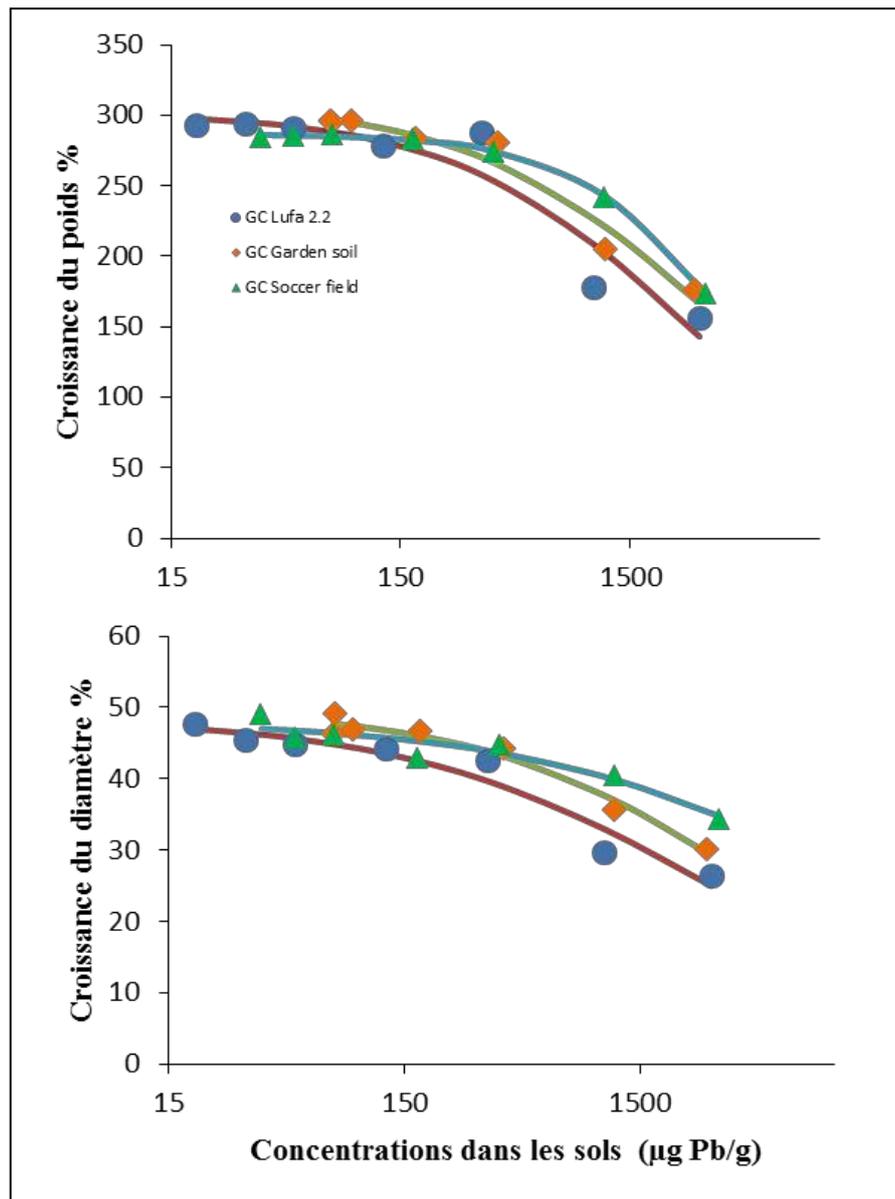


Figure 42. Effet du plomb sur la croissance en poids (en haut) et en diamètre (en bas) de *H. aspersa* après 28 jours d'exposition dans les sols Lufa 2.2, Garden et Soccer field.

Les lignes montrent l'ajustement d'un modèle logistique dose-réponse aux données.

Les CI_{50} relatives à l'effet du Pb sur $CC_{p,d}$, liées aux concentrations mesurées dans les sols testés et aux concentrations accumulés dans les escargots, sont présentées dans le tableau 12. Les CI_{50} pour l'effet du Pb sur le CC_p calculés à partir des concentrations pseudo-totales du Pb dans le sol ont montré une différence claire entre les trois sols avec une CI_{50} de 2397 µg Pb/g pour le sol Lufa 2.2, 3390 µg Pb/g pour le sol Garden, et 4804 µg Pb/g pour le sol Soccer field. La même tendance a été observée pour l'effet du plomb sur le CC_d , avec des CI_{50} de l'ordre de 3129, 3526 et 6357 µg Pb/g pour les sols Lufa 2.2, Garden et Soccer field, respectivement.

Pour ce qui est des CI_{50} calculées par rapport aux concentrations accumulées dans les tissus mous des escargots survivants à la fin du test, nous avons enregistré une variation relativement faible entre les CI_{50} . Ces dernières sont de l'ordre de 428, 437 et 431 $\mu\text{g Pb/g}$ pour CCp , et de 540, 457, et 579 $\mu\text{g Pb/g}$ pour CCd , pour les sols Soccer field, Garden et Lufa 2.2, respectivement.

Tableau 12. CI_{50} et CI_{20} ($\mu\text{g Pb/g}$) pour l'effet du Pb sur la croissance (CCp : gain de masse, CCd : évolution du diamètre de la coquille) de *H. aspersa* après 28 jours d'exposition dans les trois sols testés, exprimés en fonction des concentrations dans le sol et les concentrations internes dans les tissus des escargots survivants.

	Lufa 2.2	Garden	Soccer field
GCp			
$CI_{20\text{sol}}$	332 (-)	468 (-)	1506 (273, 2739)
$CI_{50\text{sol}}$	2397 (820, 3973)	3390 (1015, 5766)	4804 (1361, 8248)
$CI_{20\text{escargots}}$	55 (-)	37 (-)	146 (40, 251)
$CI_{50\text{escargots}}$	431 (128, 734)	437 (50, 824)	428 (135, 722)
GCd			
$CI_{20\text{sol}}$	390 (-)	832 (-)	1667 (293, 3041)
$CI_{50\text{sol}}$	3129 (814, 5444)	3526 (1509, 5542)	6357 (286, 12429)
$CI_{20\text{escargots}}$	65 (-)	64 (-)	166 (54, 278)
$CI_{50\text{escargots}}$	579 (103, 1055)	457 (113, 801)	540 (68, 1012)

*Les valeurs entre parenthèses représentent des intervalles de confiance à 95 %. (-) intervalle de confiance très large.

III.2.2.2. Accumulation du plomb des trois sols testés par *H. aspersa*

L'examen de la figure 43 qui illustre l'évolution des concentrations en plomb dans les tissus mous de *H. aspersa* par rapport aux concentrations dans le sol, et du tableau 13 dans lequel sont récapitulées les concentrations en plomb dans le sol à la fin du test, montrent une liaison considérable entre l'accroissement des concentrations en plomb dans les tissus et celles des trois sols testés. En effet, l'accumulation du plomb la plus élevée a été observée chez les individus exposés à 3300 $\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol, avec des teneurs maximales de l'ordre de 545 $\mu\text{g Pb/g}$ notée pour le sol Lufa 2.2, 375 $\mu\text{g Pb/g}$ pour le sol Garden, et 294 $\mu\text{g Pb/g}$ pour le sol Soccer field. Les teneurs les plus faibles en Pb dans les tissus de *H. aspersa* ont été notées chez les individus exposés à la plus faible concentration en plomb dans le sol (13.6 $\mu\text{g Pb/g}$) avec des concentrations de l'ordre de (3.33, 3.55, 4.25 $\mu\text{g Pb/g}$) pour les sols Soccer field, Lufa 2.2, et Garden, respectivement. L'analyse de la variance à deux facteurs n'a montré aucune différence significative entre les sols pour toutes les concentrations testées. Cependant, le test Tukey a montré que pour la concentration la plus élevée (3300 $\mu\text{g Pb/g}$) ; les niveaux en Pb étaient significativement

plus élevés ($p=0,0001$) chez les animaux exposés au sol Lufa 2.2 par rapport aux deux autres sols. À la même concentration testée, les teneurs en Pb dans les tissus des escargots exposés au sol de Garden étaient également significativement plus élevées ($p=0,0489$) par rapport à ceux du sol Soccer field.

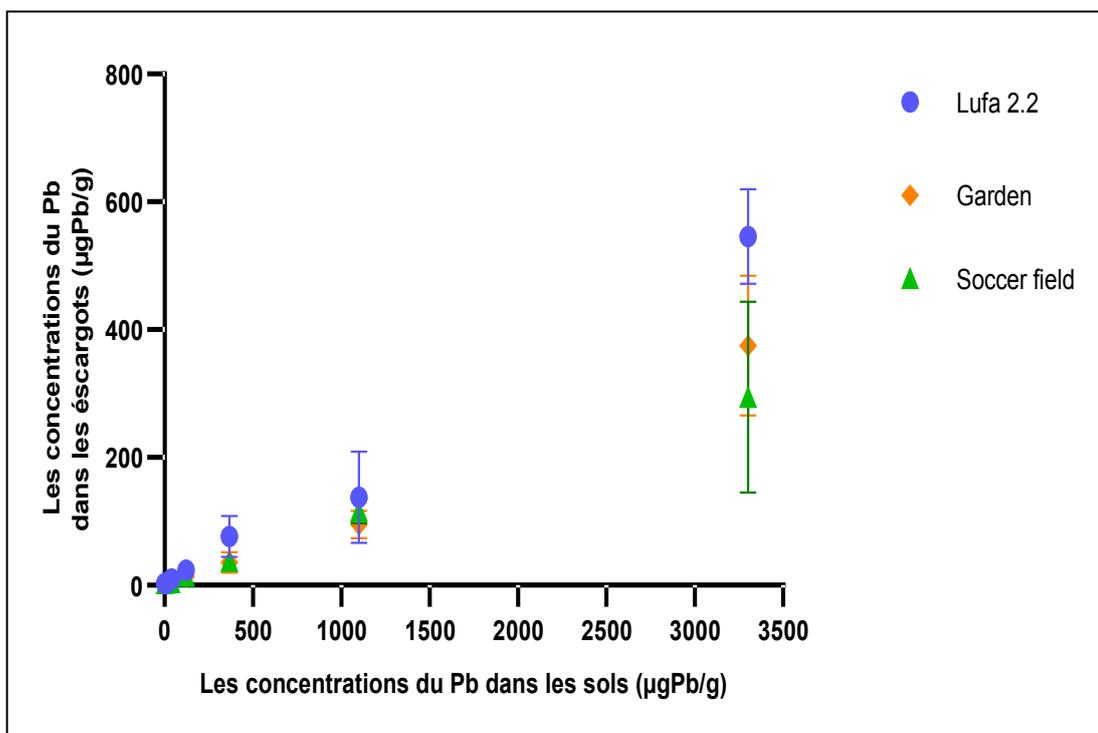


Figure 43. Concentrations moyennes (\pm SD ; $n=4$) en Pb ($\mu\text{g Pb/g}$) accumulées par *H. aspersa* exposée pendant 28 jours à différentes concentrations en Pb dans les sols Lufa 2.2, du Garden et de soccer field.

Tableau 13. Les concentrations pseudo-totales en plomb dans les sols ; Lufa 2.2, de Garden et de Soccer filed mesurées à la fin des tests.

Les concentrations nominales ($\mu\text{g Pb/g}$)	Les concentrations mesurées ($\mu\text{g Pb/g sol sec}$)		
	Lufa2.2	Garden	S. field
Témoin	19.5	76.2	37.1
13.6	31.8	75.3	51.6
40.7	51.7	91.6	75.9
122	125	176	170
366	338	400	382
1100	1051	1181	1165
3300	3011	2895	3237

Les résultats des BAF illustrés par la figure 44 montrent des fluctuations considérables entre les trois sols. Le BAF le plus élevé a été noté pour le sol Lufa 2.2 par rapport aux sols

Garden et Soccer field. Des valeurs maximales du BAF de l'ordre de 0.22 notées chez les escargots exposés à 336 $\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol Lufa 2.2, contre un BAF de 0.09 dans le sol Garden pour les concentrations 3300, 1100, 366 $\mu\text{g Pb/g}$, et un BAF de 0.12 pour le sol Soccer field enregistré chez les individus exposés à 3300 $\mu\text{g Pb/g}$. Les valeurs du BAF les plus faibles sont de l'ordre 0.06 pour la concentration 40.7 $\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol Soccer field, de 0.05 pour la concentration 13.6 $\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol Garden, et de 0.11 noté chez les individus exposés à 13.6 $\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol Lufa 2.2.

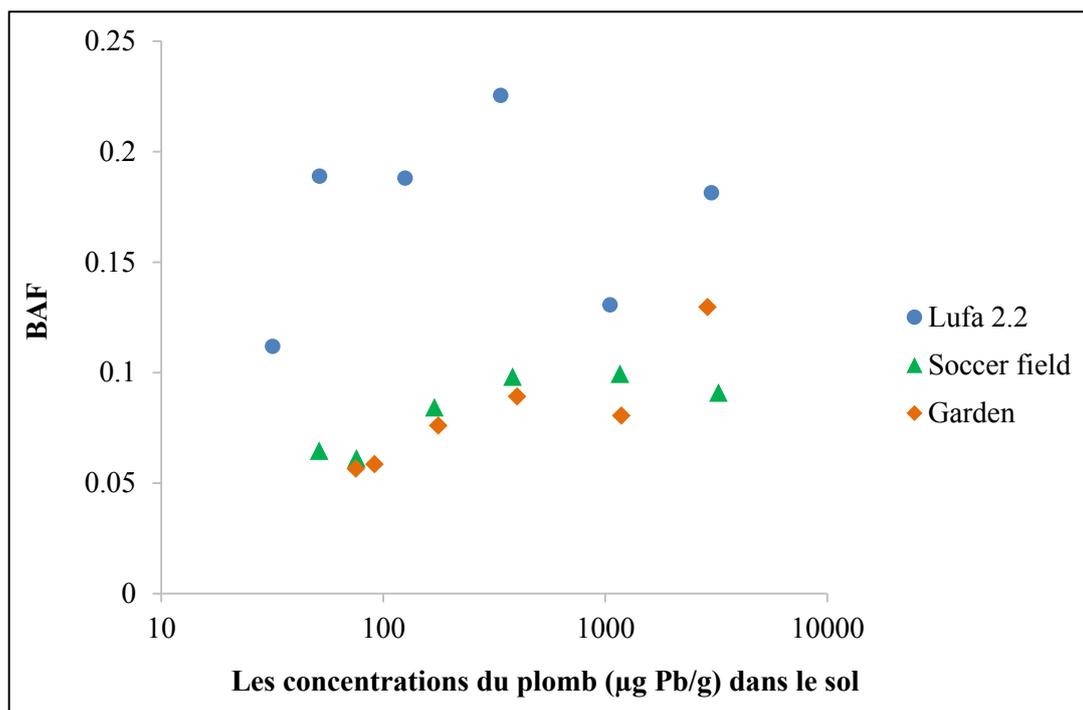


Figure 44. Facteurs de bioaccumulation (BAF) du Pb par *H. aspersa* exposé pendant 28 jours à différentes concentrations de Pb dans les sols Lufa 2.2, du Garden et de soccer field.

III.2.3. Discussion relative aux effets des paramètres physicochimiques des sols sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et Pb chez *H. aspersa*

Les tests d'écotoxicité effectués dans cette partie ont porté sur l'influence des propriétés du sol sur la disponibilité du cadmium et du plomb mesurée à partir de leurs effets écotoxiques et leurs taux de bioaccumulation chez l'escargot terrestre *H. aspersa*. Les résultats obtenus ont révélé une influence considérable des caractéristiques du sol sur la disponibilité du cadmium et du plomb pour *H. aspersa*, avec la toxicité la plus élevée et la bioaccumulation la plus importante pour le sol Lufa 2.2, et la toxicité et la bioaccumulation les plus faibles pour les sols Garden et Soccer field. Cette variabilité de la toxicité et de la

bioaccumulation du cadmium et du plomb peut s'expliquer par les propriétés des sols qui peuvent affecter leurs biodisponibilités et par conséquent leurs toxicités.

Les valeurs du BAF étaient plus élevées pour Cd que pour le Pb et supérieures à 1.0 dans les milieux contenant les concentrations les plus faibles en Cd. Cela suggère un risque élevé d'accumulation du Cd dans la chaîne alimentaire terrestre, notamment pour les organismes qui se nourrissent de l'escargot *H. aspersa*. Le risque d'accumulation du Pb dans la chaîne alimentaire est beaucoup plus faible compte tenu des faibles BAF enregistrés. Les gastéropodes terrestres sont considérés comme des macro-concentrateurs de Cd, mais comme des micro-concentrateurs de Pb (Dallinger et al. 2001). Les valeurs du BAF ont diminuées avec l'augmentation des concentrations en Cd, mais elles étaient indépendantes des niveaux d'exposition au Pb. La diminution associée à l'augmentation des concentrations dans le sol concorde avec les résultats relatifs à l'absorption des métaux par les invertébrés du sol et autres organismes aquatiques, rapportés par Coeurdassier et al. (2002) ; McGeer et al. (2003) ; Díez-Ortiz et al. (2010) ; Ardestani et al. (2014) ; Lanno et al. (2019).

Les propriétés physico-chimiques du sol (par ex., pH, matière organique, potentiel redox, teneur en argile et en hydroxyde) contrôlent le comportement des métaux et leur biodisponibilité pour les organismes du sol (Van Gestel et al. 1995; Kabata-Pendias, 2004; Young, 2013). Dans la présente étude, la variation de la bioaccumulation du cadmium et du plomb chez *H. aspersa* était liée aux différences de propriétés du sol. En effet, les escargots ont accumulé plus de cadmium et de plomb dans le sol Lufa 2.2 que dans les autres sols ; cela signifie que les métaux étaient plus disponibles dans ce sol par rapport aux deux autres. Les caractéristiques physico-chimiques du sol, en particulier le pH et la teneur en matière organique (MO), sont connues pour contrôler la biodisponibilité des ETM du sol, en particulier le Cd pour les escargots terrestres (Pauget al. 2011). Par rapport aux autres sols, Lufa 2.2 avait le pH, la teneur en MO et la CEC les plus faibles, ce qui rendrait le Cd et le Pb plus disponibles pour les escargots (Lock et Janssen, 2001; Bradham et al. 2006; Smolders et al. 2009; Romero-Freire et al. 2015; Zhang et al. 2019). Selon Hooda (2010), plusieurs métaux tendent de se précipiter sous forme d'hydroxydes dans un pH alcalin dans le sol. D'autres auteurs ont également montré l'effet du pH du sol sur la spéciation et la solubilité des ETM, et ses effets subséquents sur leurs disponibilité dans le sol (Sandifer et Hopkin, 1996; Sauvé et al. 2000). Selon Kiewiet et Ma (1991), dans le cas des vers de terre, l'effet du pH du sol sur le cadmium n'était pas le même que pour le plomb ; l'absorption du cadmium est indépendante du pH du sol, par contre l'augmentation

des concentrations corporelles internes est pH-dépendante dans le cas du plomb. Ainsi, la disponibilité du cadmium peut être liée à d'autres propriétés du sol que celles qui contrôlent le plomb. Cet effet du pH peut être attribué à la compétition avec les protons, dans le cas d'un sol acide ; le nombre des sites disponibles pour les métaux est très faible et occupés par les protons, donc les ETM seront plus libre et mobile dans ce type de sol. L'inverse de ce phénomène se réalise dans un sol alcalin, où les métaux trouvent plusieurs sites de liaison et deviennent immobiles dans le sol (Yin et al. 2002). Speir et al. (2003) ont conclu que la représentation graphique entre les concentrations totales des ETM dans la solution du sol et le pH, a révélé un effet modéré pour le cuivre et le plomb par rapport à la forte influence du pH sur le zinc et le nickel. La capacité d'absorption du cadmium par le sol peut être multipliée par 2 ou 3 dans un pH entre 4 et 7.7, ce qui rend le cadmium moins mobile (Peakall et Berger, 2003). Le sol acide peut accélérer l'activité des ions libres du Cu, Ni, Zn et Pb, ce phénomène peut expliquer la toxicité des métaux dans le sol parce que ces formes chimiques sont plus assimilables pour les organismes vivants (Ge, et al. 2000). La CEC peut également modifier le comportement de sorption des ETM dans les sols (Pardo, 2000), le pH et la CEC sont des propriétés majeures des sols qui influent l'écotoxicité du Cd et du Zn (Lock et Janssen, 2001). Cela est confirmé par les résultats de notre étude.

Les valeurs du BAF de la présente étude pour le Cd et le Pb étaient semblables à de nombreuses constatations antérieures (Laskowski et Hopkin, 1996a; Gomot-De Vaufleury et Pihan, 2002; Coeurdassier et al. 2002; Pauget et al. 2013), montrant la capacité de la bioaccumulation chez *H. aspersa*, mais aussi l'effet des propriétés du sol sur la biodisponibilité du Cd et du Pb. Selon nos résultats, le cadmium et le plomb étaient plus disponibles pour les escargots dans le sol Lufa 2.2 que dans les sols Garden et Soccer field. Cela peut encore s'expliquer par le faible pH, la teneur en matière organique et la CEC du sol Lufa 2.2 par rapport aux sols Garden et Soccer field.

De nombreuses études ont confirmé l'influence des propriétés du sol sur la mobilité et la disponibilité des ETM (Bradham et al. 2006; Pauget et al. 2013; Zhang et al. 2019), mais il convient de noter que les effets des propriétés du sol sur les taux d'absorption et d'élimination des métaux dépendent également des espèces (Nahmani et al. 2009; Gomot-De Vaufleury, 2015). Ardestani et al. (2013) ont signalé que la compétition des protons avec les ions libres du Cd pour se lier aux particules du sol a entraîné une augmentation de la disponibilité du cadmium à un pH plus faible, mais cela n'a pas affecté la bioaccumulation pour *Folsomia candida* (probablement en raison de la concurrence des

protons avec le cadmium pour l'absorption chez les animaux). Ceci est en désaccord avec notre étude dans laquelle les escargots ont accumulé plus de Cd au pH le plus bas. La bioaccumulation chez *H. aspersa* dans la présente étude était nettement plus élevée pour le Cd que pour le Pb dans les différents sols testés. Pauget et al. (2011) ont expliqué la différence du taux d'accumulation entre le plomb et le cadmium par le fait que les escargots utilisent des stratégies de séquestration différentes pour différents métaux. Selon la littérature, le pH est le paramètre dominant contrôlant la disponibilité du Pb dans le sol. Par conséquent, le pH joue un rôle majeur dans les processus d'adsorption et de spéciation des ETM (Sauvé et al. 2000 ; Van Gestel et Mol, 2003 ; Bur et al. 2012).

Par ailleurs, la matière organique a un rôle dans la partition des métaux entre la phase solide et liquide du sol par l'adsorption des ETM avec la MO (Singh et al. 2000). Ainsi, de grandes quantités de CO₂ sont produites dans les sols riches en carbone organique, formant des composés stables dans le sol (Hui, 2002). Des études antérieures ont révélé une forte affinité des ETM avec la matière organique du sol, comme le cas du Cd et du Pb associés aux groupes -OH (Hooda et Alloway 1998; Pauget et al. 2011). Cela peut expliquer nos résultats relatifs à la faible bioaccumulation du cadmium et du plomb dans les tissus mous des escargots exposés aux sols Garden et Soccer field où la teneur en MO est la plus élevée par rapport à la faible teneur organique dans le sol Lufa 2.2. Emmanuel et al. (2002) ont signalé que de 23 % à 47 % du Pb anthropique était lié à la matière organique dans les sols forestiers. De plus, le nombre des sites de sorption pour les cations (métalliques) dans le sol (CEC) est lié à la teneur en matière organique, mais aussi à l'oxyhydroxyde d'Al, du Fe et à la teneur en argile, ce qui par conséquent détermine directement la disponibilité des ETM dans les sols (Janssen et al. 1997).

Bien que l'effet des propriétés du sol sur la disponibilité, l'adsorption et la spéciation des ETM soit assez évident, leurs effets sur la toxicité et la biodisponibilité des ETM pour les organismes du sol dépendent également de plusieurs autres facteurs tels que la physiologie de l'espèce, la durée de l'exposition, les conditions environnementales, la voie d'exposition et les sources des ETM (Gomot-De Vaufleury, 2015). Smolders et al. (2009) ont conclu que la toxicité des ETM ne peut pas toujours être liée à leur disponibilité, ce qui rend plus difficile la mise en place d'un lien entre la biodisponibilité et la disponibilité chimique.

Comme seulement trois sols ont été testés, nos résultats ne permettent pas de tracer des régressions de la toxicité de la bioaccumulation du Cd ou du Pb dans les escargots par rapport aux propriétés du sol. D'autres études sont nécessaires pour arriver à de telles

constations. L'avantage principal des tests *ex situ* c'est qu'ils fournissent des preuves directes du rôle de l'exposition du sol comme cause de la toxicité des métaux pour *H. aspersa*. La relation entre les réponses observées et les concentrations dans le sol peut être utilisée comme première indication du risque de la contamination des sols sur terrain. Il est convenu toutefois de noter que nos tests ont été effectués avec des sols fraîchement enrichis, ce qui probablement surestimé la disponibilité des ETM dans les sols avec une contamination chronique dans les conditions naturelles. Gomot-De Vaufleury (2015) lors de l'utilisation d'escargots terrestres *H. aspersa* pour caractériser le devenir et les effets des ETM et d'autres composés chimiques dans les sols en mode *in situ* et *ex situ*, a conclu que les résultats de l'effet de la toxicité et de la bioaccumulation des escargots terrestres *H. aspersa* dans les études aux laboratoires peuvent aider à améliorer les évaluations des risques écologiques des sols contaminés sur le terrain. La relation entre les effets sur la croissance et les concentrations corporelles chez les escargots peut être plus révélatrice de la biodisponibilité des ETM dans le sol et peut donc être utilisée comme paramètre pertinent pour évaluer les sols contaminés sur le terrain. Le potentiel de la bioaccumulation chez les escargots peut également indiquer le risque potentiel pour la chaîne alimentaire des sols contaminés par les ETM.

III.3. Biosurveillance de la contamination des sols par le cadmium et le plomb : transport sol-*Drimia maritima*-*Helix aspersa* (Tests *in situ*)

Pour ces tests *in situ* effectués en conditions naturelles, nous avons choisi deux zones différentes par rapport à la nature et le niveau de perturbation anthropique : les sols des bordures de la route nationale N°03 reliant le centre ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane en passant par B'kira, et les sols à proximité du complexe ArcelorMittal dans la zone industrielle d'El Hadjar à Annaba.

III.3.1. Caractérisation physico-chimique et teneurs en cadmium et en plomb des sols

III.3.1.1. Paramètres physico-chimiques des sols

Les résultats relatifs aux paramètres physico-chimiques des sols prélevés à la fin des tests dans les deux zones investiguées sont présentés dans le tableau 14. Le pH (le potentiel hydrogène), CE (la conductivité électrique), le calcaire total (les teneurs en CaCO_3), la MO (les teneurs en matière organique), le CO (carbone organique), l'azote total (N), le rapport C/N, et la CEC (la capacité d'échange cationique), sont les paramètres du sol mesurés dans le cadre de cette étude.

Tableau 14. Paramètres physico-chimiques des sols de la zone de B'kira et d'El Hadjar

	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CaCO_3 (%)	MO (%)	CO (%)	N (%)	C/N (%)	CEC (cmol.Kg^{-1})
El Hadjar (n = 15)								
Min	5.88	90.25	3.25	0.42	0.24	0.013	2.17	29.15
Max	7.91	186.36	7.86	6.12	3.49	0.126	229.56	73.76
Moy	7.61	123.71	5.64	2.95	1.68	0.068	48.21	48.93
ET	0.17	23.50	1.88	1.57	0.89	0.036	34.46	10.95
B'kira (n = 15)								
Min	6.71	101.96	8.36	1.80	1.02	0.091	7.04	15.15
Max	7.65	152.63	15.44	6.72	3.84	0.229	36.27	35.35
Moy	7.19	122.17	11.47	4.35	2.48	0.159	17.17	19.66
ET	0.21	10.26	2.14	1.37	0.78	0.035	7.27	2.89

III.3.1.1.1 Potentiel Hydrogène (pH)

L'acidité, l'alcalinité ou la neutralité d'un sol est définie sur la base des classes de pH proposées par Soil Science Division Staff-SSDS (1993) dans la grille d'évaluation de la nature des sols (Tab. 15). Le pH des sols de la zone de B'kira varie de 6.71 à 7.65, avec une moyenne de 7.19 ; les sols de cette zone sont ainsi considérés comme neutres à légèrement alcalins. Pour ce qui est des sols de la zone industrielle d'El Hadjar, les valeurs du pH varient de 5.88 à 7.91, avec une moyenne de 7.38. Ces sols sont ainsi considérés comme légèrement acides à alcalins.

Tableau 15. Grille de détermination de la nature des sols en fonction du pH (SSDS, 1993).

Nature	pH
Fortement acide	< 5.0
Acide	5.0 - 6.0
Légèrement acide	6.0 - 6.6
Neutre	6.6 à 7.4
Légèrement alcalin	7.4 à 7.8
Alcalin	> 7.8

III.3.1.1.2. Conductivité électrique (CE)

La connaissance du degré de la salinité permet d'avoir une idée sur la charge ionique des sols. Les résultats de la CE, ont été interprétés en se basant sur la grille d'évaluation de la nature des sols en fonction de leur degré de salinité (Tab. 16). Ainsi, pour les sols de la zone de B'kira, nous avons enregistré un minimum de 101.96 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un maximum de 152.63 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et une moyenne de 122.17 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les sols de cette zone sont ainsi considérés comme non-salins. De même, et avec des CE allant de 90.25 à 186.36, et une CE moyenne de 123.71 $\mu\text{S}/\text{cm}$, les sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont également non-salins.

Tableau 16. Grille d'appréciation de la nature des sols en fonction de la conductivité électrique (SSDS, 1993).

Nature	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Non-salin	0 - 200
Salinité très faible	200 - 400
Salinité faible	400 - 800
Salinité modérée	800 - 1600
Salinité élevée	≥ 1600

III.3.1.1.3. Calcaire total (CT)

La calcite (CaCO_3) est la forme dominante dans le sol, c'est un composé commun pour de nombreux sols dans le monde, en particulier les sols arides, semi-arides et subhumides (Lal, 2006). La quantité et la distribution des carbonates de calcium sont les facteurs qui influent le plus sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Par exemple, les calcites ont un effet significatif sur le pH du sol, la sorption-désorption, la précipitation-dissolution et les processus de cimentation (Loeppert et Suarez, 1996 ; Lal, 2006).

Nous avons utilisé la grille de classification des sols en fonction des taux de calcaire total présentée dans le tableau 17, et établie par Baize (1988) afin de définir la nature des sols

étudiés. Pour les deux zones, les sols sont considérés comme modérément calcaires avec des valeurs moyennes en calcaire total de l'ordre de $5.64 \pm 1.88 \%$ et de $11.47 \pm 2.14 \%$, pour la zone industrielle d'El Hadjar et la zone de B'kira, respectivement.

Tableau 17. Grille de classification les sols en fonction du calcaire total (Baize, 1988).

Classe	CaCO ₃ (%)
Non calcaire	≤ 1
Peu calcaire	1 % -5
Modérément calcaire	5%-25
Fortement calcaire	25%-50
Très fortement calcaire	50%-8

III.3.1.1.4. Taux en matière organique (MO) et en carbone organique (CO)

La matière organique du sol contribue à la stabilité de ce dernier et augmente la CEC ou sa capacité à retenir et à fournir des nutriments essentiels tels que le calcium, le magnésium et le potassium (Kononova, 2013).

Les sols de la zone de B'kira ont un taux de carbone organique élevé selon la grille d'évaluation (Tab. 18) de Hazelton et Murphy (2007) avec une valeur moyenne de 2.48 %, un taux minimal de 1.02 %, et un maximum de 3.84%. Pour la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons noté un taux moyen de 1.68 % avec des valeurs extrêmes de 0.24% et 3.49 %. Ainsi, les sols de la zone de B'kira sont considérés comme riches à fortement riches en matière organique, alors que ceux de la zone industrielle d'El Hadjar sont caractérisés par un taux extrêmement faible à très élevé en matière organique.

Tableau 18. Grille d'évaluation des taux de carbone organique dans le sol (Hazelton et Murphy, 2007).

Classe	C (%)
Taux extrêmement faible	<0.4
Taux très faible	0.4 - 0.6
Taux faible	0.6 \acute{R} 1.0
Taux modéré	1.0 \acute{R} 1.8
Taux élevé	1.8 \acute{R} 3.0
Taux très élevé	> 3,0

III.3.1.1.5. Azote total (N)

L'azote est l'un des principaux nutriments affectant la fertilité du sol (Heumann et al. 2002). Les teneurs des différentes formes de cet élément dans le sol dépendent principalement des processus d'immobilisation et minéralisation de la matière organique. Les niveaux des formes d'azote disponibles pour les plantes sont généralement faibles, et vont de 1 à 5% (Bednarek et Tkaczyk, 2002). L'azote organique est habituellement lié aux particules d'argile et d'humus appelées colloïdes du sol, formant des complexes stables (Smith et Poul, 1990; Knicker et al. 2000).

Les teneurs en azote total dans les sols de la zone industrielle d'El Hadjar varient de 0.013 à 0.126 % avec une moyenne de 0.068 %, contre des valeurs comprises entre 0.091 et 0.229 % avec une moyenne de 0.159 % pour les sols de la zone de B'kira. Selon la grille de détermination des teneurs en azote total dans le sol (Tab. 19), ceux de la zone d'El Hadjar sont faiblement à moyennement riches en azote, alors que ceux de B'kira sont faiblement riches à riches en azote.

Tableau 19. Grille d'appréciation des teneurs en azote dans le sol (SSDS, 1993).

Classe	N (%)
Faiblement riche en azote	<0.1 %
Moyennement riche en azote	0.1- 0.2
Riche en azote	0.2 à 0.3
Très riche en azote	>0,3 %

III.3.1.1.6. Rapport (C/N)

Le carbone organique et l'azote du sol sont la principale nutrition utilisée pour la croissance de la végétation. Ils sont également utilisés comme indices pour l'évaluation de la qualité des sols et de la gestion durable et l'utilisation des terres (Ming et al. 2011). Le carbone organique et l'azote du sol peuvent non seulement refléter le niveau de fertilité du sol, mais aussi expliquer l'évolution du système écologique régional. La relation entre eux peut être représentée par le rapport C/N du sol ; un indicateur sensible de la qualité du sol qui permet d'évaluer le cycle nutritionnel du carbone et de l'azote des sols, et le taux de la décomposition de la matière organique (Zhang et al. 2011).

Pour interpréter les résultats du rapport C/N des sols pour les deux zones étudiées, nous avons comparé nos données avec les classes proposées par Allison (1973) *in* Hazelton et Murphy (2007) et rapportées dans le tableau 20. Ainsi, pour la zone industrielle d'El Hadjar, les sols sont caractérisés par un ralentissement de la décomposition de la matière

organique ; en effet, le C/N moyen est de 48.21 ± 34.46 (Min = 2.17 et Max = 229.56). Par contre, les sols de la zone de B'kira sont dotés d'une capacité maximale de décomposition de la matière organique ; le rapport moyen C/N est de 17.17 ± 7.27 (Min= 7.04 et Max = 36.27).

Tableau 20. Interprétation du rapport C/N dans le sol selon Allison (1973) *in* Hazelton et Murphy (2007).

Ratio C/N	Interprétation
<25	Décomposition de la matière organique à son maximum
>25	Ralentissement de la décomposition de la matière organique

III.3.1.1.7. Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique détermine la quantité des cations qu'un sol peut échanger en fonction du pH. Elle est liée à la teneur en argile du sol ainsi qu'à sa richesse en matière organique. La classification proposée par Metson (1957) *in* Hazelton et Murphy (2007), pour la classification des sols en fonction des valeurs de la CEC (Tab. 21), a été utilisée pour l'interprétation de nos résultats.

Ainsi, pour ceux de B'kira, le tableau rapporte des CEC allant de $15.15 \text{ cmol.kg}^{-1}$ à $35.35 \text{ cmol.kg}^{-1}$, avec une CEC moyenne de 19.66 ± 2.89 . Ces valeurs indiquent que les sols de cette zone ont une capacité d'échange cationique modérée. Les sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont caractérisés par une capacité d'échange cationique très élevée ; la CEC moyenne est de $48.93 \text{ cmol.kg}^{-1}$, le minimum de $29.15 \text{ cmol.kg}^{-1}$ et le maximum de $73.76 \text{ cmol.kg}^{-1}$.

Tableau 21. Classes de la capacité d'échange cationique des sols selon Metson (1957) *in* Hazelton et Murphy (2007)

Classes	CEC cmol.kg^{-1}
Très basse	<6
Basse	6-12
Modérée	12-25
Élevée	25-40
Très élevée	>40

III.3.1.2. Teneurs en Cd et en Pb dans les sols des zones d'El Hadjar et B'kira

Les concentrations pseudo-totales en Cd et en Pb ont été déterminées dans les 30 échantillons de sols prélevés dans chaque zone (le nombre de points par zone est de 5, le nombre de cylindre par point est de 3, et le nombre de prélèvements par cylindre est de 2). Les

abréviations suivantes : AN1, AN2, AN3, AN4, AN5 ont été retenues pour la zone industrielle d'El Hadjar, et BK1, BK2, BK3, BK4, BK5 pour la zone de B'kira.

Les résultats des teneurs en Cd et Pb dans les sols des deux zones étudiées sont récapitulés dans le tableau 22 et illustrés par les figures 45, 46, 47 et 48.

Tableau 22 : Données statistiques des teneurs en cadmium et en plomb dans les sols des deux zones étudiées

		Cd ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)
Zone d'El Hadjar (n = 30)	AN1	0.53 ± 0.12^c [0.40 - 0.77]	635.38 ± 161.81^b [507.87 - 983.83]
	AN2	0.23 ± 0.16^{ab} [0.03 - 0.56]	134.28 ± 8.01^a [123.64 - 147.51]
	AN3	0.38 ± 0.05^{bc} [0.26 - 0.48]	38.74 ± 0.87^a [37.34 - 40.55]
	AN4	0.13 ± 0.07^a [0.03 - 0.25]	43.29 ± 1.96^a [40.11 - 48.88]
	AN5	0.17 ± 0.04^a [0.11 - 0.26]	33.96 ± 1.46^a [31.79 - 36.22]
Zone de B'kira (n = 30)	BK1	0.35 ± 0.07^{ab} [0.22 - 0.46]	22.27 ± 2.23^a [17.37 - 27.54]
	BK2	0.30 ± 0.05^a [0.22 - 0.45]	36.07 ± 4.36^{ab} [31.51 - 47.83]
	BK3	0.33 ± 0.06^{ab} [0.23 - 0.46]	67.89 ± 5.27^c [60.72 - 83.71]
	BK4	0.42 ± 0.03^b [0.46 - 0.38]	40.96 ± 15.17^b [26.13 - 85.38]
	BK5	0.28 ± 0.03^a [0.23 - 0.30]	31.06 ± 1.21^{ab} [29.23 - 33.12]

a, b, c, ab, bc : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ($p < 0.05$) ; n= 30 échantillons

III.3.1.2.1. Teneurs en Cd et en Pb dans les sols de la zone industrielle d'El Hadjar

a- Cadmium

La figure 45 illustre les variations des teneurs pseudo-totales moyennes en cadmium dans les sols de la zone industrielle d'El Hadjar, en fonction des distances par rapport au complexe sidérurgique ArcelorMittal. L'examen de cette dernière, montre que les

concentrations en cadmium dans les sols de la rive droite (AN1, AN2 et AN3) sont plus importantes que celles de la rive gauche (AN4 et AN5). La concentration la plus élevée ($0.53 \pm 0.12 \mu\text{g Cd/g}$) a été enregistrée dans le sol du point AN1, ce dernier étant le plus proche du complexe sidérurgique. La valeur la plus faible ($0.13 \pm 0.07 \mu\text{g Cd/g}$) a été relevée au niveau du point AN4. Ainsi, la distribution des teneurs en cadmium ne dépend pas de la distance entre le point de prélèvement et la source de contamination. Les deux points les plus proches du complexe (AN1 : 126 m et AN4 : 244m) ont enregistré à la fois la valeur la plus élevée (AN1) et la plus faible (AN4) en cadmium dans les sols. Les points les plus éloignés du complexe AN3 (660 m) et AN5 (616 m) ont enregistré des teneurs en cadmium dans le sol de l'ordre de 0.38 ± 0.05 et $0.17 \pm 0.04 \mu\text{g Cd/g}$, respectivement. Cette variation a été confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a montré un effet significatif entre les points testés ($F = 9.80$, $p < 0.05$). Le test post-hoc de Student Newman-Keuls (SNKt) a fait ressortir 4 groupes homogènes : le groupe (a) pour les points AN4 et AN5, le groupe (ab) pour le point AN2, le groupe (bc) pour le point AN3, et le groupe (c) pour le point AN1 caractérisé par la concentration la plus élevée en cadmium dans le sol ($0.53 \mu\text{g Cd/g}$).

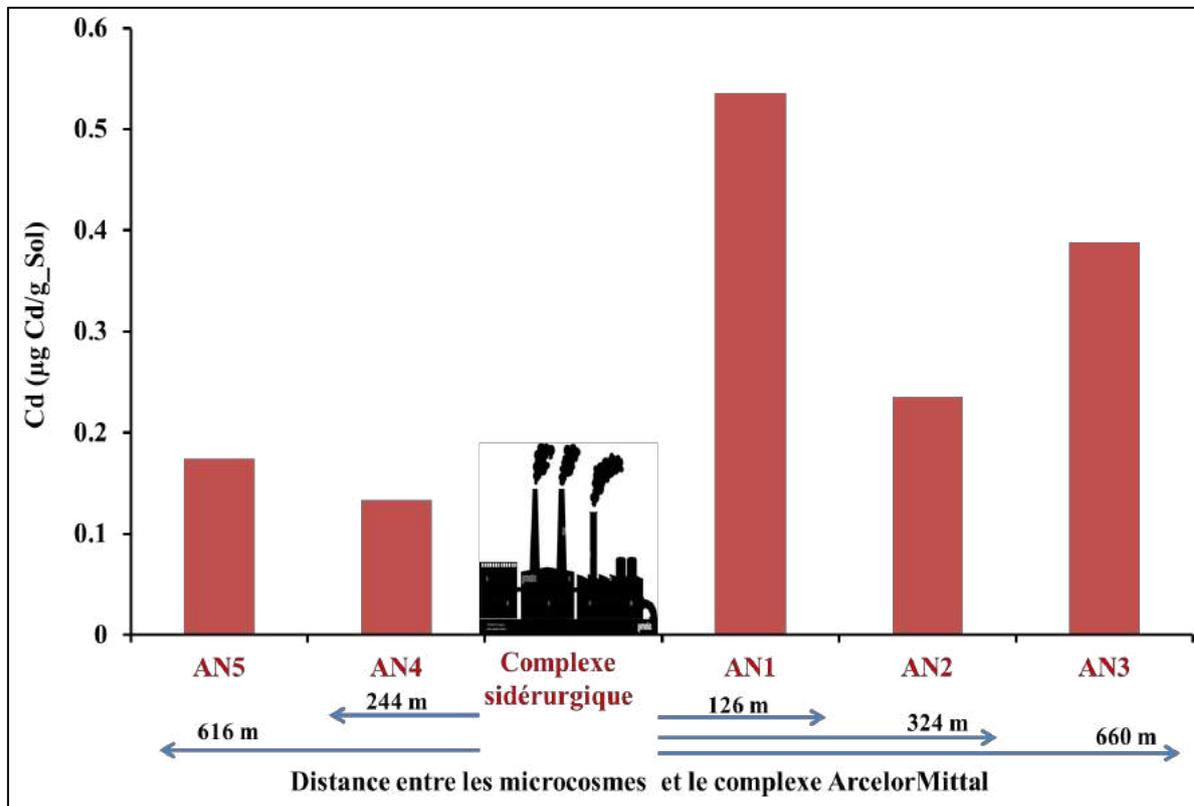


Figure 45. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium ($\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol) dans la zone industrielle d'El Hadjar

b- Plomb

Les concentrations pseudo-totales moyennes en Pb dans les sols ($\mu\text{g Pb/g}$) de la zone d'El Hadjar, ainsi que les distances qui séparent les points de prélèvement de la source de contamination sont illustrées par la figure 46.

L'examen de cette dernière indique des variations importantes d'un point à l'autre. La concentration la plus élevée en plomb a été notée au niveau du point AN1, le plus proche de la source de contamination avec une valeur de $635.38 \pm 161.81 \mu\text{g Pb/g}$ dans le sol. Aussi, il apparaît que pour chaque rive, les concentrations en plomb dans le sol diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne du complexe. En effet, les points les plus éloignés de la source de contamination ont enregistré les valeurs les plus faibles en plomb dans le sol avec des teneurs de l'ordre de $38.74 \pm 0.87 \mu\text{g Pb/g}$ pour AN3 (660 m), et $33.96 \pm 1.46 \mu\text{g Pb/g}$ pour AN5 (616 m). Cette fluctuation des teneurs en plomb dans le sol d'un microcosme à l'autre a été confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif pour ($F = 50.56, p < 0.05$). Le test SNKt (Tab. 22) a fait ressortir deux groupes homogènes : le groupe (a) pour les points AN2, AN3, AN4 et AN5 caractérisés par des teneurs en plomb relativement faibles par rapport au point AN1 qui se détache dans un groupe à part.

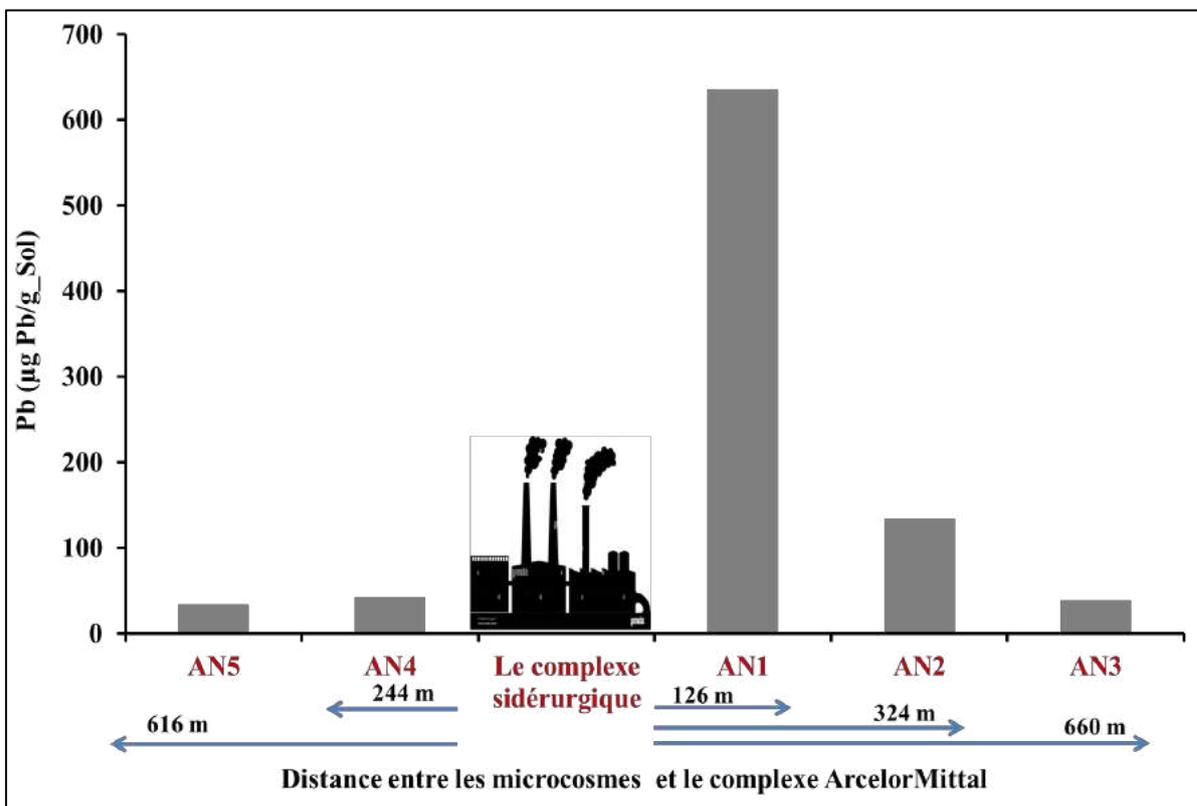


Figure 46. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb ($\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol) dans la zone industrielle d'El Hadjar

III.3.1.2.2. Teneurs en Cd et en Pb dans les sols de la zone de B'kira

a- Cadmium

La figure 47 représente les variations spatiales des concentrations moyennes en Cd dans les sols de la zone de B'kira.

Selon la figure 47, il apparaît que les teneurs en cadmium sont distribuées indépendamment de la distance par rapport à la route (considérée comme source de contamination). La concentration la plus forte en Cd ($0.42 \pm 0.03 \mu\text{g Cd/g}$) a été notée dans le sol le plus proche (BK4 = 45 m) de l'axe routier. Les sols du point le plus éloigné (BK1 = 180 m) ont également enregistré une concentration en cadmium importante ($0.35 \pm 0.07 \mu\text{g Cd/g}$ dans le sol). La concentration la plus faible a été enregistrée au niveau du point BK5 (96 m) avec une valeur de $0.28 \pm 0.03 \mu\text{g Cd/g}$. L'analyse de la variance à un seul facteur a révélé un effet significatif pour ($F= 3.47, p < 0.05$). Selon le test post-hoc de SNKt (Tab.22), nous avons trois groupes homogènes : le groupe (a) pour BK2 et BK5 avec les concentrations les plus faibles en cadmium dans le sol, le groupe (ab) pour les points BK1 et BK3, et le groupe (b) pour le point BK4 avec la concentration le plus élevée en Cd.

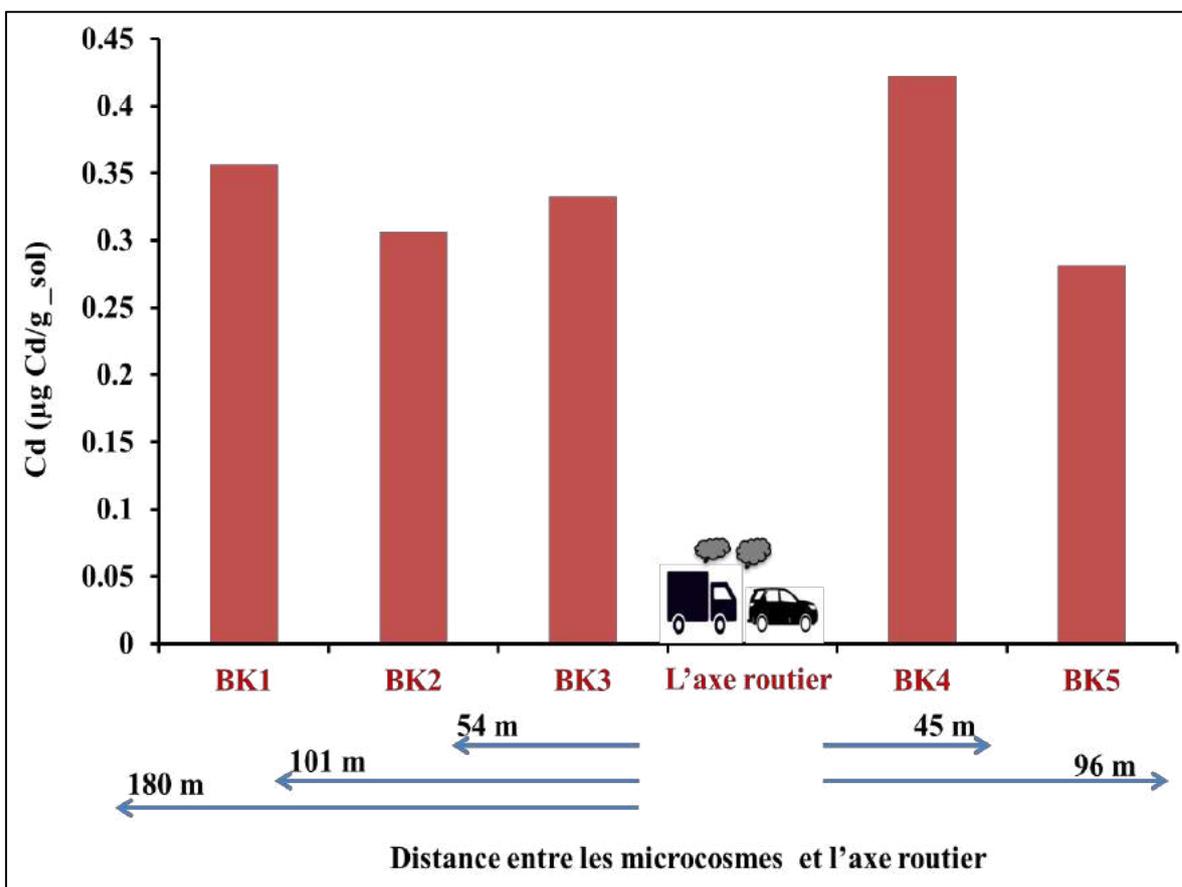


Figure 47. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium ($\mu\text{g Cd/g}$ dans le sol) dans la zone de B'kira

b- Plomb

La distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb dans les sols de la zone de B'kira est représentée par la figure 48. Cette dernière indique des variations considérables des concentrations en plomb dans le sol d'un point à l'autre. En effet, les concentrations augmentent au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'axe routier. Les teneurs les plus fortes en Pb ont été notées pour les sols les plus proches de la source de contamination, il s'agit des points BK3 (54 m) et BK4 (45 m) avec des valeurs de l'ordre de 67.89 et 40.96 $\mu\text{g Pb/g}$, respectivement. Alors que, les valeurs minimales en plomb sont celles des sols prélevés au niveau des points BK1 (22.27 $\mu\text{g Pb/g}$) et BK5 (31.06 $\mu\text{g Pb/g}$). Ces derniers étant les points les plus éloignés de l'axe routier aussi bien pour la rive droite que pour la rive gauche. Selon le test Anova à un facteur, les teneurs en plomb dans les points testés sont significativement différentes ($F= 14.28$, $p<0.05$). Le test post-hoc de SNKt (Tab.22) a fait ressortir 4 groupes homogènes : le groupe (a) pour le point BK1, le groupe (ab) pour les points BK5 et BK2, le groupe (b) pour le point BK4, et le groupe (c) avec les teneurs les plus élevées en plomb notées pour le point BK3.

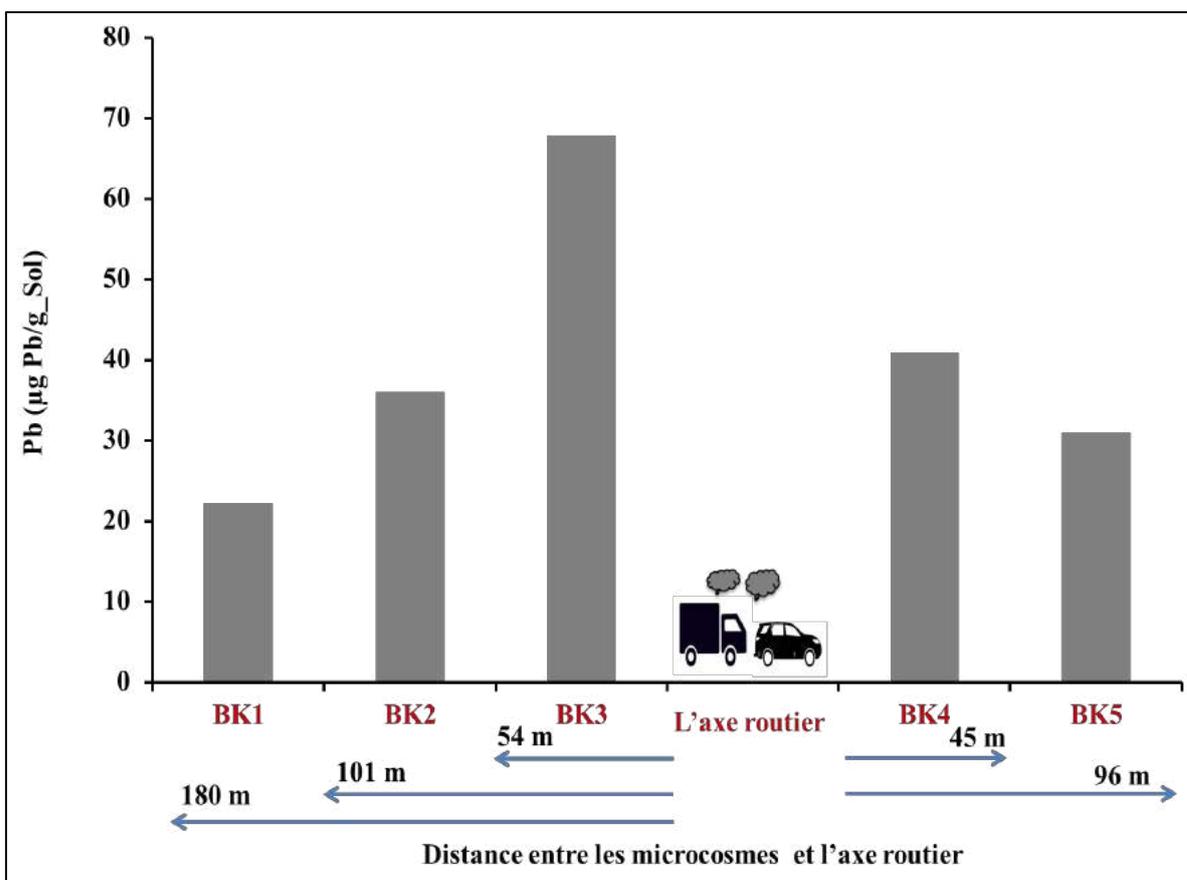


Figure 48. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb ($\mu\text{g Pb/g}$ dans le sol) dans la zone de B'kira

Globalement, nous avons enregistré pour les deux zones étudiées :

- Une concentration maximale en cadmium de $0.53 \pm 0.12 \mu\text{g/g}$ dans la zone industrielle d'El Hadjar, contre $0.42 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ dans la zone de B'kira ;
- Une concentration minimale de $0.13 \pm 0.07 \mu\text{g Cd/g}$ en cadmium dans la zone industrielle d'El Hadjar, contre $0.28 \pm 0.03 \mu\text{g Cd/g}$ dans la zone de B'kira ;
- Une concentration maximale de $635.38 \pm 161.81 \mu\text{g/g}$ en plomb dans la zone industrielle d'El Hadjar, contre $67.89 \pm 5.27 \mu\text{g/g}$ dans la zone de B'kira ;
- Une concentration minimale de $33.96 \pm 1.46 \mu\text{g/g}$ en plomb dans la zone industrielle d'El Hadjar, contre $22.27 \pm 2.23 \mu\text{g/g}$ dans la zone de B'kira.

III.3.2. Teneurs en Cd et en Pb dans les feuilles de *Drimia maritima*

Les concentrations en Cd et Pb ont été déterminées dans les 30 échantillons de feuilles de *D. maritima* prélevés dans chaque zone (5 points par zone, 3 cylindres par point, et 2 échantillons par cylindre). Les abréviations sont les mêmes que celles retenues pour le sol. Les résultats des teneurs en Cd et Pb dans les feuilles de *D. maritima* dans les deux zones étudiées sont récapitulés dans le tableau 23 et illustrés par les figures 49, 50, 51 et 52.

Tableau 23 : Données statistiques des teneurs en cadmium et en plomb dans les feuilles de *Drimia maritima* des deux zones étudiées

		Cd	Pb
Zone d'El Hadjar (n = 30)	AN1	0.25±0.04 [0.18 \acute{R} 0.29]	28.57±5.07 ^c [19.75 - 36.89]
	AN2	0.20±0.05 [0.09 - 0.28]	15.83±2.32 ^b [11.54 - 18.55]
	AN3	0.26±0.15 [0.09 - 0.49]	6.77±1.44 ^a [4.97 - 9.98]
	AN4	0.10±0.02 [0.09 \acute{R} 0.19]	8.09±1.66 ^a [5.85 \acute{R} 10.09]
	AN5	0.24±0.19 [0.09 - 0.77]	13.80±5.86 ^{ab} [5.86- 25.54]
Zone de B'kira (n = 30)	BK1	0.77±0.08 ^b [0.59 - 0.98]	2.16±0.27 ^a [1.97 \acute{R} 2.97]
	BK2	0.49±0.06 ^a [0.39 - 0.59]	4.48±1.14 ^b [2.06 - 5.99]
	BK3	0.48±0.08 ^a [0.29 \acute{R} 0.59]	6.25±1.25 ^c [4.95 - 9.10]
	BK4	0.91±0.05 ^c [0.79- 0.99]	4.13±0.87 ^b [2.96 - 5.95]
	BK5	0.54±0.08 ^a [0.39 - 0.69]	2.82±0.83 ^{ab} [1.99 - 5.04]

a, b, c, ab : groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. ($p < 0.05$) ; n= 30 échantillons

III.3.2.1. Teneurs en Cd et Pb dans les feuilles de *Drimia maritima* de la zone industrielle d'El Hadjar

a. Cadmium

La distribution spatiale des teneurs en cadmium accumulées dans les tissus de *D. maritima* pour la zone industrielle d'El Hadjar est illustrée par la figure 49.

L'examen de cette dernière montre que les teneurs du cadmium accumulés dans les tissus de *D. maritima* varient légèrement d'un point à l'autre, avec une concentration maximale de $0.26 \pm 0.15 \mu\text{g Cd/g}$ dans le point AN3 (660 m), contre des teneurs de l'ordre de 0.20 ± 0.05 , 0.24 ± 0.19 , $0.25 \pm 0.04 \mu\text{g Cd/g}$ pour les points AN2, AN5 et AN1, respectivement. La concentration la plus faible ($0.10 \pm 0.02 \mu\text{g Cd/g}$) a été enregistrée au niveau du point AN4 (244m). L'analyse de la variance à un facteur a montré un effet non significatif ($F = 0.96$, $p > 0.05$).

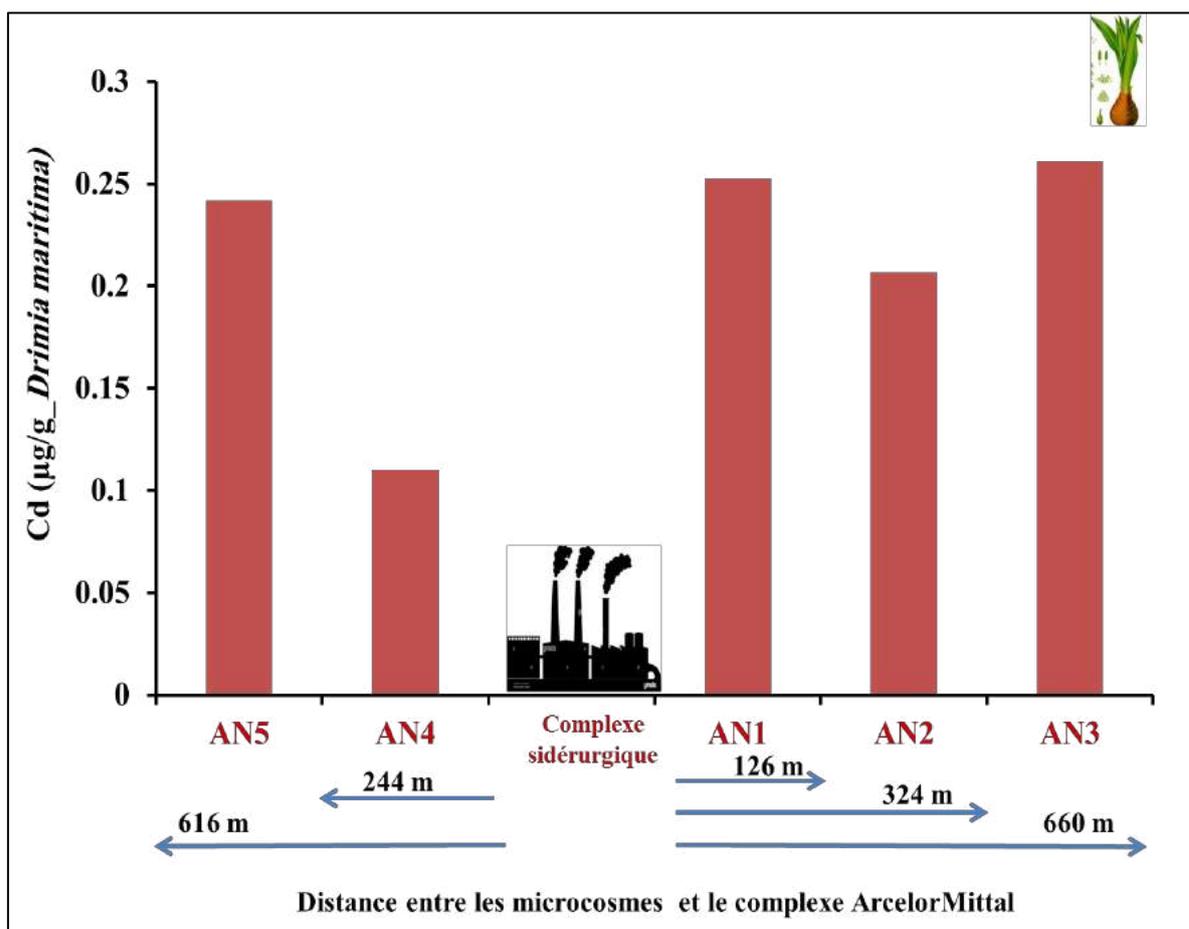


Figure 49. Distribution spatiale des teneurs en cadmium chez *Drimia maritima* dans la zone industrielle d'El Hadjar

b. Plomb

La figure 50 représente les variations spatiales des concentrations en Pb dans les tissus de *D. maritima* pour la zone industrielle d'El Hadjar. Selon la figure 50, la concentration la plus élevée en plomb chez cette plante ($28.57 \pm 5.07 \mu\text{g Pb/g}$) a été notée au niveau du point le plus proche du complexe sidérurgique (AN1 ; 126 m), alors que la plus faible au niveau du point le plus éloigné (AN3 ; 660m) avec $6.77 \pm 1.44 \mu\text{g Pb/g}$ dans les feuilles de *D. maritima*. Ces différences ont été confirmées par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif ($F= 15.79, p<0.05$). Le test post-hoc de SNKt (Tab.23) a fait ressortir 4 groupes homogènes pour cette zone selon la disposition des microcosmes : le groupe (a) pour les points AN3 et AN4, le groupe (ab) pour le point AN5, le groupe (b) pour le point AN2, et le groupe (c) relatif à la concentration la plus élevée en plomb enregistrée au niveau du point AN1.

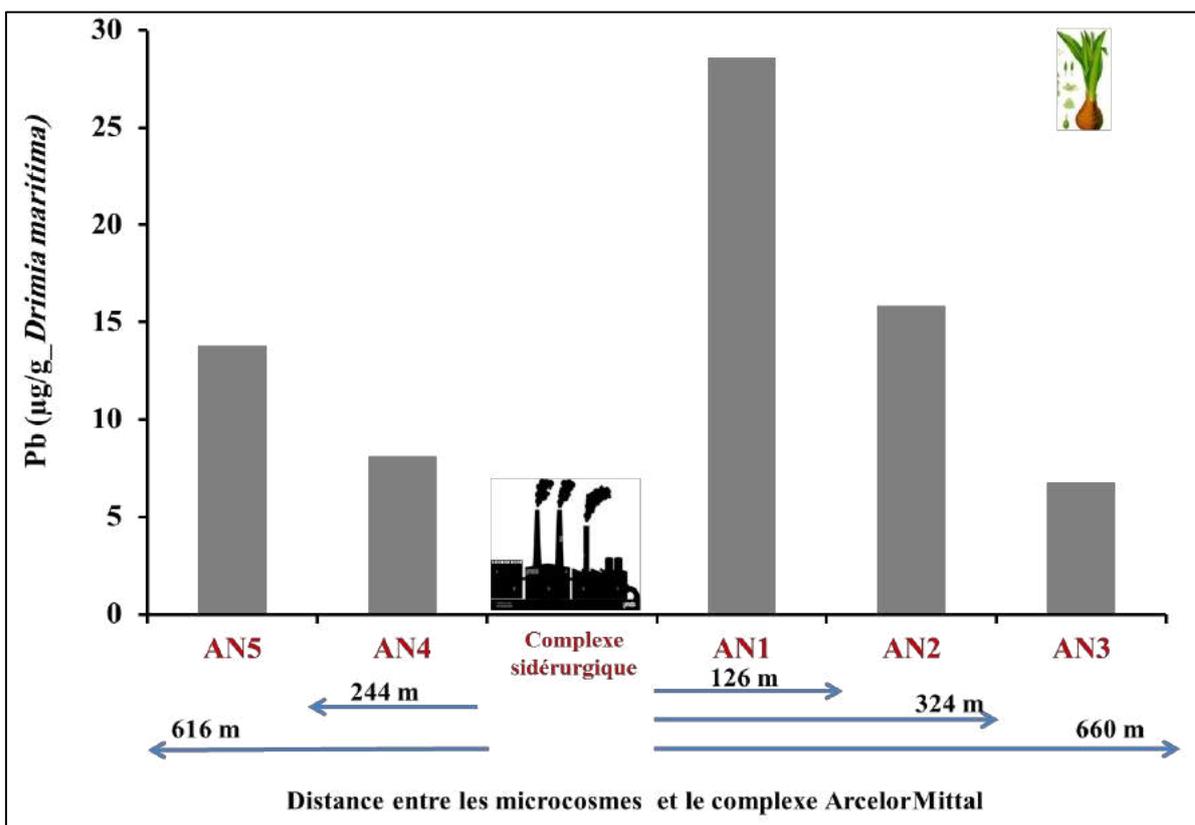


Figure 50. La distribution spatiale des teneurs de plomb chez *Drimia maritima* dans la zone industrielle d'El Hadjar

III.3.2.2. Les teneurs en Cd et Pb dans les feuilles de *Drimia maritima* de la zone urbaine de B'kira

a. Cadmium

La distribution spatiale des teneurs en cadmium accumulées dans les tissus de *D. maritima* pour la zone urbaine de B'kira est illustrée par la figure 51. L'examen de cette dernière montre des variations claires entre les concentrations en cadmium chez *D. maritima* d'un point à l'autre, avec une concentration maximale de l'ordre de $0.91 \pm 0.05 \mu\text{g Cd/g}$ notée dans le point BK4 (45 m) le plus proche de l'axe routier, contre une valeur minimale de l'ordre de $0.48 \pm 0.08 \mu\text{g Cd/g}$ pour le point BK3 (54 m). L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet significatif pour ($F= 19.99, p < 0.05$). Les résultats du test post-hoc de SNKt rapportés dans le tableau 23, montrent 3 groupes homogènes : le groupe (a) pour les points BK3, BK2 et BK5 avec des concentrations de l'ordre de 0.48, 0.49 et $0.54 \mu\text{g Cd/g}$, respectivement. Le 2^{ème} groupe (b) pour le point BK1, et le 3^{ème} groupe (c) pour le point BK4 caractérisé par la plus forte concentration en cadmium dans les tissus de *D. maritima*.

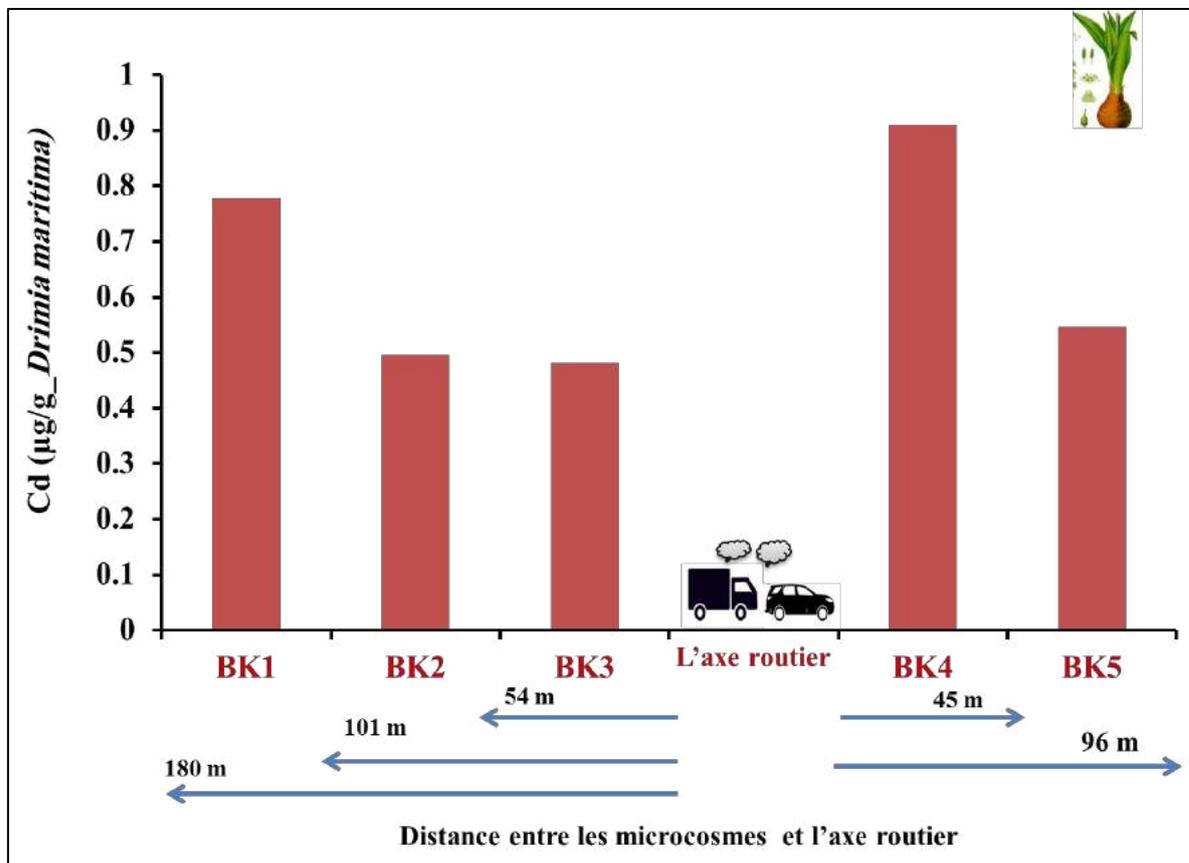


Figure 51. Distribution spatiale des teneurs en cadmium chez *Drimia maritima* dans la zone urbaine de B'kira

b. Plomb

La figure 52 représente la distribution spatiale des concentrations en plomb accumulées dans les tissus de *D. maritima* dans la zone urbaine de B'kira. Cette dernière montre que les concentrations en plomb dépendent de la distance par rapport à l'axe routier. En effet, la concentration la plus forte ($6.25 \pm 1.25 \mu\text{g Pb/g}$) en plomb dans les feuilles de *D. maritima* a été enregistrée pour le point BK3 (54 m) ; ce dernier étant le plus proche de l'axe routier dans la rive gauche (en allant vers Hamma Bouziane). Le point le plus éloigné (BK1 ; 180m) a enregistré la concentration la plus faible ($2.16 \pm 0.27 \mu\text{g Pb/g}$). L'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet significatif avec ($F= 9.65, p<0.05$). Le test post-hoc de SNKt a permis de classer les points investigués en 4 groupes homogènes : le groupe (a) pour le point BK1, le groupe (ab) pour le point BK5, le groupe (b) pour les points BK4 et BK2, et le groupe (c) pour le point BK3 caractérisé par la concentration la plus élevée en plomb dans les feuilles de *D. maritima*.

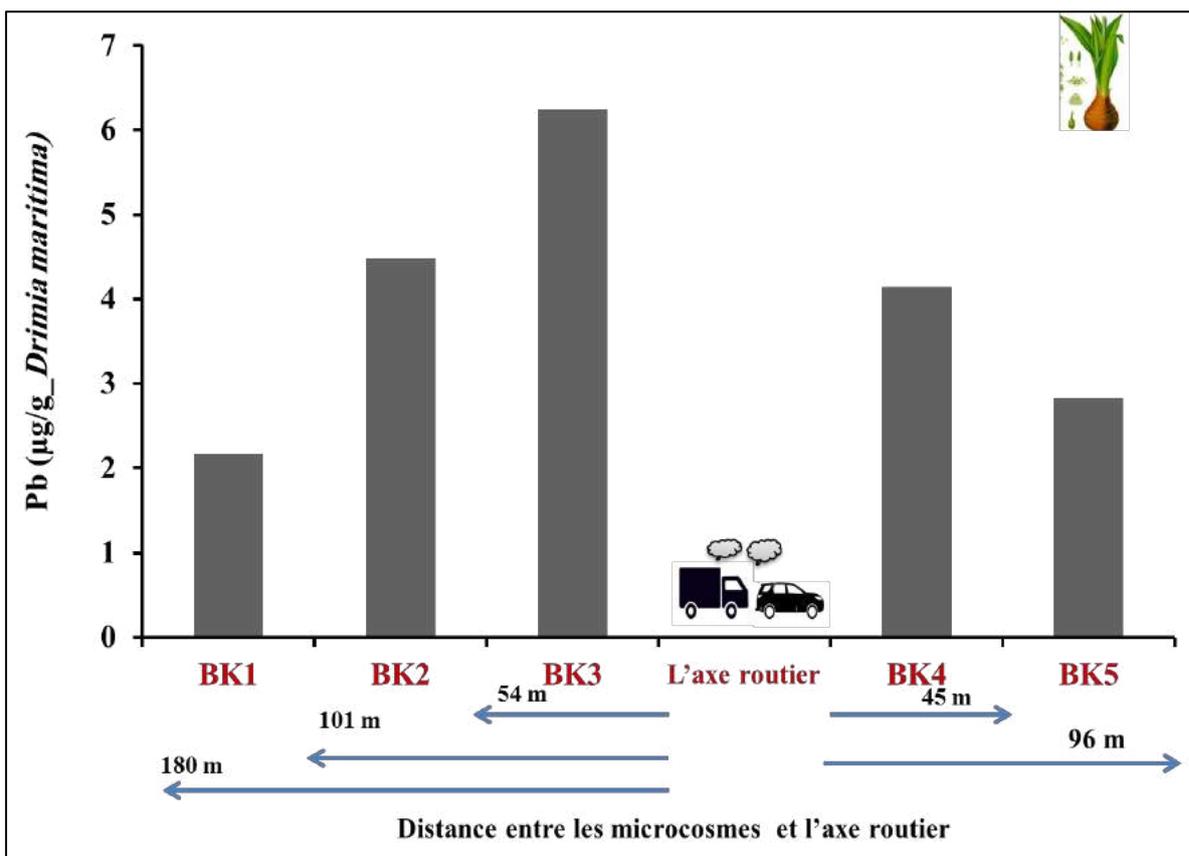


Figure 52. Distribution spatiale des teneurs en plomb chez *Drimia maritima* dans la zone urbaine de B'kira

III.3.3. Teneurs en Cd et en Pb dans les pieds et les viscères de *H. aspersa*

Pour évaluer la capacité d'accumulation du Cd et Pb chez *H. aspersa*, nous avons quantifié ces deux éléments dans les viscères et les pieds des individus mis en test après 84 jours d'exposition pour les deux zones étudiées. La cinétique de l'accumulation du cadmium et du plomb dans les viscères et les pieds, a été aussi suivie par la quantification de ces éléments dans les tissus de *H. aspersa* à j7, j14, j28, j42, j56 et j84. Les concentrations moyennes en Cd et Pb ont été déterminées dans les 30 échantillons de *H. aspersa* prélevés dans chaque zone (5 points par zone, 3 cylindres par point, et 2 escargots par cylindre). Les mêmes abréviations que pour le sol et la végétation ont été retenues.

Les résultats des teneurs en Cd et Pb dans les pieds et viscères de *H. aspersa* mis en test dans les deux zones étudiées sont récapitulés dans le tableau 24 et illustrés par les figures 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59 et 60.

Tableau 24. Données statistiques des teneurs en cadmium et en plomb dans les tissus de *H. aspersa* des deux zones étudiées après 84 jours d'exposition

		Cd		Pb	
		Viscères	Pieds	Viscères	Pieds
Zone d'El Hadjar (n = 30)	AN1	26.10±2.17 ^c [23.27-30.88]	1.79±0.27 [1.35 - 2.09]	98.74±9.89 ^c [84.60-125.12]	2.35±0.87 [0.97 - 4.35]
	AN2	23.05±0.84 ^b [21.25-25.36]	2.30±0.27 [1.58 - 2.60]	43.96±7.11 ^b [40.94 - 64.64]	2.56±1.00 [0.92 - 4.17]
	AN3	13.33±2.05 ^a [12.33-18.45]	1.43±0.45 [1.04 - 2.29]	22.96±2.74 ^a [20.69 - 28.59]	2.77±0.80 [0.95 - 3.83]
	AN4	22.94±2.58 ^b [19.58-26.55]	2.09±1.21 [0.50 - 5.17]	38.72±2.86 ^b [35.15 - 44.29]	1.83±0.60 [0.90 - 2.70]
	AN5	16.30±0.77 ^a [15.29 - 17.84]	1.81±0.63 [1.04 - 2.94]	27.08±1.76 ^a [23.56 - 30.39]	1.62±0.37 [0.94 - 2.33]
Zone de B'kira (n = 30)	BK1	9.02±0.86 ^a [7.60 - 11.16]	2.40±1.21 [1.08 - 3.86]	23.74±3.80 ^b [14.92 - 30.90]	2.48±0.99 ^{ab} [0.99 - 3.98]
	BK2	7.17±1.08 ^a [5.21 - 9.31]	1.11±0.38 [0.59 - 2.19]	36.46±3.64 ^a [31.90 - 43.91]	2.49±0.49 ^{ab} [1.99 - 2.99]
	BK3	12.53±1.32 ^b [10.21 - 16.08]	4.03±3.08 [1.29 - 13.15]	58.24±7.32 ^c [44.86 - 78.84]	4.20±0.86 ^c [1.99 - 5.96]
	BK4	21.98±2.77 ^c [15.95 - 25.92]	4.73±2.54 [1.09 - 10.03]	39.92±2.76 ^a [35.89 - 44.55]	3.16±1.61 ^{ab} [0.99 - 8.02]
	BK5	6.17±1.21 ^a [2.58 - 8.03]	2.03±0.53 [1.09 - 2.98]	30.58±4.19 ^{ab} [20.75 - 36.74]	1.32±0.66 ^a [0.09 - 1.99]

a, b, c, ab, groupes homogènes, test post-hoc de SNKt. (p<0.05) ; n= 30 échantillons

III.3.3.1. Cas de la zone industrielle d'El Hadjar

Avant le début du test (à T0), nous avons déterminé les teneurs en Cd et en Pb dans les pieds et les viscères du lot d'individus *H. aspersa* destinés au test *in situ* dans la zone industrielle d'El Hadjar. Pour le plomb, les concentrations sont $1.84 \pm 0.45 \mu\text{g Pb/g}$ et $1.89 \pm 0.94 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères et les pieds, respectivement. Alors que pour le cadmium, elles sont de $3.58 \pm 0.17 \mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères, contre $0.92 \pm 0.08 \mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds. Ces valeurs constituent un background pour *H. aspersa*, une soustraction de ces dernières à partir des concentrations déterminées chez cette espèce à la fin du test a ainsi été effectuée.

III.3.3.1.1 Cadmium

a. Accumulation du Cd chez *H. aspersa*

Les teneurs moyennes en cadmium quantifiées dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* après 84 jours d'exposition aux sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont illustrées par la figure 53. Selon cette dernière, il apparaît que les concentrations accumulées dans les viscères dépassent largement celles des pieds. Ces concentrations varient également d'un point à l'autre ; le maximum ($26.10 \pm 2.17 \mu\text{g Cd/g}$) a été enregistré dans les viscères des individus du point le plus proche du complexe (AN1), alors que le minimum ($13.33 \pm 2.05 \mu\text{g Cd/g}$) dans les viscères du point (AN2). Pour les pieds, nous avons enregistré la valeur la plus élevée ($2.30 \pm 0.27 \mu\text{g Cd/g}$) au niveau du point AN3, et la plus faible au niveau du point AN2 ($1.43 \pm 0.45 \mu\text{g Cd/g}$). L'analyse de la variance à un facteur a montré un effet significatif avec ($F= 31.39, p < 0.05$), et le test post-hoc de SNKt (Tab.24) a fait ressortir les groupes homogènes suivants :

- Le groupe (a) composé par les points AN3 et AN4 caractérisés par les concentrations les plus faibles en cadmium dans les viscères de *H. aspersa* ;
- Le groupe (b) caractérisé par des concentrations plus ou moins élevée en cadmium accumulés dans les viscères de *H. aspersa* formé par les points AN4 et AN2 ;
- Le groupe (c) pour la concentration la plus forte en cadmium dans les viscères de *H. aspersa* formé par le point AN1.

Pour les concentrations en cadmium dans les pieds de *H. aspersa*, l'analyse de la variance à un facteur n'a pas révélé d'effet significatif.

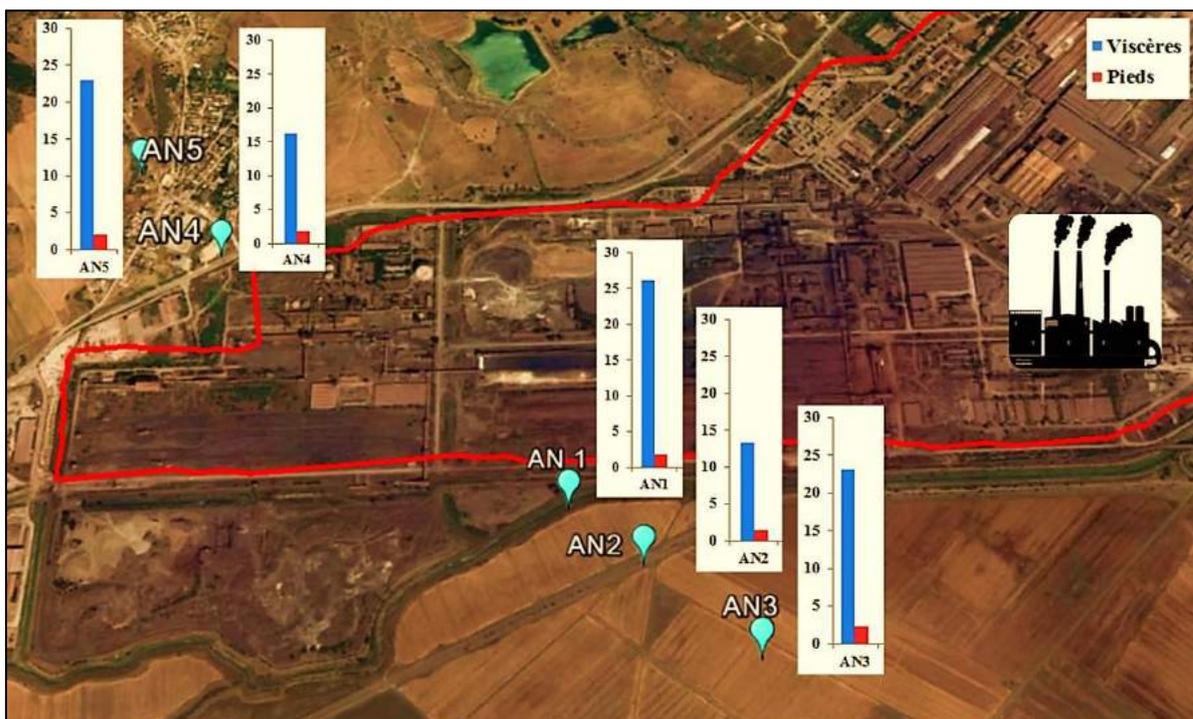


Figure 53. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et pieds de *H. aspersa* pour la zone industrielle d'El Hadjar (après 84 jours d'exposition)

b. Etude de la cinétique d'accumulation du Cd dans les tissus de *H. aspersa*

La figure 54 représente l'évolution spatiale des teneurs moyennes en cadmium dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* après 7, 14, 28, 42, 56 et 84 jours d'exposition. L'examen de cette dernière montre que le taux d'accumulation du Cd dans les viscères dépend de la durée d'exposition. En effet, plus la durée est longue plus le taux d'accumulation est important. Après la 1^{ère} semaine, le rythme d'accumulation est presque identique pour tous les points investigués. C'est à partir de la 2^{ème} semaine qu'on remarque que l'accumulation dans le point AN1 est plus importante par rapport aux autres points. Ce rythme continue jusqu'à la fin du test ; la valeur la plus élevée en Cd dans les viscères a été obtenue chez les individus du point le plus proche du complexe AN1 ($29.61 \pm 0.26 \mu\text{g Cd/g}$), alors que la plus faible ($16.78 \pm 1.05 \mu\text{g Cd/g}$) a été enregistrée au niveau du point AN4.

Les concentrations en Cd accumulées dans les pieds des escargots testés (Fig. 54), sont très faibles par rapport à celles notées pour les viscères. L'évolution de ces teneurs n'est pas stable d'un prélèvement à l'autre, avec un taux d'accumulation accéléré après la 1^{ère} semaine d'exposition, et une chute de ce dernier à la fin du test. A titre d'exemple, nous avons enregistré dans le point AN2 la valeur la plus élevée en Cd dans les pieds après 42 jours d'exposition avec $3.98 \pm 0.94 \mu\text{g Cd/g}$, contre une concentration de $1.90 \pm 0.31 \mu\text{g Cd/g}$ dans le même point à la fin du test.

Après 84 jours, la concentration la plus élevée en Cd ($2.43 \pm 0.44 \mu\text{g Cd/g}$) a été enregistrée chez les individus exposés au sol du point AN5, alors que la plus faible ($1.40 \pm 0.05 \mu\text{g Cd/g}$) chez ceux exposés au sol du point AN3.

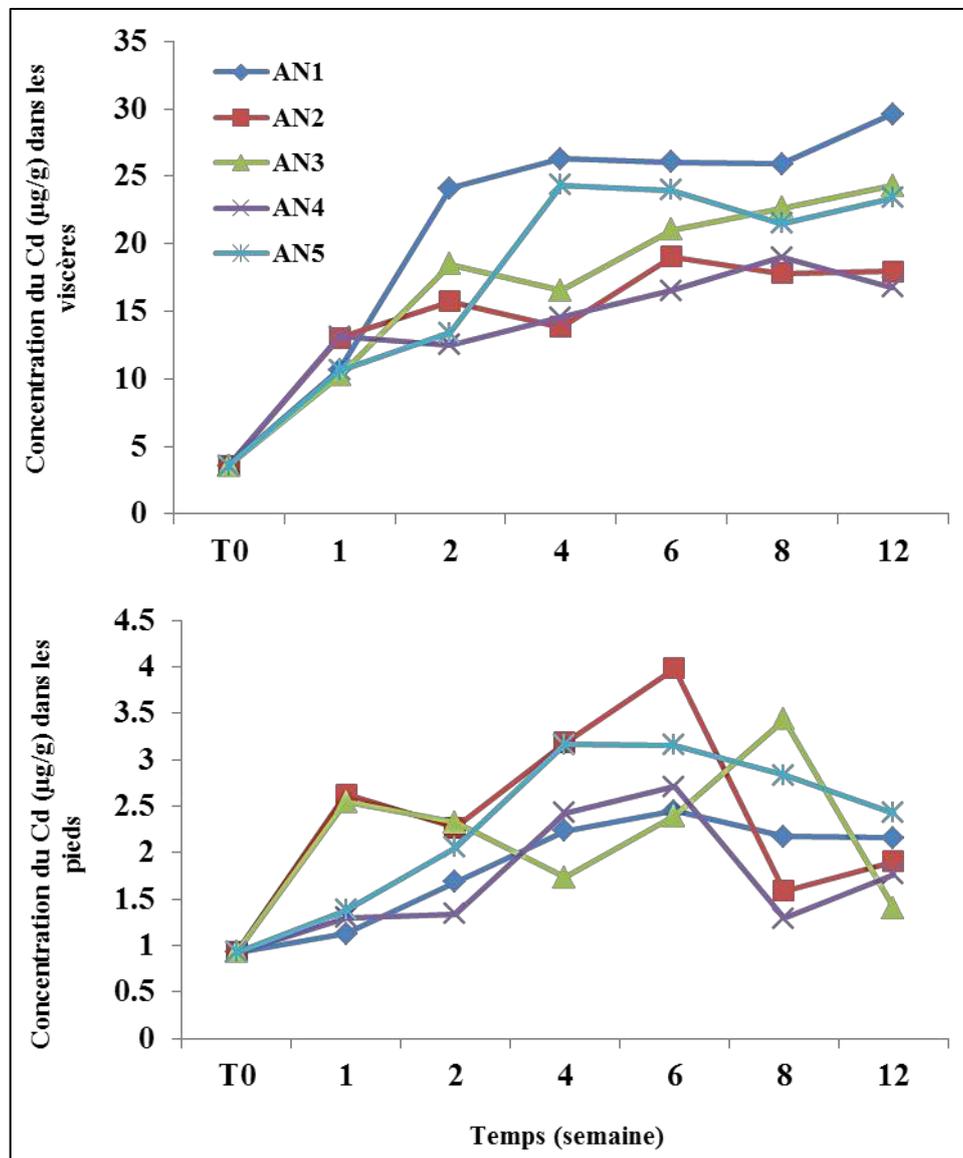


Figure 54. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en cadmium dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* dans la zone industrielle d'El Hadjar

III.3.3.1.2 Plomb

a. Accumulation du Pb chez *H. aspersa*

La figure 55 affiche la distribution spatiale des concentrations moyennes en plomb dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* après 84 jours d'exposition aux sols de la zone industrielle d'El Hadjar. Selon cette figure, on remarque que les teneurs en plomb quantifiées dans les pieds sont largement plus faibles que celles des viscères, et que celles

de ces dernières dépendent de la distance d'emplacement des cylindres par rapport au complexe sidérurgique. La concentration la plus forte en plomb dans les viscères a été obtenue chez les individus du point AN1 avec $98.74 \pm 9.89 \mu\text{g Pb/g}$. Les escargots du point AN3 ont enregistré la valeur la plus faible en plomb dans les viscères avec $22.96 \pm 2.74 \mu\text{g Pb/g}$. Une valeur minimale en plomb dans les pieds a été notée pour les individus du point AN5 avec $1.62 \pm 0.37 \mu\text{g Pb/g}$, contre une valeur maximale de $2.77 \pm 0.80 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds pour les individus du point AN3. Cette variation des teneurs en plomb dans les viscères de *H. aspersa* a été confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significative avec ($F= 75.93, p<0.05$). Le test post-hoc de SNKt (Tab.24) a fait ressortir 3 groupes homogènes : le groupe (a) les points AN3 et AN5, le groupe (b) formé par les points AN4 et AN2, et le groupe (c) formé par le point AN1. En revanche, l'Anova n'a pas révélé d'effet significatif pour les pieds.

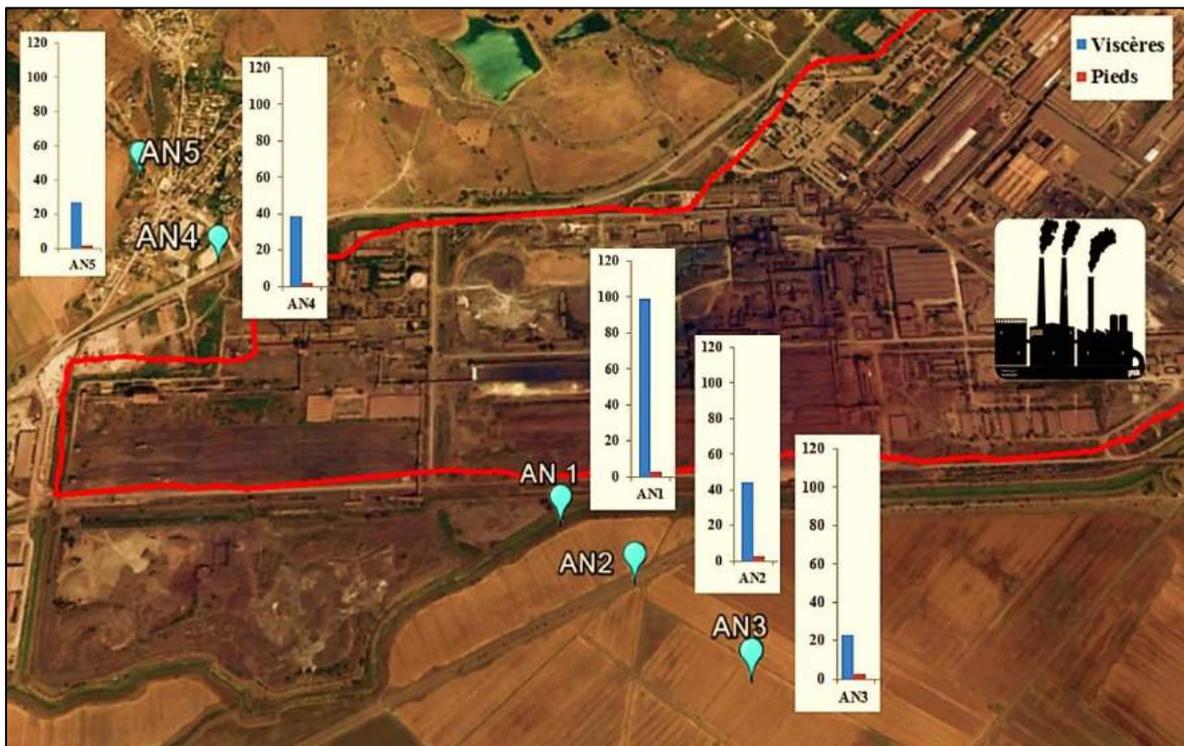


Figure 55. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* pour la zone industrielle d'El Hadjar (après 84 jours)

b. Etude de la cinétique d'accumulation du Pb dans les tissus de *H. aspersa*

La figure 56 montre les concentrations moyennes en Pb accumulées dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* exposés aux sols de la zone industrielle d'El Hadjar après 7, 14, 28, 42, 56, et 84 jours. Il apparaît que, l'évolution des teneurs en Pb dans les viscères est fonction du temps ; en effet, plus la durée d'exposition est prolongée plus la concentration en Pb dans les viscères est élevée, et ce, pour les cinq points testés. Pour le point AN1 nous

avons noté une concentration de l'ordre de $45.36 \pm 3.28 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères après 14 jours d'exposition, contre 77.37 ± 7.89 et $91.52 \pm 4.20 \mu\text{g Pb/g}$ après 56 et 84 jours, respectivement.

Contrairement aux viscères, les concentrations en Pb dans les pieds ne dépendent pas du temps d'exposition. Nous avons noté des taux d'accumulation irréguliers pour l'ensemble des points. Il est à noter, par contre, qu'une augmentation des teneurs en Pb relativement importante par rapport à T0 a été enregistrée après 7 jours d'exposition et ceci pour l'ensemble des points investigués et des escargots mis en test.

A l'issue du test de la cinétique ;

- On remarque que les teneurs en Pb dans les viscères tendent à diminuer au fur et à mesure que l'on s'éloigne du complexe sidérurgique ;
- La concentration la plus forte en Pb dans les viscères a été enregistrée chez les escargots du point AN1 avec $91.52 \pm 4.20 \mu\text{g Pb/g}$, contre une valeur minimale de $27.43 \pm 1.16 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds pour le point AN3 ;
- Une valeur minimale en Pb dans les pieds a été quantifiée chez les individus du point AN2 avec $1.39 \pm 0.47 \mu\text{g Pb/g}$, contre une valeur maximale de $2.39 \pm 1.44 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds pour le point AN3.

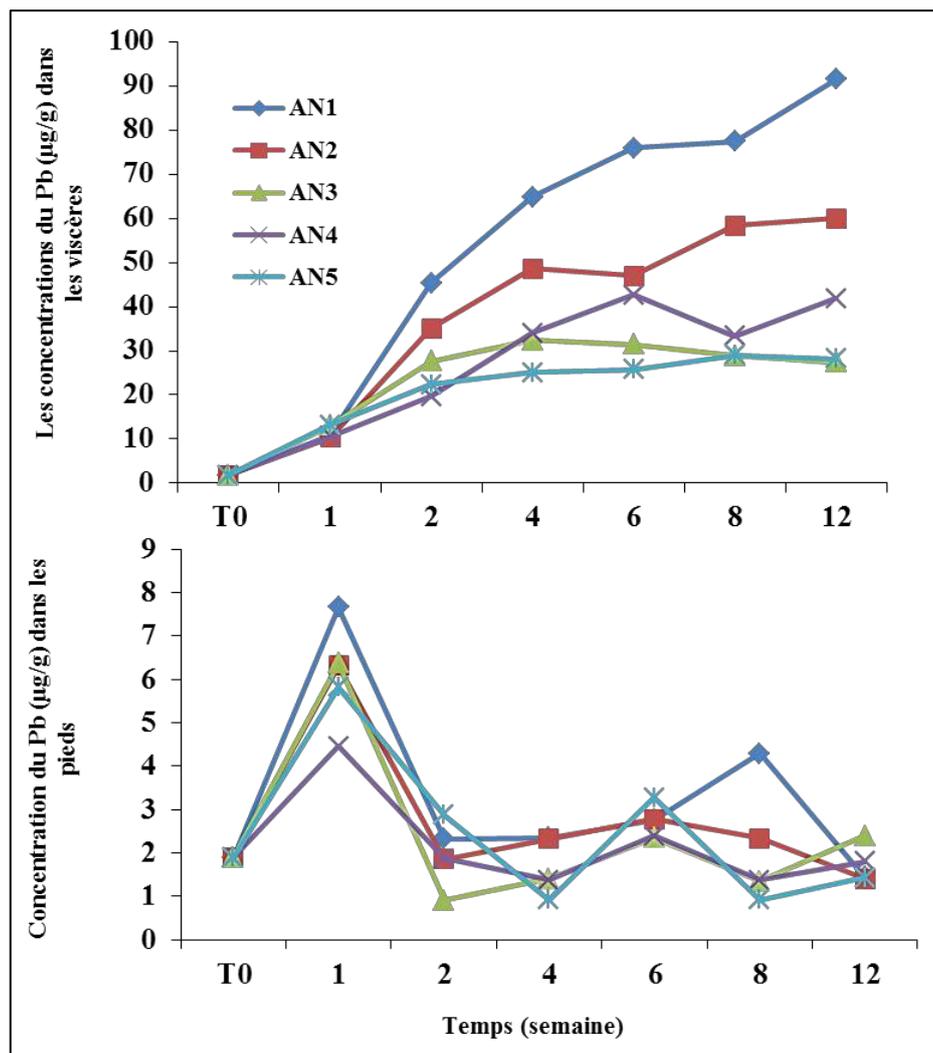


Figure 56. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en plomb dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* dans la zone industrielle d'El Hadjar

III.3.3.2. Cas de la zone de B'kira

De même que pour les escargots utilisés dans la zone d'El Hadjar, les teneurs initiales en cadmium et en plomb ont également été déterminées dans les pieds et viscères du lot d'individus destinés au test *in situ* dans la zone de B'kira, avant le lancement du test. Pour le plomb, les concentrations sont $2.31 \pm 0.12 \mu\text{g Pb/g}$ et $1.65 \pm 0.31 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères et pieds, respectivement. Alors que pour le cadmium, elles sont de $3.27 \pm 0.25 \mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères, contre $0.34 \pm 0.10 \mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds

III.3.3.2.1. Cadmium

a. Accumulation du Cd chez *H. aspersa*

La figure 57 illustre les concentrations moyennes en cadmium quantifiées dans les tissus mous (viscères et pieds) de *H. aspersa* pour les cinq points testés à la fin du test dans la

zone de B'kira. Globalement, il apparaît que le taux d'accumulation du Cd dans les viscères dépasse largement celui des pieds et ceci quel que soit le point de prélèvement. Ainsi, on remarque des variations considérables entre les teneurs en Cd dans les viscères et dans les pieds d'un point à l'autre. Les concentrations les plus élevées en cadmium se trouvent chez les individus exposés aux sols les plus proches de la route. Il s'agit du point BK3 situé sur le chemin du retour (en allant vers Constantine) ; les concentrations enregistrées sont de l'ordre de $12.53 \pm 1.32 \mu\text{g Cd/g}$ pour les viscères et $4.03 \pm 3.08 \mu\text{g Cd/g}$ pour les pieds, et le point BK4 situé du côté droit de la route en allant vers B'kira ; $21.98 \pm 2.77 \mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères et $4.73 \pm 2.54 \mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds. Les valeurs minimales, $6.17 \pm 1.21 \mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères et $2.03 \pm 0.53 \mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds, ont été enregistrées chez les individus du point BK5.

Les variations entre les concentrations en cadmium dans les viscères de *H. aspersa* ont été confirmées par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet significatif ($F= 51.61$, $p < 0.05$) entre les points testés. De plus, le test post-hoc de SNKt (Tab.24) a fait ressortir 3 groupes homogènes :

- Un 1^{ier} groupe (a) caractérisé par les teneurs plus faibles en cadmium notées pour les points BK5 ($6.17 \pm 1.21 \mu\text{g Cd/g}$), BK2 ($7.17 \pm 1.08 \mu\text{g Cd/g}$) et BK1 ($9.02 \pm 0.86 \mu\text{g Cd/g}$) ;
- Un 2^{ème} groupe (b) formé par les individus du point BK3, caractérisé par une concentration plus importante en cadmium dans les viscères ($12.53 \pm 1.32 \mu\text{g Cd/g}$) ;
- Un 3^{ème} groupe (c) formé par le point le point BK4 caractérisé par la concentration la plus forte en cadmium dans les viscères de *H. aspersa* ($21.98 \pm 2.77 \mu\text{g Cd/g}$).

Pour les concentrations dans les pieds de *H. aspersa*, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet significatif ($F= 1.91$, $p > 0.05$).



Figure 57. Distribution spatiale des teneurs moyennes en cadmium ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* pour la zone de B'kira (après 84 jours)

b. Etude de la cinétique d'accumulation du Cd dans les tissus de *H. aspersa*

Les teneurs moyennes en cadmium quantifiées dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* après 7, 14, 28, 42, 56 et 84 jours d'exposition aux sols de la zone de B'kira, sont illustrées par la figure 58. D'après cette dernière, il apparaît que les concentrations déterminées dans les viscères des individus testés augmentent avec le prolongement de la durée d'exposition, et ce, pour les cinq points investigués. En effet, les teneurs en Cd dans les viscères des escargots du point BK4 sont de l'ordre de $5.98 \pm 0.78 \mu\text{g Cd/g}$ après une semaine d'exposition, contre 9.91 ± 0.36 et $15.20 \pm 0.71 \mu\text{g Cd/g}$ après 4 et 6 semaines d'exposition, respectivement. À la fin du test, nous avons enregistré la valeur la plus élevée en cadmium ($27.68 \pm 1.15 \mu\text{g Cd/g}$) dans les viscères des individus du point BK4. Ceux du point BK2, ont accumulé les concentrations les plus faibles dans les viscères ($8.95 \pm 0.19 \mu\text{g Cd/g}$).

Par ailleurs, il apparaît que le rythme d'accumulation de ce même métal dans les pieds est irrégulier ; les concentrations semblent ne pas suivre le rythme d'accumulation du Cd dans les viscères. En effet, l'accumulation de ce métal dans les pieds fluctue considérablement d'une semaine à l'autre. À titre d'exemple, les individus du point BK2 ont enregistré une valeur de l'ordre de $0.57 \pm 0.16 \mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds après la 2^{ème} semaine, contre $0.37 \pm 0.06 \mu\text{g Cd/g}$ après la 4^{ème} semaine. Après 84 jours d'exposition, nous avons noté la

valeur la plus élevée en cadmium dans les pieds pour les escargots du point BK5 avec $0.91 \pm 0.05 \mu\text{g Cd/g}$, contre une valeur minimale de $0.52 \pm 0.27 \mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds, obtenue chez les individus du point BK2.

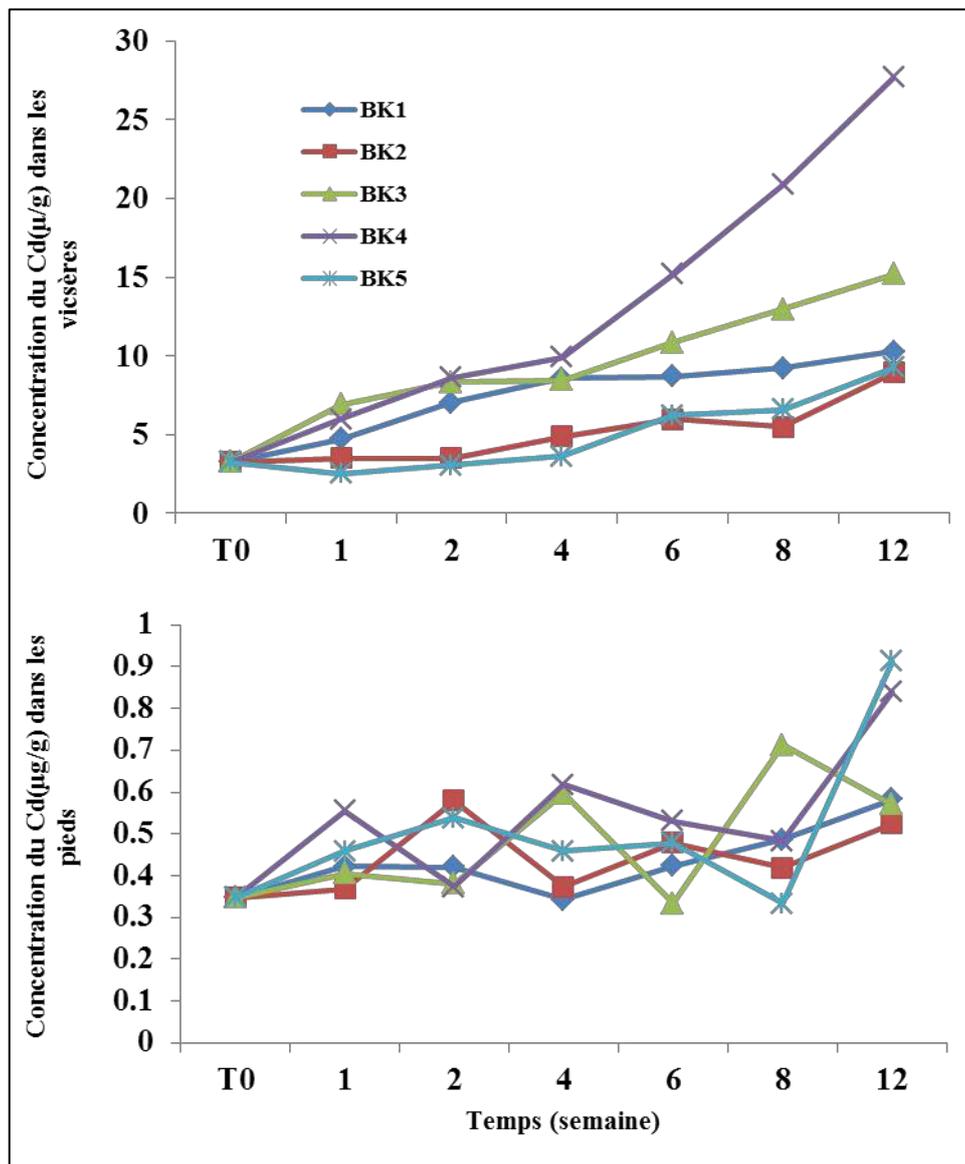


Figure 58. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en cadmium dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* dans la zone de B'kira

III.3.3.2.2. Plomb

a. Accumulation du Pb chez *H. aspersa*

Les concentrations moyennes en plomb accumulées dans les pieds et viscères des escargots après 3 mois d'exposition aux sols de la zone de B'kira sont illustrées par la figure 59. L'examen de cette dernière montre des différences remarquables entre les teneurs en plomb dans les pieds et les viscères des individus testés d'un point à l'autre. Les individus des points les plus proches de l'axe routier (BK3 et BK4) ont enregistré respectivement, les

valeurs les plus élevées en plomb avec des concentrations de l'ordre de $58.24 \pm 7.32 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, et $39.92 \pm 2.76 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, contre $4.20 \pm 0.86 \mu\text{g Pb/g}$ et $3.16 \pm 1.61 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds. Les concentrations minimales sont de l'ordre de $23.74 \pm 3.80 \mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères et $2.48 \pm 0.99 \mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds, enregistrées chez les individus du point BK1 (le plus éloigné de l'axe routier ; à 180m). Ces variations des teneurs en plomb dans les viscères de *H. aspersa*, ont été confirmées par l'Anova à un facteur qui a révélé un effet significatif avec ($F= 22.59, p<0.05$). Trois groupes homogènes ont été formés par le test post-hoc de SNKt (Tab.24) : le groupe (a) pour les points BK2 et BK4, le groupe (b) pour le point BK1, le groupe (ab) pour le point BK5, et le groupe (c) pour le point BK3.

Pour ce qui est des différences entre les teneurs en Pb dans les pieds de *H. aspersa*, nous avons noté un effet significatif avec ($F= 3.23, p<0.05$). Le test post-hoc de SNKt (Tab.23) a révélé trois groupes homogènes : le groupe (a) caractérisé par les concentrations les plus faibles en Pb dans les pieds de *H. aspersa* noté pour le point BK5, le groupe (ab) avec des concentrations en Pb dans les pieds plus importantes enregistrés pour les points BK1, BK2 et BK4, le groupe (b) du point BK3 caractérisé par la concentration la plus forte en Pb dans les pieds de *H. aspersa*.



Figure 59. Distribution spatiale des teneurs moyennes en plomb ($\mu\text{g/g}$) dans les viscères et pieds de *H. aspersa* pour la zone de B'kira (après 84 jours)

b. Etude de la cinétique d'accumulation du Pb dans les tissus de *H. aspersa*

L'évolution spatiale et temporelle des teneurs moyennes en plomb dans les tissus mous de *H. aspersa* sont illustrées par la figure 60. L'examen de cette dernière montre que les concentrations en plomb dans les viscères dépend de la durée d'exposition, et ce, pour les cinq points testés. Selon la figure 60, le rythme d'accumulation du Pb dans les viscères est presque le même durant les deux premières semaines d'exposition. C'est à partir de la 4^{ème} semaine, qu'on commence à voir des variations remarquables du taux d'accumulation du plomb dans les viscères d'un point à l'autre. Les escargots du point BK3 se détachent ainsi, avec un taux d'accumulation très important par rapport aux autres points. En effet, nous avons enregistré la concentration la plus élevée dans les viscères des individus exposés au sol du point BK3 avec $132.70 \pm 26.34 \mu\text{g Pb/g}$. Tandis que, les teneurs les plus faibles ont été notées chez les individus des points BK1 et BK2 avec des concentrations de l'ordre de $44.24 \pm 6.50 \mu\text{g Pb/g}$ et $57.21 \pm 5.52 \mu\text{g Pb/g}$, respectivement.

De même que pour le cadmium, un rythme d'accumulation du plomb irrégulier dans le temps, a également été enregistré pour les pieds de *H. aspersa*. Par exemple, pour le cas du point BK4 et après une semaine d'exposition, nous avons enregistré le taux d'accumulation en plomb le plus élevé ($3.96 \pm 0.99 \mu\text{g Pb/g}$) par rapport aux autres points. Néanmoins, à partir de la deuxième semaine et jusqu'à la sixième, nous avons enregistré une forte chute d'accumulation pour les individus de ce même point. Par rapport à l'ensemble des points et des semaines d'exposition, la valeur la plus élevée a été notée pour les individus du point BK2 après 4 semaines d'exposition ($5.96 \pm 0.97 \mu\text{g Pb/g}$). À la fin du test, la valeur la plus faible a été enregistrée chez les individus du point BK1 ($1.99 \pm 0.06 \mu\text{g Pb/g}$), alors que la plus élevée chez ceux du point BK3 ($5.49 \pm 0.49 \mu\text{g Pb/g}$).

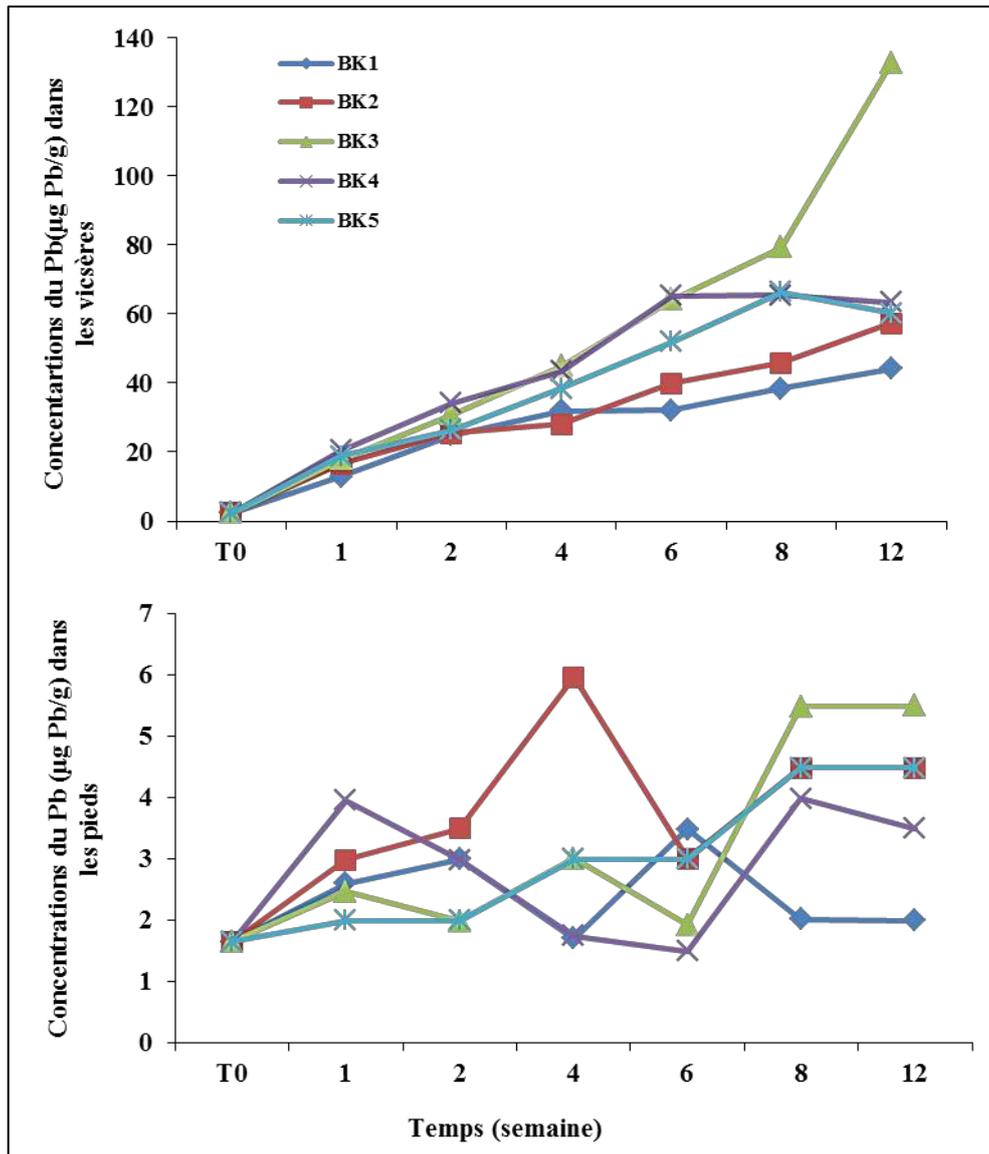


Figure 60. Evolution temporelle et spatiale des teneurs moyennes en plomb dans les viscères et les pieds de *H.aspersa* dans la zone de B'kira

III.3.3.3. Facteurs de bioaccumulation (BAF) du Cd et Pb chez *H. aspersa*

Deux facteurs de bioaccumulation du Cd et Pb par *H. aspersa* ont été calculés ; l'un par rapport au sol (eq. 1), et l'autre par rapport à la végétation (eq. 2) :

$$BAF_{Sol} = \frac{C_{escargot}}{C_{sol}} \dots\dots (eq 1)$$

$$BAF_{Végétation} = \frac{C_{escargot}}{C_{végétation}} \dots\dots (eq 2)$$

Où :

C_{sol} = la concentration du Cd ou Pb dans le sol.

$C_{escargot}$ = la concentration du Cd ou Pb dans les tissus mous (viscères/pieds) de *H. aspersa* ;

$C_{\text{végétation}}$ = la concentration du Cd ou Pb dans les tissus de *D. maritima* (cette dernière étant la principale source de nourriture pour *H. aspersa* durant les 84 jours d'exposition).

Les facteurs de bioaccumulation BAF_{sol} et $BAF_{\text{végétation}}$ calculés pour les concentrations en cadmium dans les viscères et les pieds des escargots testés dans les deux zones étudiées, sont rapportées dans le tableau 25.

Tableau 25. Moyennes des facteurs de bioaccumulation (BAF) du cadmium dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* pour les deux zones étudiées

Cd	BAF_{sol}		$BAF_{\text{végétation}}$	
	$BAF_{\text{viscères}}$	BAF_{pieds}	$BAF_{\text{viscères}}$	BAF_{pieds}
B'kira				
BK1	25.33±7.25	6.74±2.92	11.61±1.53	3.09±1.25
BK2	23.44±6.75	3.64±1.42	14.46±2.20	2.24±0.88
BK3	37.68±6.25	12.13±8.01	26.01±9.11	8.37±4.99
BK4	52.06±5.74	11.21±7.04	24.16±3.49	5.20±2.16
BK5	21.97±6.37	7.24±1.73	11.30±3.04	3.72±1.09
El Hadjar				
AN1	48.72±11.56	3.35±0.29	103.43±19.87	7.11±1.77
AN2	56.56±17.66	6.06±0.88	64.47±10.06	6.91±2.29
AN3	59.49±6.10	5.95±0.85	88.31±17.95	8.84±1.05
AN4	93.64±20.63	10.41±2.56	148.25±25.86	16.49±3.04
AN5	172.17±23.88	15.70±1.77	94.93±31.97	8.66±2.86

Pour la zone industrielle d'El Hadjar :

- Les valeurs les plus élevées des BAF_{sol} sont de l'ordre de 172.17 et 15.70, contre des valeurs minimales de 48.72 et 3.35, pour les viscères et les pieds, respectivement ;
- Par rapport à la végétation, les $BAF_{\text{végétation}}$ les plus élevés sont de 148.25 pour les viscères et 16.49 pour les pieds, alors que les plus faibles sont de 64.47 et 6.91 pour les viscères et les pieds, respectivement.

Pour la zone de B'kira :

- Les BAF_{sol} varient de 21.97 à 52.06 pour les viscères, et de 3.64 à 12.13 pour les pieds ;
- Pour $BAF_{\text{végétation}}$, les valeurs s'échelonnent entre 11.30 et 26.01 dans le cas des viscères, et entre 2.24 et 8.37 pour les pieds.

Le tableau 26 récapitule les valeurs des facteurs de bioaccumulation (BAF_{sol} et $BAF_{végétation}$), calculées en fonctions des teneurs en plomb dans les viscères et les pieds de *H. aspersa*, pour les deux zones étudiées.

Tableau 26. Moyennes des facteurs de bioaccumulation (BAF) du plomb dans les viscères et les pieds de *H. aspersa* pour les deux zones étudiées

Pb	BAF_{sol}		$BAF_{végétation}$	
	$BAF_{viscères}$	BAF_{pieds}	$BAF_{viscères}$	BAF_{pieds}
B'kira				
BK1	1.06±0.27	0.11±0.03	10.95±2.64	1.14±0.36
BK2	1.01±0.12	0.06±0.01	8.12±2.91	0.55±0.29
BK3	0.85±0.05	0.06±0.01	9.31±2.52	0.67±0.16
BK4	0.97±0.27	0.07±0.02	9.65±2.33	0.76±0.29
BK5	0.98±0.13	0.04±0.2	10.81±4.75	0.46±0.30
El Hadjar				
AN1	0.15±0.02	0.003±0.01	3.45±0.51	0.08±0.02
AN2	0.32±0.03	0.019±0.01	2.77±1.04	0.16±0.05
AN3	0.59±0.06	0.071±0.02	3.39±1.17	0.40±0.10
AN4	0.89±0.07	0.042±0.01	4.78±0.91	0.22±0.03
AN5	0.79±0.06	0.047±0.01	1.96±1.11	0.11±0.05

Dans la zone industrielle d'El Hadjar, nous avons noté des valeurs maximales de l'ordre de 0.89 et 0.071 de BAF_{sol} pour les viscères et les pieds, respectivement. Contre des valeurs minimales de 0.15 pour les viscères et 0.003 les pieds. Les valeurs les plus élevées des $BAF_{végétation}$ sont de l'ordre de 4.78 pour les viscères et 0.40 pour les pieds, contre des valeurs minimales de 1.96 et de 0.08 pour les viscères et les pieds, respectivement.

Dans la zone de B'kira, les BAF_{sol} varient de 0.85 à 1.06 pour les viscères et de 0.04 à 0.11 pour les pieds. Les $BAF_{végétation}$ pour les viscères sont compris entre 8.12 à 10.95, contre 0.46 à 1.14 pour les pieds.

III.3.4. Evolution de la croissance en poids et en diamètre de *H. aspersa*

En plus de la quantification des teneurs en cadmium et plomb dans les tissus mous de *H. aspersa*, un suivi de l'évolution de la croissance en poids (g) et en diamètre de la coquille (mm) a été effectué tous les 7 jours pendant toute la durée du test pour les zones étudiées.

III.3.4.1. Cas de la zone de B'kira

La figure 61 représente l'évolution de la croissance en poids et en diamètre de la coquille chez les escargots exposés aux sols de la zone de B'kira. Les résultats de la biomasse et du diamètre de la coquille enregistrés semaine par semaine (Fig. 61) durant toute la période du

test (3 mois) révèlent un effet remarquable sur la croissance de la population exposée au sol du point le plus proche de la route (BK3). Les points BK4 et BK5 aussi ont enregistré des valeurs faibles en poids et en diamètre chez les individus testés par rapport aux valeurs notées pour les points BK1 et BK2. En effet, les valeurs les plus élevées en poids ont été obtenues chez les escargots du point BK1 et BK2 avec 9.16 et 8.57g, respectivement contre une valeur minimale de l'ordre de 6.15 g pour les individus du point BK3.

La croissance en diamètre de la coquille chez *H. aspersa* dans les cinq points testés était presque similaire, avec une valeur maximale de l'ordre de 30.75 mm notée dans le point BK1, et une valeur minimale de l'ordre de 27.29 mm pour le point BK3.

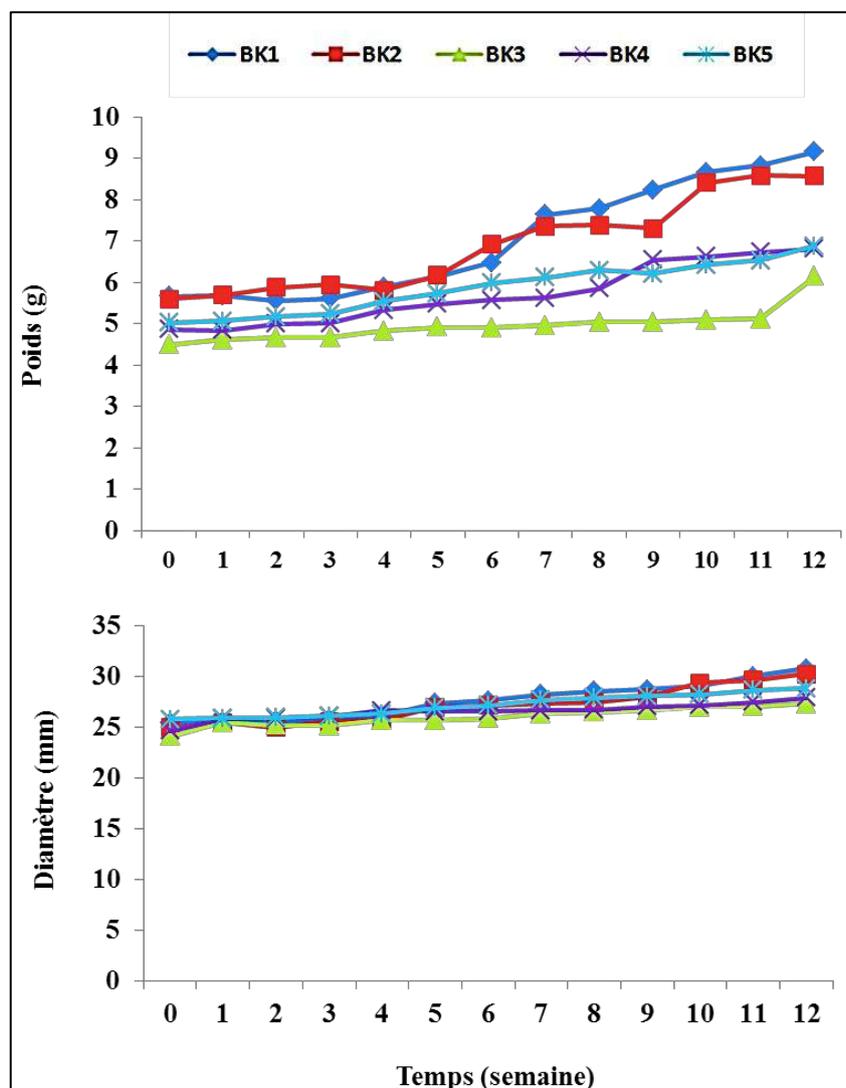


Figure 61. Evolution temporelle (semaine) des poids (g) et des diamètres (mm) moyens chez *H. aspersa* dans la zone de B'kira

III.3.4.2. Cas de la zone industrielle d'El Hadjar

L'évolution temporelle du poids et du diamètre de la coquille de l'escargot *H. aspersa* durant les trois mois d'exposition aux sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont illustrées par la figure 62. D'après cette dernière, il apparaît que la croissance des individus exposés est identique pour les cinq points testés, soit pour la biomasse ou pour le diamètre de la coquille. En effet, le poids moyen noté à la fin du test varie de 8.92 g pour BK5 à 9.21 pour BK4. Le diamètre de la coquille moyen est compris entre 29.53 mm et 29.88 mm, enregistrés pour BK2 et BK3, respectivement.

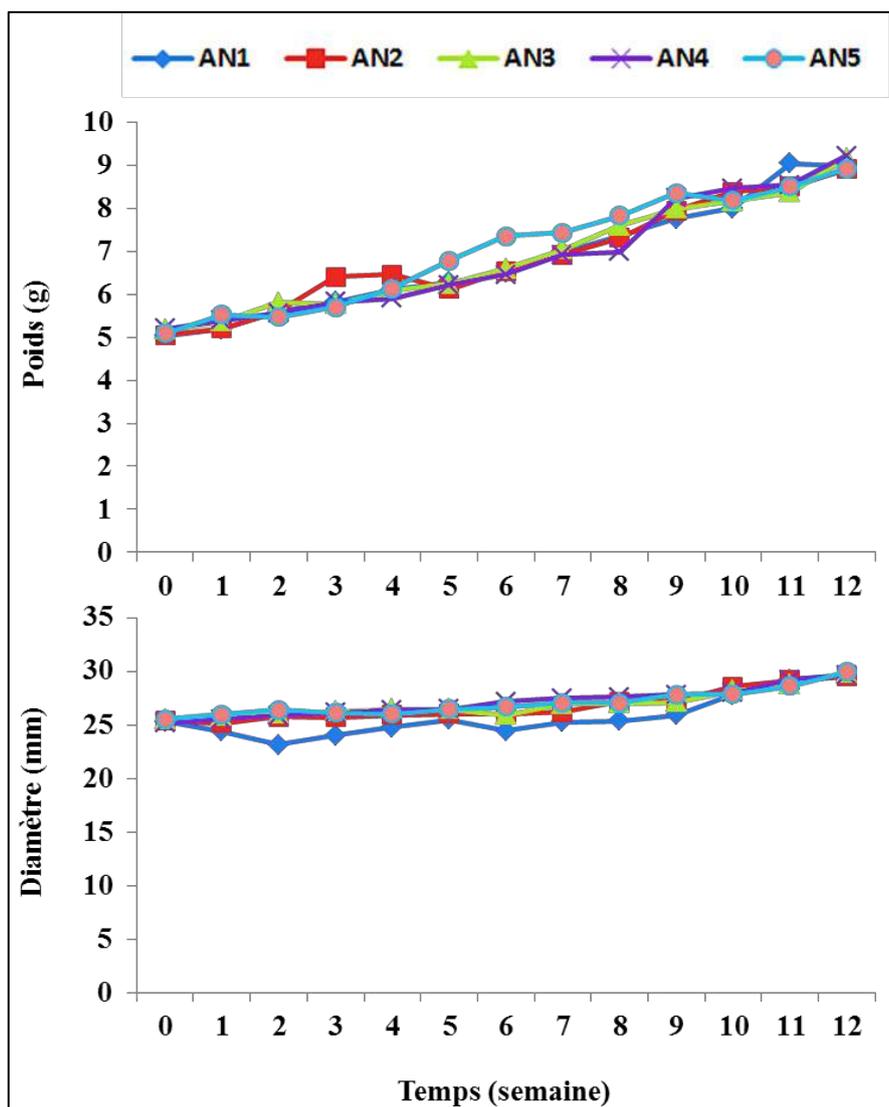


Figure 62. Evolution temporelle (semaine) des poids (g) et des diamètres (mm) moyens chez *H. aspersa* dans la zone industrielle d'El Hadjar

III.3.5. Discussion des résultats relatifs aux tests *in situ* de biosurveillance

III.3.5.1. Discussion des teneurs en cadmium et en plomb dans les sols des deux zones étudiées

Les ETM dans les sols proviennent à la fois des matériaux géogènes mais aussi des activités anthropiques. Par conséquent, il est souvent difficile de quantifier les concentrations naturelles du fond géochimique des ETM dans les sols. En effet, il peut être discutable que le fond géochimique naturel des ETM n'existe plus sur cette planète en raison de l'influence humaine en particulier dans les régions industrialisées (Reimann et Garrett 2005; Shah et al. 2010). Ainsi, la concentration ambiante d'un métal dans le sol se compose à la fois d'une fraction géochimique naturelle et d'une fraction anthropique (Pizarro et al. 2010; Namaghi et al. 2011). Les concentrations naturelles des éléments traces dans les sols peuvent varier selon le type de sol et l'utilisation des terres (Baize et Sterckeman, 2001; Huang et Jin 2008; Shah et al. 2010; Sherameti et Varma, 2010). Les tentatives pour définir une valeur de fond unique pour une grande zone sont truffées de problèmes en raison de l'hétérogénéité de la géochimie locale, ou encore régionale et du fait que la concentration du fond est une plage, et non pas une valeur unique (Reimann et Garrett, 2005). L'utilisation d'une valeur unique, indépendamment des variations spatiales, pourrait donner lieu à une surestimation ou à une sous-estimation de la contamination des ETM et du risque qui y est associé. Néanmoins, il est important d'évaluer la concentration du fond géochimique qui est essentielle pour l'estimation des risques et de la régulation des ETM dans les sols (Wendland et al. 2005; Zhao et al. 2007; Marandi et Karro, 2008; Vencelides et al. 2010).

Faute de normes pour les fonds géochimiques des sols Algériens, nous allons comparer nos résultats avec les valeurs présentés dans le tableau 27. Ce dernier récapitule les concentrations en cadmium et en plomb dans les sols rapportés par différents auteurs dans le monde, et les valeurs seuils du fond géochimique obtenus par plusieurs auteurs et/ou organismes.

Tableau 27. Synthèse des teneurs en Cd et en Pb dans les sols et fonds géochimiques rapportés par différents auteurs dans le monde

Lieu	Par. Stat*	Cd	Pb	Références
Algérie	Moy±ET	0.29±0.19 ⁽¹⁾ 0.33±0.08 ⁽²⁾	177±250 ⁽¹⁾ 39±18 ⁽²⁾	Présente étude (⁽¹⁾ El Hadjar, ⁽²⁾ B'kira)
34 villes européennes	Médiane	0.95	102	Yu et al. (2012)
USA	Moyenne	1.1	231	Yesilonis et al. (2008)
Brésil	Moyenne	0.5	3.9	Dos Santos et Alleoni, (2013)
Iran	Moyenne	1.53	46.59	Sayadi et al. (2015)
Nigeria	Médiane	0.15	47	Odewande et Abimbola, (2008)
Thaïlande	Moyenne	0.29	48	Wilcke et al. (1998)
Russie	Moyenne	2.0	37	Plyaskina et Ladonin, (2009)
Pakistan	Moyenne	3.5	208	Malik et al. (2011)
Turquie	Médiane	0.23	35	Canbay et al. (2010)
Mongolie	Moyenne	0.80	64	Batjargal et al. (2010)
La Chine	Moyenne	0.39	55	Yu et al. (2012)
Irlande	Moyenne	0.5	30.4	Salonen et Korkka-Niemi (2007)
Australie	Moyenne	1.0	150.0	Chen et Barton (1991)
France	Moyenne	0.53	43.14	Hernandez et al. (2003)
Espagne	Moyenne	3.76	1505.45	Rodríguez et al. (2009)
Finlande	Moyenne	0.17	17	Salonen et Korkka-Niemi (2007)
Algérie	Min-Max	0.02- 8.17	14 - 1918	Belhiouani (2019)
Algérie	Min-Max	0.68-2.34	15 -53	El-Hadef El-Okki et al. (2016)
Croûte continentale	Moyenne	0.09	17	Rudnick et al. (2003)
Croûte continentale	Moyenne	0.41	27	Kabata-Pendias (2010).
Croûte continentale	Moyenne	0.1-0.3	17	Alloway (1995, 2013)
Sols dans le monde	Médiane	0.35	35	Adriano (2001)
Fond géochimique	Moyenne	0.10	26	CEPA (1990)
Capacité environnementale	Moyenne	0.30	300	CEPA (1995)

* Paramètre statistique

Les teneurs moyennes en cadmium dans les sols varient de 0.28 à 0.42 µg Cd/g dans la zone de B'kira, et de 0.13 à 0.53 µg Cd/g dans la zone industrielle d'El Hadjar. Le cadmium d'origine anthropique dans le sol provient habituellement des dépôts atmosphériques, ce qui provoque une large accumulation de cet élément dans le sol (Tang et Wang, 2007; Cheng et al. 2013). Les activités industrielles et agricoles enrichissent aussi les sols en cadmium (Bi et al. 2006; Li et al. 2009; Zhang et al. 2014). Nos résultats sont comparables avec la majorité des sols mondiaux, à l'exception des cas des sols des USA (Yesilonis et al. 2008), de l'iran (Sayadi et al. 2015), de la Russie (Plyaskina et Ladonin, 2009), de l'Australie (Chen et Barton, 1991), de l'Espagne (Rodríguez et al. 2009) et de l'Algérie (El Hadeef El Okki et al. 2016, et Belhiouani, 2019) pour lesquels les auteurs ont enregistré des teneurs dépassant dans certaines zones les 1 µg Cd/g dans le sol.

Les teneurs en cadmium enregistrées pour la zone de B'kira, dépassant dans certains endroits les fonds géochimiques rapportés par différents auteurs dans le monde, peuvent être attribuées à l'axe routier reliant le centre ville de Constantine à la commune de Hamma Bouziane. Ce dernier est caractérisé par un trafic intense, et est considéré, ainsi comme la principale source de contamination des sols dans cette région. L'influence des émissions des véhicules sur l'enrichissement des sols à proximité des axes routiers par le cadmium a été confirmée par plusieurs auteurs (Liu et al. 2012 ; Aslam et al. 2013 ; Szwalec et al 2020). Luo et al (2015) ont conclu que le trafic routier contribue à la contamination des différents horizons des sols urbains par le cadmium avec un pourcentage allant de 26 à 59%. Par ailleurs, il est à noter que la contamination des sols mais aussi des écosystèmes aquatiques dans le Constantinois a souvent été attribuée à l'utilisation d'engrais phosphatés riches en cadmium (Afri-Mehennaoui et al. 2004; Ouahrani et Gheribi-Aoulmi, 2007; Sahli et al. 2011, 2012; El-Hadef El-Okki et al. 2016). Les concentrations en cadmium enregistrées pour les sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont comparables à celles de Maas et al. (2010) qui ont rapportées des teneurs allant de 0.01 à 1.4 $\mu\text{g Cd/g}$, et de Belhiouani (2019) qui a enregistré des teneurs allant de 0.33 à 0.89 $\mu\text{g Cd/g}$. Ces auteurs ont conclu que la contamination des sols de cette région est attribuée principalement aux retombés atmosphériques d'origine industrielle ; notamment les activités du complexe sidérurgique Arcelormittal. Par ailleurs, Benselhoub et al. (2015) ont identifié une autre source potentielle de Cd dans la région ; il s'agit de l'usine d'engrais phosphatés "Fertial" située à la sortie de la zone industrielle d'El Hadjar.

Pour le plomb, les valeurs seuils présentées dans le tableau 27 sont de l'ordre de 26 $\mu\text{g/g}$ dans le sol selon CEPA (1990), et de 17 $\mu\text{g/g}$ selon Rudnick et Gao (2003) et Alloway (1995, 2013). Adriano (2001) et Kabata-Pendias (2010) ont rapporté des valeurs seuils de 35 et de 27 $\mu\text{g Pb/g}$, respectivement. Le plomb est un élément présent dans la majorité des écosystèmes terrestres en raison de facteurs naturels et anthropiques. Son origine naturelle provient de la désintégration de l'uranium et du thorium, alors que son origine anthropique est principalement due au transports et aux émissions industrielles (Ettler et al. 2004; Kabata-Pendias 2010). Ainsi, la présence du plomb est encore abondante dans les zones urbaines en raison des émissions industrielles, des composants électroniques, des pesticides ou des travaux de soudage. Une grande partie du plomb actuellement présente en milieu urbain est l'héritage de dépôts datant de nombreuses années provenant des sources sus-citées (Ajmone-Marsan et Biasioli 2010).

Les sols de la zone urbaine de B'kira sont caractérisés par des teneurs en plomb allant de 22.27 à 67.89 $\mu\text{g/g}$. Selon les normes de cet élément dans les sols (tab. 27), on peut qualifier les sols de cette région comme étant contaminés par le plomb. Nos résultats sont similaires aux teneurs en plomb dans les sols et les sédiments rapportés par plusieurs auteurs dans le Constantinois (Afri-Mehennaoui 1998; Mehennaoui et al. 2004 ; Sahli et al. 2011, 2012 ; El Hade El Okki et al. 2016 ; Belhiouani, 2019). Cette contamination par le plomb peut être attribuée aux taux d'émissions atmosphériques par le trafic routier intense de cette région. Une telle augmentation des concentrations en Pb dans les zones à trafic routier intense a déjà été observée dans plusieurs villes à travers le monde. En effet, malgré l'utilisation élevée de combustibles sans plomb dans les pays développés, le niveau du plomb dans les sols urbains reste élevé en raison de la nature non-dégradable de ce dernier (Sanchez-Martin et al. 2000; Imperato et al. 2003). De plus, dans les pays en cours de développement, l'essence au plomb est encore largement utilisée. Par exemple, en Algérie, 89% des combustibles utilisés contiennent du plomb, et ce jusqu'au mois de juillet 2021, où l'utilisation de l'essence sans plomb a été généralisée. Les activités industrielles et agricoles ont aussi une grande part de responsabilité quant à l'enrichissement des sols par ce métal.

Par ailleurs, la concentration moyenne en plomb dans les sols de la zone industrielle d'El Hadjar est de l'ordre de 177.13 $\mu\text{g Pb/g}$. Dans l'ensemble, nos données sont comparables à celles rapportées par plusieurs auteurs pour les sols de ladite région, notamment ceux de Maas et al (2010) qui ont rapporté des valeurs de l'ordre de 0.3 à 823.7 $\mu\text{g/g}$, Benselhoub et al. (2015) avec des valeurs allant de 14.77 à 196.94 $\mu\text{g/g}$, et celles enregistrées par Belhiouani (2019) qui sont de l'ordre de 201,82 \pm 63,26 $\mu\text{g/g}$. Il est à signaler qu'au niveau du point le plus proche du complexe sidérurgique, nous avons enregistré une valeur extrêmement élevée en plomb dans le sol (635.38 $\mu\text{g Pb/g}$). En effet, plusieurs études sur ce type d'activités à travers le monde ont montré une contamination importante du sol par le plomb due à la poussière, aux cendres, à la fumée, etc. émis par les procédés industriels des aciéries comme la fonte (Strzyszcz et Magiera, 1998; Adamo et al. 2002; Yuan et al. 2013; Zhou et al. 2013).

III.3.5.2. Discussion des teneurs en cadmium et en plomb dans les pieds et les viscères de *H. aspersa*

Pour *H. aspersa* et dans les deux zones étudiées, les concentrations en Cd et en Pb dans les viscères sont toujours plus importantes que celles enregistrées pour les pieds des

escargots testés. Cela confirme les résultats rapportés par plusieurs auteurs ayant utilisé cette espèce dans la bio-surveillance *in situ* des sols contaminés par les ETM notamment ceux de Dallinger (1993) ; Beeby et Richmond (2002) ; Scheifler et al. (2002) ; Viard La Rocca et al. (2004) ; Gimbert et al. (2008) ; Coeurdassier et al. (2010) ; Pauget et al. (2011).

Les teneurs en Cd accumulées dans les tissus des individus testés dans la zone de B'kira varient entre 6.17 et 21.98 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères, et entre 1.11 et 4.73 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds. Par ailleurs, des teneurs allant de 3.33 à 26.10 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères, et de 1.43 à 2.30 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds, ont été enregistrées pour la zone industrielle d'El Hadjar. Ces valeurs sont largement supérieures à celles rapportées par Belhiouani (2019) lors d'une étude de biosurveillance passive effectuée dans les mêmes zones d'étude ; les concentrations enregistrées par cet auteur étaient de l'ordre de 2.07 à 3.03 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères, et de 0.34 à 0.85 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds pour la zone de B'kira, et de 1.99 à 6.96 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères, et de 0.98 à 1.06 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les pieds pour la zone d'El Hadjar. Nos résultats, sont par contre en accord avec ceux rapportés par Viard la Rocca (2004) pour les viscères de *H. aspersa* issue d'un élevage (22.35 $\mu\text{g Cd/g}$), et exposés aux sols d'un site industriel considéré comme étant contaminé par le cadmium (0.71-0.90 $\mu\text{g Cd/g}$). Par ailleurs, Scheifler et al. (2006) ont noté des valeurs de l'ordre 44.8 \pm 15.9 $\mu\text{g Cd/g}$ dans les viscères de *H. aspersa* exposés, en conditions contrôlées, à des sols recevant les dépôts aériens provenant d'industries métallurgiques environnantes.

Pour le plomb, nous avons enregistré des concentrations moyennes pour la zone urbaine de B'kira de l'ordre de 23.74 à 58.24 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, et de 1.32 à 4.20 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds. Contre des valeurs comprises entre 22.96 à 98.74 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, et de 1.62 à 2.77 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds, pour la zone industrielle d'El Hadjar. Contrairement au cas du Cd, les valeurs obtenues dans le cadre de cette étude sont comparables à celles rapportées par Belhiouani (2019) pour les escargots autochtones issus des mêmes zones ; avec des concentrations allant de 11.34 à 73.55 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, et 7,56 à 12,21 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds pour la zone de B'kira, et 23.26 à 115.99 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, et de 6,98 à 9,30 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds pour la zone d'El Hadjar. Des résultats similaires ont également été notés dans une étude de biosurveillance passive effectuée dans la zone d'El Hadjar par Guessasma et al. (2020) ; en effet, ces auteurs ont rapporté des valeurs de 0.32 à 13 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères, et 0.22 à 11.80 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les pieds des escargots prélevés sur terrain au cours de deux saisons d'échantillonnage.

Par ailleurs, Viard la Rocca (2004) a rapporté une concentration moyenne de 15.42 $\mu\text{g Pb/g}$ dans les viscères de *H. aspersa* après une exposition *in situ* à des sols contaminés par des concentrations en plomb allant de 20.94 à 45.76 $\mu\text{g Pb/g}$. Dans une étude de biosurveillance active visant l'évaluation de la biodisponibilité des ETM dans les sols de plusieurs sites pollués, Pauget et al. (2013) ont enregistré des valeurs en plomb dans les viscères de *H. aspersa* allant de 2.35 à 112 $\mu\text{g Pb/g}$, après une exposition de 28 jours à des sols contaminés par des concentrations en plomb de l'ordre de 28.1 à 731 $\mu\text{g Pb/g}$. Des résultats similaires ont été publiés récemment par Louzon et al. (2021) lors d'une étude visant la comparaison entre les méthodes *in situ* et *ex situ* pour l'évaluation des risques en utilisant *H. aspersa* comme bioindicateur ; ces auteurs ont relevé des valeurs en plomb dans les viscères de l'ordre de 1.24 $\mu\text{g Pb/g}$ à 116.73 $\mu\text{g Pb/g}$ après 28 jours d'exposition dans les conditions naturelles.

L'étude de la cinétique d'accumulation du Cd et du Pb chez *H. aspersa* dans le cadre de cette étude a montré dans un premier lieu une relation claire entre le taux de l'accumulation de ces éléments et la durée d'exposition ; les individus testés ont accumulé plus de Cd et de Pb dans les viscères quand la durée d'exposition est prolongée. D'autre part, nous avons noté aussi une relation dose-dépendante entre les teneurs en cadmium et en plomb dans les viscères des escargots testés, et les concentrations dans le sol. Cela confirme nos résultats relatifs aux tests *ex situ*. Les résultats de la cinétique d'accumulation du cadmium et du plomb concordent avec les travaux de Viard la Rocca et al. (2004), Gimbert et al. (2006), Gomot-De Vaufleury et al. (2006), Gomot-De Vaufleury et al. (2009), et Pauget et al. (2011, 2012, 2013). En effet, ces auteurs ont montré que les concentrations en cadmium et en plomb dans le sol, et la durée d'exposition sont les facteurs clés qui contrôlent le taux d'accumulation de ces éléments chez *H. aspersa*.

Pour ce qui est des résultats relatifs au BAF, nous avons noté dans la zone de B'kira ; des valeurs du BAF_{sol} pour le plomb allant de 0.04 à 1.06, et de 3.64 à 52.06 pour le cadmium, contre des $\text{BAF}_{\text{végétation}}$ de l'ordre de 0.46 à 10.95 pour le plomb, et de 2.24 à 26.01 pour le cadmium. Dans la zone d'El Hadjar, nous avons obtenu des BAF_{sol} compris entre 0.003 et 0.89 pour le plomb, et entre 3.35 à 172.17 pour le cadmium, alors que pour les $\text{BAF}_{\text{végétation}}$ nous avons obtenu valeurs allant de 0.11 à 4.78 pour le plomb, et de 6.91 à 148.25 pour le cadmium. Selon les études *in situ*, l'utilisation du facteur de bioaccumulation des métaux (BAF) permet de classer les escargots comme dé-concentrateurs du Pb si ($\text{BAF} < 1$) pour le Pb, et macro-concentreur du Cd si ($\text{BAF} > 2$) (Dallinger, 1993). Les résultats du BAF calculés en fonction des concentrations en métaux dans le sol pour nos tests *in situ* pour les

deux zones étudiées sont en accords avec les résultats de plusieurs auteurs pour le plomb. Cependant, pour le Cd les BAF calculés sont largement supérieurs aux valeurs rapportées dans la littérature notamment ceux de Viard la Rocca (2004) et Pauget (2012). Les valeurs élevées du BAF pour le cadmium peuvent être expliquées par la contribution importante de l'espèce *Drimia maritima* à cette forte accumulation. Selon Cœurduassier et al. (2002), 90% du cadmium accumulés chez *H. aspersa* provient de la voie digestive, alors que pour le plomb, 80% de l'accumulation sont d'origine cutanée. Cette constatation explique d'une part les valeurs du BAF élevées calculées en fonction de la concentration en Cd dans la végétation pour notre étude, et d'autre part confirme la similarité des BAF pour le plomb obtenus dans le cadre de cette étude avec ceux rapportés dans la littérature. Les variations entre les taux d'accumulation entre le cadmium et le plomb chez *H. aspersa* sont attribuées aux différents mécanismes de stockage, d'assimilation et d'excrétion utilisés par *H. aspersa* pour chaque métal (Pauget et al.2013 ; Louzon, 2020a).

Pauget et al. (2012) ont conclu dans leur étude relative à l'influence des paramètres physicochimique du sol sur la biodisponibilité des ETM pour les escargots, que la contribution des concentrations totales des métaux à l'accumulation du Cd, Pb et As chez *H. aspersa* est limitée à 37%, alors qu'elle est de 20 % pour l'accumulation de Cr, Cu et Zn. Cela signifie que les concentrations totales en ETM dans le sol expliquent une grande partie l'accumulation de ces éléments dans les tissus des escargots, mais prendre en considération les caractéristiques physico-chimiques du sol améliore l'interprétation des processus d'évaluation de l'accumulation des métaux chez les escargots. Ainsi, les concentrations totales en ETM dans les sols et les propriétés du sol doivent être prises en compte pour évaluer le transfert sol-escargot des métaux dans les conditions naturelles. En effet, une teneur élevée en carbone organique dans le sol est un paramètre connu pour diminuer la mobilité des métaux par association spécifique avec les constituants du sol (Sterckeman et al. 2004), et la biodisponibilité des métaux pour les organismes du sol, comme le collembole (Nursita et al. 2009), ou les vers de terre (Saxe et al. 2001; Peijnenburg et Jager 2003). Cela signifie que la biodisponibilité du Cd et du Pb est faible dans les endroits caractérisés par un taux élevé en MO. Cependant, nous avons obtenu dans le point AN1 le plus contaminé par le plomb et le cadmium dans la zone industrielle d'El Hadjar, un taux en carbone organique élevé par rapport aux autres points ; mais aussi les teneurs les plus importants en cadmium et en plomb accumulées dans les tissus de *H. aspersa*. Néanmoins, pour ce même point nous avons enregistré un pH acide = 5.88 ; ce qui peut expliquer la forte accumulation de ces éléments par les escargots exposés. Dans une étude similaire, Pauget et al. (2013) ont constaté que pour le Cd, les concentrations

totales de cet élément dans le sol, la CEC et la teneur en limon expliquent 36 % de la variation de l'assimilation du Cd par les escargots, ce qui suggère que d'autres paramètres comme l'ingestion de la végétation contaminée ou d'humus peuvent influencer l'assimilation du cadmium. En effet, la CEC a été déjà identifiée comme facteur modulant la biodisponibilité du Cd pour *Helix aspersa* dans une étude réalisée par Scheifler et al. (2006), relative à l'exposition *ex-situ* de cette espèce à des sols naturels prélevés d'un site contaminé. La présence d'autres sources de contamination au cours de l'expérience *in situ* pourrait grandement modifier l'importance du sol dans l'assimilation du cadmium par les escargots; la végétation a été identifiée par Scheifler et al. (2006) comme étant la principale source d'accumulation du Cd par les escargots. Pour le plomb, Pauget et al. (2013) ont obtenu une évaluation satisfaisante de sa biodisponibilité chez les escargots en utilisant la concentration totale en plomb dans le sol couplée avec la CEC et le carbone organique. Comparativement au Cd, ce résultat suggère que la principale source de contamination par le Pb est le sol, ceci a été confirmé par Scheifler et al. (2006), qui ont découvert dans une expérience de laboratoire que le sol contribue à environ 80 % dans les processus d'accumulation du Pb par les escargots.

Conclusion
Et
Perspectives

Conclusion

L'objectif principal visé par cette thèse était la confirmation de l'utilité des gastéropodes pulmonés terrestres dans les processus de biosurveillance de la contamination métallique des sols en conditions naturelles et contrôlées ; l'espèce concernée étant *Helix aspersa*. Pour cela, une approche basée essentiellement sur les tests de biosurveillance *ex situ* et *in situ* a été adoptée.

Nous avons dans un premier temps lancé un élevage de l'espèce *H. aspersa*, dans le but d'obtenir des individus dont l'historique biologique est connu ; ces derniers ont servi comme organismes-test pour les différents essais effectués.

Le deuxième volet qui a été consacré aux tests *ex situ* en condition contrôlées. Nous avons tout d'abord lancé des tests préliminaires afin de cerner les gammes des concentrations en Cd et en Pb pour les tests finaux dont l'objectif est la détermination d'une relation dose-réponse entre les concentrations en Cd et en Pb dans le sol et les effets sur la croissance de *H. aspersa* en utilisant un sol naturel provenant de la forêt de Chettaba à Constantine. Des tests similaires ont également été lancés en utilisant encore une fois des sols naturels mais présentant des caractéristiques physicochimiques différentes (Lufa 2.2, Garden soil, Soccer field soil), afin d'étudier l'effet de ces dernières sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb chez *H. aspersa*. Ces deux types de tests nous ont permis de déterminer des relations doses-réponses relatives à l'influence du Cd et Pb présents dans le sol sur la croissance de *H. aspersa*. Nous avons également réussi à cerner les paramètres physico-chimiques qui influent le plus sur la biodisponibilité et la toxicité des deux métaux sur l'espèce étudiée.

Un troisième volet a été consacré à l'utilisation *in situ* de *H. aspersa* dans les processus de biosurveillance active de la contamination métallique des sols. Pour cela, deux zones à différents niveaux et types de perturbations anthropiques ont été choisies ; un domaine routier dans la région de B'kira à Constantine, et un domaine industriel dans la région d'El Hadjar à Annaba. Des populations sub-adultes de *H. aspersa* provenant de l'élevage ont été engagées *in situ* pendant 3 mois dans des microcosmes (PVC) transplantés dans les sols des deux zones étudiées. À la fin des tests, des échantillons du sol, de végétation (*D. maritima*) et de *H. aspersa* ont été prélevés et ont servi comme matrices pour la quantification des teneurs en Cd et en Pb. Notons qu'un suivi de la cinétique d'accumulation de ces deux métaux chez *H. aspersa* a également été effectué tout au long du test.

À l'issue de ce travail de recherche, les principales conclusions peuvent être résumées comme suit :

Pour ce qui est de l'élevage :

Les résultats du processus d'élevage ont été très satisfaisants. En effet, nous avons réussi à obtenir 1527 individus ; 580 individus ont été utilisés pour les tests *ex situ* et 220 individus pour les tests en conditions naturelles (*in situ*).

Pour les tests ex situ d'écotoxicité sur substrat naturel :

Une relation dose-réponse a été déterminée entre les concentrations en Cd et Pb dans le sol et les effets sur la croissance en poids et en diamètres de la coquille chez les populations juvéniles de *H. aspersa*. En effet, l'inhibition de la croissance des escargots testés augmente avec l'élévation de la concentration de l'élément trace testé. La sensibilité de *H. aspersa* pour le gain du poids est plus importante que l'évolution de la croissance en diamètre de la coquille. Pour le plomb, nous avons estimé des concentrations inhibitrices (CI₅₀) dans le sol de l'ordre de 8194.06 µg Pb/g pour le poids, et de 8736.93 µg/g Pb pour le diamètre. Et des CI₅₀ calculées en fonction des teneurs en plomb dans les viscères de *H. aspersa* de 734.27 µg Pb/g pour la croissance en diamètre, et 1217.54 µg Pb/g pour la croissance en poids. Les CI₅₀ sont de 261.10 µg Pb/g et de 301.91 µg Pb/g accumulés dans les pieds, pour la croissance en diamètre et en poids respectivement.

Pour le cadmium, les CI₅₀ calculées pour le diamètre sont de l'ordre de : 557.74 µg Cd/g dans le sol, 324.83 µg Cd/g dans les viscères, et de 141.18 µg Cd/g dans les pieds. Et pour le poids nous avons noté, des CI₅₀ de 327.66 µg Cd/g dans le sol, de 197.50 µg Cd/g dans les viscères, et de 102.70 µg Cd/g dans les pieds.

La capacité de bioaccumulation des ETM par *H. aspersa* a été confirmée par les taux d'accumulation relativement importants des deux éléments étudiés. Nous avons observé une relation dose-dépendante entre les concentrations de ces éléments dans le sol et celles accumulées dans les tissus des escargots testés. Cette accumulation est plus importante pour le cadmium que pour le plomb ; les BAF calculés varient de 0.04 à 0.84 pour le plomb, et de 0.17 à 1.22 pour le cadmium.

Pour ce qui est des tests ex situ d'écotoxicité sur substrats naturels avec des caractéristiques physico-chimiques différentes :

L'évaluation de l'influence des propriétés physicochimiques du sol sur la toxicité et la biodisponibilité du cadmium et du plomb pour *H. aspersa* a révélé des résultats intéressants. Nous avons confirmé que pour le plomb, le sol est une voie d'exposition importante pour la bioaccumulation chez les escargots. Les concentrations internes dans les escargots étaient un meilleur indicateur de la toxicité des métaux par rapport aux concentrations dans le sol.

Le sol Lufa 2.2 ayant le pH le bas, la teneur en matière organique et la CEC les plus faibles a montré une toxicité et une accumulation du plomb et du cadmium les plus élevées chez les escargots par rapport aux individus exposés aux sols de Garden et Soccer field.

Les CI_{50} pour le poids et le diamètre de la coquille déterminées à la fin des tests varient entre 2397 à 6357 $\mu\text{g/g}$ dans le sol pour le plomb, et entre 327 à 910 $\mu\text{g/g}$ dans le sol pour le cadmium.

Par rapport à l'accumulation du plomb et du cadmium dans les tissus mous de *H. aspersa*, nous avons obtenu des résultats similaires à ceux des tests *ex situ* avec un seul sol naturel. Pour les trois sols, le taux d'accumulation des éléments testés dépend de la concentration de ces derniers dans le sol. L'affinité d'absorption du Cd chez *H. aspersa* est plus importante que celle du plomb. Nous avons enregistré des BAF compris entre 0.21 et 2.53 pour le cadmium, et de 0.05 à 0.22 pour le plomb.

Pour les tests de surveillance in situ (en conditions naturelles)

Les résultats relatifs au processus de biosurveillance active *via* les tests *in situ* ont confirmé l'efficacité de *H. aspersa* comme modèle biologique indicateur de la pollution métallique des sols. En effet, nous avons remarqué une capacité d'accumulation relativement importante des deux éléments étudiés (Cd et Pb) dans les deux zones testées. Nous avons également noté une relation dose-dépendante entre les concentrations en plomb et en cadmium accumulés dans les tissus mous de *H. aspersa* et les concentrations de ces deux éléments dans le sol. L'étude de la cinétique a montré aussi une relation entre la durée d'exposition et l'accumulation de ces polluants métalliques par *H. aspersa*.

Selon les résultats du facteur de bioaccumulation (BAF), la contribution de la végétation (*Drimia maritima*) à l'accumulation du cadmium chez *H. aspersa* est plus importante que

celle du plomb. Cependant, le sol est la voie principale d'accumulation du plomb dans les tissus des escargots testés.

Pour la zone de B'kira, nous avons noté un effet évident de la pollution en domaine routier sur la croissance en poids et diamètre de la coquille de *H. aspersa*. Cet effet est lié sans doute aux concentrations en Cd et Pb dans le sol. Par contre, les escargots testés dans la zone industrielle d'El Hadjar ont montré une forte résistance aux ETM dans le sol où aucun effet sur la croissance n'a été observé. Les teneurs en plomb et en cadmium dans les sols de la zone industrielle d'El Hadjar (33.96 - 635.38 µg Pb/g et 0.13 - 0.53 µg Cd/g) sont plus élevées que celles obtenues pour la zone de B'kira (22.27 - 67.89 µg Pb/g et 0.28 - 0.42 µg Cd/g). Il est à noter aussi que les sols des deux zones testées sont considérés comme contaminés par le cadmium et le plomb selon les normatives mondiales relatives aux concentrations seuils des ETM dans les sols.

Les résultats de la bioaccumulation du Cd et Pb des tests effectués en conditions naturelles pour les deux zones confirment nos constatations pour les tests *ex situ* relatifs à la relation dose-dépendante entre les concentrations de ces éléments dans le sol et leurs taux d'accumulation dans les tissus de *H. aspersa*. En outre, les BAF calculés dans les tests *in situ* ont la même tendance que ceux obtenus pour les tests *ex situ* ; la capacité de l'espèce *H. aspersa* à accumuler le cadmium est plus importante que celle du plomb.

L'effet du cadmium et du plomb sur la croissance des escargots testés, observé dans les tests *ex situ* a été confirmé par le test *in situ* de la zone de B'kira, où une baisse de la croissance en poids et en diamètre a été notée chez les individus exposés aux sols les plus proches de l'axe routier.

Pour la caractérisation physicochimique des sols des zones étudiées

Les sols de la zone urbaine de B'kira sont neutre à légèrement alcalin et les sols de la zone industrielle d'El Hadjar sont acides à alcalins. Les sols des deux zones sont non-salins et modérément calcaires, ils ont un taux extrêmement faible à très élevé en matière organique. Ceux de la zone d'El Hadjar sont faiblement à moyennement riches en azote avec un ralentissement de la décomposition de la matière organique, alors que ceux de B'kira sont faiblement à moyennement riche en azote avec une capacité maximale de la décomposition de la matière organique. En ce qui concerne la capacité d'échange cationique (CEC), elle est modérée pour les sols de B'kira, et très élevée pour les sols d'El Hadjar.

Globalement, les résultats obtenus indiquent que les tests conduits en conditions contrôlées et en conditions naturelles sont complémentaires. Les tests *in situ* sont plus représentatifs du transfert des contaminants dans le système sol-plante-escargot, et du risque induit par la présence de ces derniers sur les organismes vivants. Les tests *ex situ* sont des outils intéressants pour l'évaluation des risques écologiques ; ils permettent l'identification des concentrations seuils qui représentent un risque sur la croissance des organismes du sol et donc sur leur biodiversité et leur densité. Ces tests aussi ont montré l'importance de la considération des propriétés physicochimiques du sol dans les processus d'évaluation du risque écologique relatif aux sols contaminés par les ETM. Dans l'ensemble, les conclusions étaient cohérentes et ont permis de déterminer la biodisponibilité actuelle des contaminants pour les escargots dans les zones étudiées.

Comme perspectives :

- il serait intéressant d'effectuer d'autres tests *in situ* en Algérie en prenant en considération d'autres zones et donc d'autres types de perturbation anthropique (zones minières, zones agricoles, etc.) ;
- et d'étudier d'autres éléments traces, notamment : Zn, Cu, As, Co, Ni, Mg, etc. aussi bien pour les tests *in situ*, qu'*ex situ*.
- L'approche des tests *in situ* via l'espèce *Helix aspersa* est toujours en cours de développement, ce qui nous donne le choix pour modifier les méthodes en contrôlant les facteurs de contamination dans les conditions naturelles comme la nourriture, et même le sol afin de cerner la contribution de chaque facteur à la contamination des sites pollués.
- Il serait pertinent de lancer des tests *ex situ* en microcosmes (PVC) avec des sols prélevés dans des sites contaminés en contrôlant les facteurs climatiques (température, humidité, photopériode) et la nourriture, afin d'identifier l'effet du sol uniquement sur les individus testés.
- Il serait également intéressant de tester en conditions contrôlées des sols contaminés par plusieurs éléments traces métalliques afin de cerner les effets induits par le mélange.
- Pour les tests *ex situ* dont le but d'évaluer l'effet des paramètres physicochimiques du sol, nous avons testé seulement trois sols et il était difficile de déterminer quel est le paramètre du sol qui a la plus grande influence sur la biodisponibilité du Cd et du Pb pour *H. aspersa*. Donc, il serait très intéressant de tester plusieurs sols avec des propriétés physicochimiques

différentes pour cerner au mieux la contribution de chacun des paramètres sur les processus de bioaccumulation et toxicité.

- Finalement, il serait aussi pertinent de tester d'autres types de polluants *via* les tests *in situ* et *ex situ*, comme les polluants organiques à l'image des HAP et les PCB.

Références

Bibliographiques

- Abdu N., Abdullahi A.A., Abdulkadir A. 2017.** Heavy metals and soil microbes. *Environmental chemistry letters* 15, 65-84.
- Adam W. 1960.** Mollusques terrestres et dulcicoles. *in: Faune de Belgique*. Bruxelles, Institut Royal Sciences Naturelles. 402p.
- Adamo P., Arienzo M., Bianco M.R., Terribile F., Violante P. 2002.** Heavy metal contamination of the soils used for stocking raw materials in the former ILVA iron-steel industrial plant of Bagnoli (southern Italy). *Science of The Total Environment* 295, 17-34.
- Adriano D.C. 2001.** Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. *Trace Elements in the Terrestrial Environment: (2nd Edition)*, Springer-Verlag, New York, NY, USA, 867.
- AFNOR. 1988.** Norme NFX 31-103. Détermination du pH dans l'eau. Méthode électrométrique. AFNOR Ed.
- AFNOR. 1997.** Evaluation de la Qualité des Sols, vol. 1: Méthodes d'analyses Chimiques, norme NF X31-130, Détermination de la CEC, Afnor edition, 140-143.
- Afri-Mehennaoui F.Z. 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en écologie, Université de Constantine, 238p.
- Afri-Mehennaoui F.-Z., Sahli L., Mehennaoui S. 2004.** Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel river by using multivariate analysis. *Environmetrics* 15, 435-446.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry-ATSDR. 2012.** Toxicological profile for cadmium. 425p.
- Air Paca. 2012.** Qualité de l'air, provence Alpes Côte d'Azur. Rapport de l'observatoire des Residus de Pesticides en PACA Marseille. 52p.
- Ajmone-Marsan F., Biasioli M. 2010.** Trace elements in soils of urban areas. *Water, Air, and Soil Pollution*. 213, 121-143.
- Ali Zerrouki A., Melila M. 2021.** Evaluation of Soil Contamination by Heavy Metals in the Vicinity of Boucaid Mine, Ouarsenis (NO Algeria). *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 1-19.

- Allison F.E. 1973.** Sources and possible fate of nitrogen in mineral soils *in*: Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier scientific publishing company, Amestrdam, The Netherlands. 181-254.
- Alloway B.J. 1995.** The origin of heavy metals in soils *in*: Alloway, BJ, Heavy Metals in Soils. (Eds.), 2nd. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London. 38-56.
- Alloway B.J. 2012.** Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Springer Science & Business Media 2. 11-51.
- Alloway B.J. 2013.** Sources of heavy metals and metalloids in soils *in*: Heavy Metals in Soils. Springer, Dordrecht 22. 11-50.
- Andersen M.K., Raulund Rasmussen K., Hansen H.C.B., Strobel B.W. 2002.** Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and afforested soils in Denmark. European Journal of Soil Science. 53, 491-502.
- Ardestani M.M., van Gestel C.A.M. 2013.** Using a toxicokinetics approach to explain the effect of soil pH on cadmium bioavailability to *Folsomia candida*. Environmental Pollution 180, 122-130.
- Ardestani M.M., van Straalen N.M., van Gestel C.A.M. 2014.** Uptake and elimination kinetics of metals in soil invertebrates: A review. Environmental Pollution 193, 277-295.
- Ashraf M. A., Maah M. J., et Yusoff I. 2014.** Soil contamination, risk assessment and remediation. Environmental risk assessment of soil contamination, 1, 3-56.
- Asif N., Malik M., Chaudhry F.N. 2018.** A review of on environmental pollution bioindicators. Pollution 4, 111-118.
- Aslam J., Khan S. A., et Khan S. H. 2013.** Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates. Journal of Saudi Chemical Society, 17(3), 315-319.
- Augustin F., Darmendrail D. 2000.** Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués, rapport Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), 50128, 110.
- Ayangbenro A.S., Babalola O.O. 2017.** A new strategy for heavy metal polluted environments: a review of microbial biosorbents. International journal of environmental research and public health. 14, 94.

- Baird D.J., Douben P.E., Greig-Smith P., Maltby L. 2013.** Indirect effects: concepts and approaches from ecological theory. In: Baird D.J., Maltby L., Greig-Smith P.W., Douben P.E.T. (eds), *Ecotoxicology: ecological dimensions*. Springer Science & Business Media, 25-41.
- Baize D. 1988.** Guide des analyses courantes en pédologie. Institut national de la recherche agronomique, 165-170.
- Baize D. 1994.** Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*. 22, 37-46.
- Baize D. 1997.** Detection of moderate contamination by trace metals in agricultural soils; Detection de contaminations modérées en éléments traces dans les sols agricoles. *Analisis* 25, 29-35.
- Baize D., Sterckeman T. 2001.** Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the Total Environment*. 264, 127-139.
- Baker A.J., Walker P.L. 1990.** Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. 2, 155-165.
- Barbano D.M., Clark J.L., Dunham C.E., Flemin R.J. 1990.** Kjeldahl method for determination of total nitrogen content of milk: collaborative study. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*. 73, 849-859.
- Barker G.M. 2001.** *Gastropods on land: phylogeny, diversity and adaptive morphology. The biology of terrestrial mollusks.* CABI Publishing Wallingford, UK, 527.
- Barker G.M. 2004.** *Natural enemies of terrestrial mollusks.* CABI Publishing, Wallingford, UK, 644p.
- Batjargal T., Otgonjargal E., Baek K., Yang J.-S. 2010.** Assessment of metals contamination of soils in Ulaanbaatar, Mongolia. *Journal of hazardous materials*. 184, 872-876.
- Baurand P.E. 2014.** Embryotoxicité de contaminants métalliques et organiques chez l'escargot *Helix aspersa* (PhD Thesis). Université de Franche-Comté. 205p.
- Bednarek W., Tkaczyk P. 2002.** Wpływ nawożenia mineralnego na zawartość niektórych form azotu w glebie. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 1, 55-60.

- Beeby A., Richmond L., Herpé F. 2002.** Lead reduces shell mass in juvenile garden snails (*Helix aspersa*). *Environmental Pollution*. 120, 283-288.
- Behra R. 1993.** In vitro effects of cadmium, zinc and lead on calmodulin-dependent actions in *Oncorhynchus mykiss*, *Mytilus* sp., and *Chlamydomonas reinhardtii*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 24, 21-27.
- Belhiouani H. 2019.** Utilisation intégrée des escargots pour la surveillance de la contamination métallique des sols : approches chimique, biologique et écotoxicologique, (PhD thesis), Université Frères Mentouri Constantine. 269p.
- Belhiouani H., El Hadeff El Okki M.E.H., Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L. 2019.** Terrestrial gastropod diversity, distribution and abundance in areas with and without anthropogenic disturbances, Northeast Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*. 20, 243-249.
- Ben Zekri Y., Barkaoui K., Marrou H., Mekki I., Belhouchette H., Wery J. 2019.** On farm analysis of the effect of the preceding crop on N uptake and grain yield of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) in Mediterranean conditions. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 65, 596-611.
- Beneddouch B., Zellagui R., and Esma B. 2014.** Levels of selected heavy metals in fresh meat from cattle, sheep, chicken and camel produced in Algeria. *Annual Research and Review in Biology*. 1260-1267.
- Benselhoub A., Kharytonov M., Bouabdallah S., Bounouala M., Idres A., Boukelloul M.L. 2015.** Bioecological assessment of soil pollution with heavy metals in Annaba (Algeria). *Studia Universitatis "Vasile Goldis" Arad. Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*. 25, 17.
- Bentellis A., Azzoug R., EL-HADEF ELOKKI M.E.H., Rached O. 2014.** Trace elements pollution from an abandoned mine and factors affecting Antimony concentrations in the Dahimine Wadi Bank soils (Northeast Algeria). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 9, 95-106.
- Bernocchi G., Vignola C., Scherini E., Necchi D., Pisu M.B. 1998.** Bioactive peptides and serotonin immunocytochemistry in the cerebral ganglia of hibernating *Helix aspersa*. *Journal of Experimental Zoology*. 280, 354-367.

Bi X., Feng X., Yang Y., Qiu G., Li G., Li F., Liu T., Fu Z., Jin Z. 2006. Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang County, western Guizhou, China. *Environment international*. 32, 883-890.

Bjerregaard P., Depledge M.H. 1994. Cadmium accumulation in *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*: the influence of salinity and calcium ion concentrations. *Marine Biology*. 119, 385-395.

Bougherira N., Hani A., Toumi F., Haied N., Djabri L. 2017. Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux de la plaine de la Meboudja (Algérie). *Hydrological Sciences Journal*. 62, 1290-1300.

Bousbia A., Boudalia S., Gueroui Y., Ghebache R., Amrouchi M., Belase B., Meguelati S., Belkheir B., Benidir M., Chelaghmia M.L. 2019. Heavy metals concentrations in raw cow milk produced in the different livestock farming types in Guelma Province (Algeria): contamination and risk assessment of consumption. *JAPS: Journal of Animal & Plant Sciences*. 29.

Boyd R.S. 2010. Heavy metal pollutants and chemical ecology: exploring new frontiers. *Journal of chemical ecology*. 36, 46-58.

Bradham K.D., Dayton E.A., Basta N.T., Schroder J., Payton M., Lanno R.P. 2006. Effect of soil properties on lead bioavailability and toxicity to earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25, 769-775.

Briffa J., Sinagra E., Blundell R. 2020. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon* 6, e04691, 26p.

Broutin N. 2009. L'économie du nord-est algérien. Missions économiques. Fiches de synthèse. Minist.Eco. Finances et Emploi, Etat Français, 14p.

Brown T.J., Idoine N.E., Raycraft E.R., Shaw R.A., Deady E.A., Hobbs S.F., Bide T. 2017. World mineral production 2011-15. Rapport de British Geological Survey, 87p.

Buha A., Wallace D., Matovic V., Schweitzer A., Oluic B., Micic D., Djordjevic V. 2017. Cadmium exposure as a putative risk factor for the development of pancreatic cancer: three different lines of evidence. *BioMed research international*. 8.

- Bur T., Crouau Y., Bianco A., Gandois L., Probst A. 2012.** Toxicity of Pb and of Pb/Cd combination on the springtail *Folsomia candida* in natural soils: Reproduction, growth and bioaccumulation as indicators. *Science of the Total Environment*. 414, 187-197.
- Burgos-Aceves M.A., Cohen A., Smith Y., Faggio C. 2018.** MicroRNAs and their role on fish oxidative stress during xenobiotic environmental exposures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 148, 995-1000.
- Calvet R. 2003.** Structure du sol *in* : Le sol: propriétés et fonctions. Constitution, structure, phénomènes aux interfaces. France Agricole Editions. 219-251.
- Campos I., Abrantes N., Keizer J.J., Vale C., Pereira P. 2016.** Major and trace elements in soils and ashes of eucalypt and pine forest plantations in Portugal following a wildfire. *Science of the Total Environment*. 572, 1363-1376.
- Canbay M., Aydin, A., Kurtulus C. 2010.** Magnetic susceptibility and heavy-metal contamination in topsoils along the Izmit Gulf coastal area and IZAYTAS (Turkey). *Journal of Applied Geophysics*. 70, 46-57.
- Cao X. 2018.** Immobilization of heavy metals in contaminated soils amended by phosphate-, carbonate-, and silicate-based materials: From lab to field, *in*: Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China. Springer. 535-543.
- Capillo G., Silvestro S., Sanfilippo M., Fiorino E., Giangrosso G., Ferrantelli V., Vazzana I., Faggio C. 2018.** Assessment of Electrolytes and Metals Profile of the Faro Lake (Capo Peloro Lagoon, Sicily, Italy) and Its Impact on *Mytilus galloprovincialis*. *Chemistry & Biodiversity*. 15, 1800044.
- Castro-Ferreira M.P., Roelofs D., van Gestel C.A.M., Verweij R.A., Soares A.M.V.M., Amorim M.J.B. 2012.** *Enchytraeus crypticus* as model species in soil ecotoxicology. *Chemosphere*. 87, 1222-1227.
- CEPA (Chinese Environmental Protection Administration). 1990.** Elemental Background Values of Soils in China. Environmental Science Press of China, Beijing, China.

- CEPA (Chinese Environmental Protection Administration). 1995.** Environmental Quality Standard for Soils (GB15618-1995). Environmental Science Press of China, Beijing, China.
- Chaignon V. 2001.** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par de fongicides (PhD Thesis). Aix-Marseille 3. 167p.
- Chang L.W., Magos L., Suzuki T. 1996.** Toxicology of metals. Boca Raton, FL: CRC , , Health and Safety Executive, Health and Safety Laboratory , Part 1. 245-246 .
- Charlatchka R., Cambier P. 2000.** Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*. 118, 143-168.
- Chassin P., Baize D., Cambier P., Sterckeman T. 1996.** Les éléments traces métalliques et la qualité des sols. Impact à moyen et à long terme. *Etud. Gestion Sols*. 3, 297-306.
- Chen X.Y., Barton C.E. 1991.** Onset of aridity and dune-building in central Australia: sedimentological and magnetostratigraphic evidence from Lake Amadeus. *Palaeogeography, palaeoclimatology, palaeoecology*. 84, 55-73.
- Cheng Z., Wang S., Jiang J., Fu Q., Chen C., Xu B., Yu J., Fu X., Hao J. 2013.** Long-term trend of haze pollution and impact of particulate matter in the Yangtze River Delta, China. *Environmental pollution*. 182, 101-110.
- Chevalier L., Desbuquois C., Le Lannic J., Charrier M. 2001.** Poaceae in the natural diet of the snail *Helix aspersa* Müller (Gastropoda, Pulmonata). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*. 324, 979-987.
- Citeau L., Bispo A., Bardy M., & King D. 2008.** Gestion durable des sols. Editions Savoir Faire Quae. 320p.
- Cloquet C., Carignan J., Libourel G., Sterckeman T., Perdrix E. 2006.** Tracing source pollution in soils using cadmium and lead isotopes. *Environmental science & technology*. 40, 2525-2530.
- Coeurdassier M., Saint-Denis M., Vaufleury A.G., Ribera D., Badot P.-M. 2001.** The garden snail (*Helix aspersa*) as a bioindicator of organophosphorus exposure: effects of

dimethoate on survival, growth, and acetylcholinesterase activity. *Environmental toxicology and chemistry*. 20, 1951-1957.

Coeurdassier M., Scheifler R., Mench M., Crini N., Vangronsveld J., De Vaufleury A. 2010. Arsenic transfer and impacts on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils. *Environmental pollution*. 158, 2078-2083.

Cœurdassier M., Vaufleury A.G., Lovy C., Badot P.M. 2002. Is the cadmium uptake from soil important in bioaccumulation and toxic effects for snails? *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 53, 425-431.

Commission des Communautés Européennes-CCE. 2006. Communication from the commission to the council, the European parliament, the European Economic and Social committee and the committee of the regions. Thematic Strategy for Soil Protection. 2006:231.

Cortet J., Gomot-De Vauflery A., Poinso-Balaguer N., Gomot L., Texier C., Cluzeau, D. 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology*. 35, 115-134.

Cotter-Howells J. 1996. Lead phosphate formation in soils. *Environmental pollution*. 93, 9-16.

Coughtrey P.J., Martin M.H. 1976. The distribution of Pb, Zn, Cd and Cu within the pulmonate mollusc *Helix aspersa müller*. *Oecologia*. 23, 315-322.

Crommentuijn T., Doornekamp A., Van Gestel C.A.M. 1997. Bioavailability and ecological effects of cadmium on *Folsomia candida* (Willem) in an artificial soil substrate as influenced by pH and organic matter. *Applied Soil Ecology*. 5, 261-271.

Dahmani-Muller H. 1996. Localisation et approche de spéciation de métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans des végétaux adaptés aux friches industrielles. INRA, Versailles, DEASTE Paris XII val de Marne, 46p.

Dallinger R. 1993. Strategies of Metal Detoxification in Terrestrial. *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. 245p.

Dallinger R., Berger B., Triebkorn-Köhler R., Köhler H. 2001. Soil biology and ecotoxicology. *The biology of terrestrial molluscs*. 489-525.

- Davies N.A., Hodson M.E., Black, S. 2003.** The influence of time on lead toxicity and bioaccumulation determined by the OECD earthworm toxicity test. *Environmental pollution*. 121, 55-61.
- Davis H.T., Marjorie Aelion C., McDermott S., Lawson A.B. 2009.** Identifying natural and anthropogenic sources of metals in urban and rural soils using GIS-based data, PCA, and spatial interpolation. *Environmental Pollution*. 157, 2378-2385.
- De Voogt P., Jansson B. 1993.** Vertical and Long-Range Transport of Persistent Organics in the Atmosphere *in*: Ware G.W. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Springer, New York. 132, 1-27.
- Delplace G., Viers J., Schreck E., Oliva P., Behra P. 2021.** Pedo-geochemical background and sediment contamination of metal (loid) s in the old mining-district of Salsigne (Orbiel valley, France). *Chemosphere*. 132111.
- Demeyer A., Nkana J.V., Verloo M.G. 2001.** Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource technology*. 77, 287-295.
- Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J., Leyval C. 2003.** Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces (influence des micro-organismes du sol), Tec et Doc, Paris, 282p.
- Desforges J.-P., Hall A., McConnell B., Rosing-Asvid A., Barber J.L., Brownlow A., De Guise S., Eulaers I., Jepson P.D., Letcher R.J. 2018.** Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science*. 361, 1373-1376.
- Dhaliwal S.S., Singh J., Taneja P.K., Mandal A. 2020.** Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: a review. *Environ Sci Pollut Res*. 27, 1319-1333.
- Dias G.M., Edwards G.C. 2003.** Differentiating Natural and Anthropogenic Sources of Metals to the Environment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 9, 699-721.
- Díez-Ortiz M., Giska I., Groot M., Borgman E.M., Van Gestel C.A.M. 2010.** Influence of soil properties on molybdenum uptake and elimination kinetics in the earthworm *Eisenia andrei*. *Chemosphere*. 80, 1036-1043.

- Dos Santos J.V., Varón-López M., Soares C.R.F.S., Leal P.L., Siqueira J.O., de Souza Moreira F.M. 2016.** Biological attributes of rehabilitated soils contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*. 23, 6735-6748.
- Dos Santos S.N., Alleoni L.R.F. 2013.** Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185, 5737-5748.
- Draghici G.A., Deheleana C., Susan R., Berceanu-Văduva D., Nica D. 2020.** Indoor Hibernation of *Helix aspersa* Juveniles, in: *Invertebrates-Ecophysiology and Management*. IntechOpen, BoDRBooks on Demand,UK, London, 3-15.
- Duchaufour P. 1995.** Duchaufour P, 1991 ñ PÉdologie. Sol, vÈgÈtation, environnement. 3e Èdition.Abrégés. Masson, Paris. 289 p.
- Ebenso I.E., Ologhobo A.D. 2008.** Edible land snail shell thickness as bioindicator of environmental lead metal pollution. *Pollut Res (India)*. 27, 75-76.
- Edelstein M., Ben-Hur M. 2018.** Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in horticultural crops. *Scientia Horticulturae*. 234, 431-444.
- Edwards C.A. 2002.** Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. *European Journal of Soil Biology*. 38, 225-231.
- El-Hadef El-Okki M., Sahli L., Bentellis A., Azzoug R., Laing G.D., Rached O. 2016.** Assessment of metal contamination in soil banks of the Rhumel wadi (Northeast Algeria). *Toxicological & Environmental Chemistry*. 98, 53-63.
- Emmanuel S., Erel, Y. 2002.** Implications from concentrations and isotopic data for Pb partitioning processes in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 66, 2517-2527.
- Erickson M.D. 2018.** Physical, Chemical, Commercial, Environmental, and Biological Properties *in: Analytical chemistry of PCBs*. Routledge. 4, 82-154.
- Ettler V., Komárková M., Jehlička J., Coufal P., Hradil D., Machovič V., Delorme F. 2004.** Leaching of lead metallurgical slag in citric solutions-implications for disposal and weathering in soil environments. *Chemosphere*. 57, 567-577.

- Fang W., Wei Y., Liu J., Kosson D.S., van der Sloot H.A., Zhang P. 2016.** Effects of aerobic and anaerobic biological processes on leaching of heavy metals from soil amended with sewage sludge compost. *Waste management*. 58, 324-334.
- Faulkner E.B., Schwartz R.J. 2009.** Cadmium pigments, *in*: High performance pigments. John Wiley & Sons. 13-25.
- Ferguson C.C., Denner J.M. 1998.** Human health risk assessment using UK Guideline Values for contaminants in soils. Geological Society, London, Engineering Geology Special Publications. 14, 37-43.
- Fernandez-Cornudet C. 2006.** Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude.-Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux (PhD Thesis). INAPG (AgroParisTech), 163p.
- Fournie J., Chetail M. 1984.** Calcium dynamics in land gastropods. *American Zoologist*. 24, 857-870.
- Friberg L. 2018.** Carcinogenic and Genetic Effects. *in*: Cadmium in the Environment. CRC Press. 107-110.
- Fritsch C. 2010.** Utilisation intégrée de bioindicateurs pour la surveillance des sols et des écosystèmes terrestres (PhD Thesis). Université de Franche-Comté, 353p.
- Fritsch C., Coeurdassier M., Gimbert F., Crini N., Scheifler R., Gomot-De Vaufleury A. 2011.** Investigations of responses to metal pollution in land snail populations (*Cantareus aspersus* and *Cepaea nemoralis*) from a smelter-impacted area. *Ecotoxicology*. 20, 739-759.
- Fründ H.-C., Graefe U., Tischer S. 2011.** Earthworms as Bioindicators of Soil Quality, *in*: Karaca, A. (Ed.), *Biology of Earthworms, Soil Biology*. Springer, Berlin, Heidelberg. 261-278.
- Gavluska A., Migaszewski Z., Duczmal-Czernikiewicz A., Dowlęowska S. 2016.** Geochemical background of potentially toxic trace elements in reclaimed soils of the abandoned pyrite-uranium mine (south-central Poland). *International Journal of Environmental Science and Technology*. 13, 2649-2662.
- Gavrilescu M. 2010.** Environmental biotechnology: achievements, opportunities and challenges. *Dynamic biochemistry, process biotechnology and molecular biology*. 4, 1-36.

- Ge Y., Murray P., Hendershot W.H. 2000.** Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental pollution*. 107, 137-144.
- Genchi G., Sinicropi M.S., Lauria G., Carocci A., Catalano A. 2020.** The effects of cadmium toxicity. *International journal of environmental research and public health*. 17, 3782.
- George P. 1973.** Perspectives économiques de l'OCDE, *in: Annales de Géographie*. Persée-Portail des revues scientifiques en SHS. 82, 74-74.
- Ghanem Nadra K., Mohammed K., Mohammed E.H.E.O. 2017.** Interaction between Soil Physicochemical Parameters and Earthworm Communities in Irrigated Areas with Natural Water and Wastewaters. *Applied and Environmental Soil Science*. 1-16.
- Gimbert F., Gomot-De Vaufleury A., Douay F., Scheifler R., Coeurdassier M., Badot P.M. 2006.** Modelling chronic exposure to contaminated soil: a toxicokinetic approach with the terrestrial snail *Helix aspersa*. *Environment International*. 32, 866-875.
- Gimbert F., Mench M., Coeurdassier M., Badot P.M., Gomot-De Vaufleury A. 2008.** Kinetic and dynamic aspects of soil-plant-snail transfer of cadmium in the field. *Environmental Pollution*. 152, 736-745.
- Girard M.C. 2005.** Sols et environnement. Dunod, Paris, 816p.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W. 2010.** Les propriétés du sol, *in: Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols*. PPUR Presses polytechniques, 51-84.
- Godt J., Scheidig F., Grosse-Siestrup C., Esche V., Brandenburg P., Reich A., Groneberg D.A. 2006.** The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *Journal of occupational medicine and toxicology*. 1, 1-6.
- Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J., Juste C. 1992.** Bilan des éléments traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs. *Ministère de l'Environnement, Neuilly sur Seine. Convention de recherche n°89-256*.
- Gomot- De Vaufleury A. 1997.** Dose-Dependent Effects of Cadmium on the Growth of Snails in Toxicity Bioassays. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 33, 209-216.

- Gomot- De Vaufleury A. 2015.** Landsnail for Ecotoxicological Assessment of Chemicals and Soil Contamination - Ecotoxicological Assessment of Chemicals and Contaminated Soils Using the Terrestrial Snail, *Helix aspersa*, at Various Stage of Its Life Cycle: A Review, in: Armon, R.H., Hänninen, O. (Eds.), Environmental Indicators. Springer Netherlands, Dordrecht. 365-391.
- Gomot- De Vaufleury A., Coeurdassier M., Pandard P., Scheifler R., Lovy C., Crini N., Badot P.M. 2006.** How terrestrial snails can be used in risk assessment of soils. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal. 25, 797-806.
- Gomot- De Vaufleury A., Fritsch C., Gimbert F., Pauget B., Cœurdassier M. 2009.** Utilisation et intérêts des escargots et des micromammifères pour la bioindication de la qualité des sols. Etude et Gestion des Sols. 16, 3.
- Gomot- De Vaufleury A., Gomot L., Boukraa S., Bruckert S. 1989.** Influence of soil on the growth of the land snail *Helix aspersa*. An experimental study of the absorption route for the stimulating factors. Journal of molluscan studies. 55, 1-7.
- Gomot-de Vaufleury A., Gomot L., Marchand C. R., Colard C. and Bride J. 1992.** Immunocytochemical localization of insulin-related peptide (s) in the central nervous system of the snail *Helix aspersa müller*: Involvement in growth control. Cellular and molecular neurobiology. 12, 21-32.
- Gomot-De Vaufleury A. 2000.** Standardized growth toxicity testing (Cu, Zn, Pb, and Pentachlorophenol) with *Helix aspersa*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 46, 41-50.
- Gomot-De Vaufleury A., Gimbert F., Pauget B., Fritsch C., Scheifler R., Coeurdassier M. 2012.** Les escargots bio-indicateurs de la qualite des sols-Snail watch: analyse en laboratoire ou in situ de la biodisponibilité des contaminants, hal-00670360, 4p.
- Gomot-De Vaufleury A.G., Pihan F. 2002.** Methods for toxicity assessment of contaminated soil by oral or dermal uptake in land snails: metal bioavailability and bioaccumulation. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal. 21, 820-827.
- Guessasma Z., Khaldi F., Grara N., Agouni M., Sleimi N., & Benslama M. 2020.** Assessment of heavy metal soil contamination in some northeastern Algerian biotopes by

using the terrestrial snail, *Helix aspersa*. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii* (Life Sciences Series). 30p.

Haendeler K., Waegele H., Wahrmund U.T.E., Ruedinger M., Knoop V. 2010. Slugs' last meals: molecular identification of sequestered chloroplasts from different algal origins in Sacoglossa (Opisthobranchia, Gastropoda). *Molecular Ecology Resources*. 10, 968-978.

Hamers T., van den Berg J.H.J., van Gestel C.A.M., van Schooten F.-J., Murk A.J. 2006. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a polluted floodplain (Biesbosch, The Netherlands). *Environmental Pollution, Passive Air Sampling of Persistent Organic Pollutants*. 144, 581-595.

Hart E., Coscollà C., Pastor A., Yusà V. 2012. GC-MS characterization of contemporary pesticides *in*: PM10 of Valencia Region, Spain. *Atmospheric Environment*. 62, 118-129.

Hashmi M.Z., Yu C., Shen H., Duan D., Shen C., Lou L., Chen Y. 2013. Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang province, China. *BioMed research international*, 1-10.

Hazelton P., Murphy B. 2007. Interpreting soil test results: What do all the numbers mean? CSIRO publishing. 125-128.

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, 125-140.

Hemme C.L., Green S.J., Rishishwar L., Prakash O., Pettenato A., Chakraborty R., Deutschbauer A.M., Van Nostrand J.D., Wu L., He Z. 2016. Lateral gene transfer in a heavy metal-contaminated-groundwater microbial community. *MBio* 7, e02234-15, 14p.

Hernandez L., Probst A., Probst J.L., Ulrich E. 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment*. 312, 195-219.

Heumann S., Böttcher J., & Springob G. 2002. N mineralization parameters of sandy arable soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 441-450.

Heusser S., Dupuy H.-G. 2015. Atlas de biologie animale. Les grands plans d'organisation, 3e édition Dunod, Paris, 1-144.

- Hindersmann I., Mansfeldt T. 2014.** Trace Element Solubility in a Multimetal-Contaminated Soil as Affected by Redox Conditions. *Water Air Soil Pollution*. 225, 2158.
- Hispard F., Schuler D., Gomot-De Vaufleury A., Scheifler R., Badot P.M., Dallinger R. 2008.** Metal distribution and metallothionein induction after cadmium exposure in the terrestrial snail *Helix aspersa* (Gastropoda, Pulmonata). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 27, 1533-1542.
- Hodson M.E. 2013.** Effects of Heavy Metals and Metalloids on Soil Organisms, in: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*, Environmental Pollution. Springer Netherlands, Dordrecht. 141-160.
- Holdgate M.W. 1979.** A perspective of environmental pollution. Cambridge University Press. 2, 17-25.
- Hooda P. 2010.** Assessing bioavailability of soil trace elements. *In: Trace elements in soils*. Blackwell Publishing Ltd, Hoboken, New Jersey, États-Unis, 227-265.
- Hooda, P.S., Alloway, B.J. 1998.** Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils. *Geoderma*. 84, 121-134.
- Hopkin S.P. 1989.** *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier Applied Science Publishers. London. 366p
- Hu B., Chen S., Hu J., Xia F., Xu J., Li Y., Shi Z. 2017.** Application of portable XRF and VNIR sensors for rapid assessment of soil heavy metal pollution. *PLoS One*, 12, e0172438, 13p.
- Huang S.-W., Jin J.Y. 2008.** Status of heavy metals in agricultural soils as affected by different patterns of land use. *Environmental monitoring and assessment*. 139, 317-327.
- Huang W., Wei P. 2019.** A PCB dataset for defects detection and classification. *Journal of latex class files N°8*, Peking University, 9p.
- Hui C.A. 2002.** Lead distribution throughout soil, flora, and an invertebrate at a wetland skeet range. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* .65, 1093-1107.
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, International Agency for Research on Cancer, & World Health Organization. 1993.** Some naturally occurring substances: food items and constituents, heterocyclic aromatic amines and mycotoxins. World Health Organization, 56p.

- Impellitteri C.A., Lu Y., Saxe J.K., Allen H.E., Peijnenburg W.J. 2002.** Correlation of the partitioning of dissolved organic matter fractions with the desorption of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from 18 Dutch soils. *Environment International*. 28, 401-410.
- Imperato M., Adamo P., Naimo D., Arienzo M., Stanzione D., Violante P. 2003.** Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental pollution*. 124, 247-256.
- International Agency for Research on Cancer., & World Health Organization. 1993.** Some naturally occurring substances: food items and constituents, heterocyclic aromatic amines and mycotoxins World Health Organization, 56p.
- International Organization for Standardization-ISO. 1994.** ISO 11265:1994 Soil Quality Determination of the Specific Electrical Conductivity. International Organization for Standardization, Geneva.
- International Organization for Standardization-ISO. 1995.** ISO10693:1995 Soil Quality Determination of Carbonate Content Volumetric Method. International Organization for Standardization, Geneva.
- International Organization for Standardization-ISO. 2006.** ISO 15952. Soil quality-effects of pollutants on juvenile land snails (Helicidae)-etermination of the effects on growth by soil contamination.
- Ireland M.P. 1991.** The effect of dietary calcium on growth, shell thickness and tissue calcium distribution in the snail *Achatina fulica*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 98, 111-116.
- Jandacka D., Durcanska D., Bujdos M. 2017.** The contribution of road traffic to particulate matter and metals in air pollution in the vicinity of an urban road. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. 50, 397-408.
- Janssen R.P., Peijnenburg W.J., Posthuma L., Van Den Hoop M.A. 1997.** Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 16, 2470-2478.
- Jensen J., & Pedersen M. B. 2006.** Ecological risk assessment of contaminated soil. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. 73-105.

- 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.
- 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, 209p.
- 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. 4th. CRC press, 72-97.
- Karas F. 2009.** Gastéropodes terrestres, invertébrés continentaux des pays de la Loire. *Gretia*. 379-387.
- Kaur R., Sharma S., & Kaur H. 2019.** Heavy metals toxicity and the environment. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, SP1. 247-249.
- Kebir T. 2012.** Etude de contamination, d'accumulation et de mobilité de quelques métaux lourds dans des légumes, des fruits et des sols agricoles situés près d'une décharge industrielle de l'usine Alzinc de la ville de Ghazaouet (PhD Thesis), University of Abou-Bekr Belkaid Telemcen. Algérie, 127p.
- Keddari D., Smatti-Hamza I., Mehennaoui S., Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z. 2021.** Occurrence and distribution of heavy metals in the tissues of *Physa acuta* (D.) in relation to the contamination level of sediments from Boumerzoug wadi (Algeria). *Environmental Forensics*. 1-16.
- Khan M.A., Khan S., Khan A., Alam M. 2017.** Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of the Total Environment*. 601, 1591-1605.
- Khan S., Rehman S., Khan A.Z., Khan M.A., Shah M.T. 2010.** Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicology and environmental safety*. 73, 1820-1827.
- Kiewiet A.T., Ma W. 1991.** Effect of pH and calcium on lead and cadmium uptake by earthworms in water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 21, 32-37.

- Knicker H., Schmidt M.W., KoÈgel-Knabner I. 2000.** Nature of organic nitrogen in fine particle size separates of sandy soils of highly industrialized areas as revealed by NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*. 32, 241-252.
- Knoepp J.D., DeBano L.F., Neary D.G. 2005.** Soil chemistry. *In: Neary, Daniel G.; Ryan, Kevin C.; DeBano, Leonard F., eds. 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 53-71. 42, 53-71.*
- Komárek M., Čadková E., Chrastný V., Bordas F., Bollinger, J.-C. 2010.** Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects. *Environment international*. 36, 138-151.
- Kononova M. 2013.** The importance of organic matter in soil formation and soil fertility *in: Soil organic matter: its nature, its role in soil formation and in soil fertility. Pergamon press, UK, London, 183-228.*
- Krachler M., Zheng J., Fisher D., Shotyk W. 2008.** Atmospheric inputs of Ag and Tl to the Arctic: Comparison of a high resolution snow pit (AD 1994-2004) with a firm (AD 1860-1996) and an ice core (previous 16,000 yr). *Science of the total environment*. 399, 78-89.
- Krika A., Rached O., Du Laing G. 2013.** Assessment of atmospheric lead contamination of banks soils using soils tamarisk grove: case study of the Kebir-Rhumel (Algeria). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 8, 207-216.
- Kumar S.R., Arumugam T., Anandakumar C., Balakrishnan S., Rajavel D. 2013.** Use of plant species in controlling environmental pollution. *Bull. Env. Pharmacol. Life Sci*. 2, 52-63.
- Kushwaha A., Hans N., Kumar S., Rani R. 2018.** A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and environmental safety*. 147, 1035-1045.
- Labanowski J., Monna F., Bermond A., Cambier P., Fernandez C., Lamy I., Van Oort F. 2008.** Kinetic extractions to assess mobilization of Zn, Pb, Cu, and Cd in a metal-contaminated soil: EDTA vs. citrate. *Environmental Pollution*. 152, 693-701.

- Labanowski J., Sebastia J., Foy E., Jongmans T., Lamy I., van Oort F. 2007.** Fate of metal-associated POM in a soil under arable land use contaminated by metallurgical fallout in northern France. *Environmental Pollution*. 149, 59-69.
- Lakherwal D. 2014.** Adsorption of heavy metals: a review. *International journal of environmental research and development*. 4, 41-48.
- Lal R. 2006.** Calcium carbonate in the soil *in*: Encyclopedia of soil science. CRC Press. Taylor & Francis Group, Boca Raton, Floride, États-Unis. 194-230.
- Lamb J.A., Fernandez F.G., Kaiser D.E. 2014.** Understanding nitrogen in soils. University of Minnesota Extension, (Revised). 1-5.
- Lane T.W., Morel F.M. 2000.** A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 97, 4627-4631.
- Lang V. 1992.** Polychlorinated biphenyls in the environment. *Journal of Chromatography A*. 595, 1-43.
- Lanno R., Wells J., Conder J., Bradham K., Basta N. 2004.** The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicology and environmental safety*. 57, 39-47.
- 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, 1486-1494.
- Larba R., Soltani N. 2014.** Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environmental Monitoring & Assessment*. 186, 4987-4995.
- Laskowski R., Hopkin S.P. 1996a.** Effect of Zn, Cu, Pb, and Cd on fitness in snails (*Helix aspersa*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 34, 59-69.
- Laskowski R., Hopkin S.P. 1996b.** Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd in the garden snail (*Helix aspersa*): implications for predators. *Environmental Pollution*. 91, 289-297.
- Lee K., Do Hur S., Hou S., Hong S., Qin X., Ren J., Liu Y., Rosman K.J., Barbante C., Boutron C.F. 2008.** Atmospheric pollution for trace elements in the remote high-altitude atmosphere in central Asia as recorded in snow from Mt. Qomolangma (Everest) of the Himalayas. *Science of the Total Environment*. 404, 171-181.

- Levit S.M. 2010.** A literature review of effects of cadmium on fish. The Nature Conservancy. Virginie, États-Unis, 15p.
- Li L., Zheng B., Liu L. 2010.** Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*. 2, 1510-1524.
- Li L.Y., Li R.S. 2000.** The role of clay minerals and the effect of H⁺ ions on removal of heavy metal (Pb²⁺) from contaminated soils. *Canadian Geotechnical Journal*. 37, 296-307.
- Li N.Y., Li Z.A., Zhuang P., Zou B., McBride M. 2009.** Cadmium uptake from soil by maize with intercrops. *Water, Air, and Soil Pollution*. 199, 45-56.
- Liang J., Mao J. 2015.** Source analysis of global anthropogenic lead emissions: their quantities and species. *Environmental Science and Pollution Research*. 22, 7129-7138.
- Lionetto M.G., Calisi A., Schettino T. 2012.** Earthworm biomarkers as tools for soil pollution assessment. *Soil Health and Land Use and Management*. 305-332.
- Liu Q., Liu Y., & Zhang M. 2012.** Mercury and cadmium contamination in traffic soil of Beijing, China. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 88(2), 154-157.
- Liu Y., Xiao T., Ning Z., Li H., Tang J., Zhou G. 2013.** High cadmium concentration in soil in the Three Gorges region: Geogenic source and potential bioavailability. *Applied geochemistry*. 37, 149-156.
- Lobo-da-Cunha A., Alves Â., Oliveira E., Guimarães F., Calado G. 2018.** Endocytosis, lysosomes, calcium storage and other features of digestive-gland cells in cephalaspidean gastropods (Euopisthobranchia). *Journal of Molluscan Studies*. 84, 451-462.
- Lock K., Janssen C.R. 2001.** Cadmium Toxicity for Terrestrial Invertebrates: Taking Soil Parameters Affecting Bioavailability Into Account. *Ecotoxicology*. 10, 315-322.
- Lodi M., Koene J.M. 2015.** The love-darts of land snails: integrating physiology, morphology and behaviour. *Journal of Molluscan Studies*. 82, 1-10.
- Loeppert R.H., Suarez D.L. 1996.** Carbonate and gypsum. *Methods of soil analysis*. Part 3, 437-474.
- Louzon M., Pauget B., Gimbert F., Morin-Crini N., Gomot-De Vaufleury A. 2020.** Ex situ environmental risk assessment of polluted soils using threshold guide values for the land snail *Cantareus aspersus*. *Science of The Total Environment*. 721, 137789.

- Louzon M., Pelfrêne A., Pauget B., Gimbert F., Morin-Crini N., Douay F., Gomot-De Vaufleury A. 2020.** Bioaccessibility of metal(loid)s in soils to humans and their bioavailability to snails: A way to associate human health and ecotoxicological risk assessment? *Journal of Hazardous Materials*. 384, 121432.
- Louzon M., Pauget B., Gimbert F., Morin-Crini N., Wong J.W., Zaldibar B., Natal-da-Luz T., Neuwirthova N., Thiemann C., Sarrazin B. 2021.** In situ and ex situ bioassays with *Cantareus aspersus* for environmental risk assessment of metal (loid) and PAH-contaminated soils. *Integrated Environmental Assessment and Management*. doi.org/10.1002/ieam.4480.
- Lower W. R., et Kendall R. J. 2018.** Sentinel species and sentinel bioassay *in*: Biomarkers of environmental contamination. CRC Press. Boca Raton, Floride, États-Unis, 309-331.
- Luo X. S., Xue Y., Wang Y. L., Cang L., Xu B., et Ding J. 2015.** Source identification and apportionment of heavy metals in urban soil profiles. *Chemosphere*. 127, 152-157.
- Luo X., Bing H., Luo Z., Wang Y., Jin L. 2019.** Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. *Environmental Pollution*. 255, 113138.
- Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S., Giraudoux P. 2010.** Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*. 158, 2294-2301.
- Maizi N., Alioua A., Tahar A., Semadi F., et Fadel D. 2010.** The use of inferior plants as bioindicators of automobile lead pollution in the area of Annaba (Algeria)(Utilisation des végétaux inférieurs comme bio indicateurs de la pollution plombique d'origine automobile dans la région de Annaba (Algérie)). *Journal of Materials and Environmental Science*. 1, 251-266.
- Malik A.H., Prieto-Linde M.L., Kuktaite R., Andersson A., Johansson E. 2011.** Individual and interactive effects of cultivar maturation time, nitrogen regime and temperature level on accumulation of wheat grain proteins. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 91, 2192-2200.

- Manceau A., Boisset M.C., Sarret G., Hazemann J.-L., Mench M., Cambier P., Prost R. 1996.** Direct determination of lead speciation in contaminated soils by EXAFS spectroscopy. *Environmental Science & Technology*. 30, 1540-1552.
- Mani D., Kumar C. 2014.** Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 11, 843-872.
- Marandi A., Karro E. 2008.** Natural background levels and threshold values of monitored parameters in the Cambrian-Vendian groundwater body, Estonia. *Environmental geology*. 54, 1217-1225.
- Marigómez I., Soto M., Cajaraville M.P., Angulo E., Giamberini L. 2002.** Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. *Microscopy research and technique*. 56, 358-392.
- Marín A., Andrades M., Iñigo V., JiménezBallesta R. 2016.** Lead and Cadmium in Soils of La Rioja Vineyards, Spain. *Land Degradation & Development*. 27, 1286-1294.
- Markert B. 2007.** Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 21, 77-82.
- Markert B., Fränze, S., Wünschmann, S. 2015.** The Biological System of the Elements, *in: Chemical Evolution*. Springer. 63-104.
- Markert B., Herpin U., Berlekamp J., Oehlmann J., Grodzinska K., Mankovska B., Suchara I., Siewers U., Weckert V., Lieth H. 1996.** A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle.' *Science of the Total Environment*. 193, 85-100.
- Markert B., Wappelhorst O., Weckert V., Herpin U., Siewers U., Friese K., Breulmann G. 1999.** The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 240, 425-429.
- Markert B., Wünschmann S. 2011.** Bioindicators and Biomonitors: Use of Organisms to Observe the Influence of Chemicals on the Environment, *in: Schröder, P., Collins, C.D. (Eds.), Organic Xenobiotics and Plants: From Mode of Action to Ecophysiology, Plant Ecophysiology*. Springer Netherlands, Dordrecht, 217-236.

- Martin A.W., Deyrup-Olsen I. 1986.** Function of the epithelial channel cells of the body wall of a terrestrial slug, *Ariolimax columbianus*. *Journal of experimental biology*. 121, 301-314.
- Martinez C.E., Motto H.L. 2000.** Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental pollution*. 107, 153-158.
- Masindi V., Muedi K.L. 2018.** Environmental contamination by heavy metals. *Heavy metals*. 10, 115-132.
- McGeer J.C., Brix K.V., Skeaff J.M., DeForest D.K., Brigham S.I., Adams W.J., Green A. 2003.** Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 22, 1017-1037.
- McIntyre N.E. 2000.** Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*. 93, 825-835.
- Mehouel F., Bouayad L., Berber A., Van Hauteghem I., Van de Wiele M. 2019.** Analysis and risk assessment of arsenic, cadmium and lead in two fish species (*Sardina pilchardus* and *Xiphias gladius*) from Algerian coastal water. *Food Additives & Contaminants. Part A* 36, 1515-1521.
- Mehri A. 2020.** Trace elements in human nutrition (ii)-an update. *International Journal of Preventive Medicine*. 11, 2-14.
- Menta C., Parisi V. 2001.** Metal concentrations in *Helix pomatia*, *Helix aspersa* and *Arion rufus*: a comparative study. *Environmental Pollution*. 115, 205-208.
- Merhabi F. 2019.** Contamination par les polluants organiques persistants et émergents une étude de cas: la rivière Kadicha (Doctoral dissertation, Université Montpellier; Université Libanaise. Faculté de Santé publique, section 3 (Tripoli, Liban), 261p.
- Metson A.J. 1957.** Methods of chemical analysis for soil survey samples. *Soil Science* 83, 245p.
- Miller R.O., Kissel D.E. 2010.** Comparison of Soil pH Methods on Soils of North America. *Soil Science Society of America Journal*. 74, 310-316.

- Ming-Hua S., Jiang J., Xing-Liang X.U., Pei-Li S.H.I. 2011.** Correlation between CO₂ efflux and net nitrogen mineralization and its response to external C or N supply in an alpine meadow soil. *Pedosphere*. 21, 666-675.
- Mirsal I.A. 2008.** Soil pollution. Origin, monitoring & remediation, 2nd edn. Springer, Berlin. 6, 115-133.
- Mleiki A., Irizar, A., Zaldibar B., El Menif N.T., Marigómez I. 2016.** Bioaccumulation and tissue distribution of Pb and Cd and growth effects in the green garden snail, *Cantareus apertus* (Born, 1778), after dietary exposure to the metals alone and in combination. *Science of The Total Environment*. 547, 148-156.
- Moog O., Schmutz S., Schwarzingler I. 2018.** Biomonitoring and bioassessment. *Riverine Ecosystem Management*. 371.
- Muller O.F., 1774.** *Vermium terrestrium et fluviatilium seu animalium infusorium, helminthicorum et testaceorum, non marinorum, succinda historia*, vol. II.
- Nahmani J., Hodson M.E., Devin S., Vijver M.G. 2009.** Uptake kinetics of metals by the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated soils. *Environmental pollution*. 157, 2622-2628.
- Namaghi H.H., Karami G.H., Saadat S. 2011.** A study on chemical properties of groundwater and soil in ophiolitic rocks in Firuzabad, east of Shahrood, Iran: with emphasis to heavy metal contamination. *Environmental monitoring and assessment*. 174, 573-583.
- Novotny E.H., Turetta A.P.D., Resende M.F., Rebello C.M. 2020.** The quality of soil organic matter, accessed by ¹³C solid state nuclear magnetic resonance, is just as important as its content concerning pesticide sorption. *Environmental Pollution*. 266, 115-298.
- Nursita A. I., Singh B., et Lees E. 2009.** Cadmium bioaccumulation in *Proisotoma minuta* in relation to bioavailability in soils. *Ecotoxicology and Environmental safety*. 72, 1767-1773.
- Ober J.A. 2016.** Mineral commodity summaries 2016. US Geological Survey, Reston, VA, 202p.

- Odewande A.A., Abimbola A.F. 2008.** Contamination indices and heavy metal concentrations in urban soil of Ibadan metropolis, southwestern Nigeria. *Environmental Geochemistry and Health*. 30, 243-254.
- Ouahrani G., Gheribi-Aoulmi Z. 2007.** Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia Mediterranea*. 33, 73-84.
- Pacyna J.M., Pacyna E.G. 2001.** An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*. 9, 269-298.
- Pacyna J.M., Sundseth K., Pacyna E.G. 2016.** Sources and fluxes of harmful metals *in: Environmental Determinants of Human Health. Molecular and Integrative Toxicology*. Springer, Cham. 1, 1-25.
- Pardo M.T. 2000.** Sorption of lead, copper, zinc, and cadmium by soils: Effect of nitriloacetic acid on metal retention. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 31, 31-40.
- Pauget B. 2012.** Détermination des facteurs du sol modulant la biodisponibilité et l'accumulation des métaux pour l'escargot (*Cantareus aspersus*) (PhD Thesis). Université de Franche-Comté. 161p.
- Pauget B., Gimbert F., Coeurdassier M., Crini N., Pérès G., Faure O., Douay F., Richard A., Grand C., Gomot-De Vaufleury A. 2013.** Assessing the in situ bioavailability of trace elements to snails using accumulation kinetics. *Ecological indicators*. 34, 126-135.
- Pauget B., Gimbert F., Coeurdassier M., Scheifler R., et Gomot-De Vaufleury A. 2011.** Use of chemical methods to assess Cd and Pb bioavailability to the snail *Cantareus aspersus*: a first attempt taking into account soil characteristics. *Journal of hazardous materials*. 192, 1804-1811.
- Pauget B., Gimbert F., Scheifler R., Coeurdassier M., et Gomot- De Vaufleury A. 2012.** Soil parameters are key factors to predict metal bioavailability to snails based on chemical extractant data. *Science of the total environment*. 431, 413-425.

Pavelková M., Vysloužil J., Kubová K., Vetchý D. 2018. Biological role of copper as an essential trace element in the human organism. Biologická role mědi jako základního stopového prvku v lidském organismu. Ceska Slov Farm. 67, 143-153.

Peakall D., Burger J. 2003. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. Ecotoxicology and Environmental Safety. 56, 110-121.

Pearce M.J., Arora P., Festa R.A., Butler-Wu S.M., Gokhale R.S., Darwin K.H. 2006. Identification of substrates of the Mycobacterium tuberculosis proteasome. The EMBO journal. 25, 5423-5432.

Peijnenburg W., Jager T. 2003. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. Ecotoxicology and environmental safety. 56, 63-77.

Pelletier É., Desbiens I., Sargian P., Côté N., Curtosi A., St-Louis R. 2009. Présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les compartiments biotiques et abiotiques de la rivière et du fjord du Saguenay. Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science. 22, 235-251.

Perrono P. 1999. Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines. Etudes menée par l'Université Picardi, Amiens (France), 62p.

Pizarro J., Vergara P.M., Rodríguez J.A., Valenzuela A.M. 2010. Heavy metals in northern Chilean rivers: spatial variation and temporal trends. Journal of hazardous materials. 181, 747-754.

Plante A.F. 2007. Soil biogeochemical cycling of inorganic nutrients and metals, in: Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. Elsevier. 389-432.

Plyaskina O.V., Ladonin D.V. 2009. Heavy metal pollution of urban soils. Eurasian Soil Science. 42, 816-823.

Prasad M.N.V., Sajwan K.S., Naidu R. 2005. Trace Elements in the Environment: Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation. Taylor and Francis group, USA, New york, CRC Press, 717p.

- Quenea K., Lamy I., Winterton P., Bermond A., Dumat C. 2009.** Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. *Geoderma*. 149, 217-223.
- Ramade F. 1992.** *Precis of ecotoxicology*. Editions Masson; Paris France, 25, 300p.
- Ramade F., Roche H. 2006.** Effets des polluants sur les écosystèmes récifaux. *Revue d'écologie in Terre Vie*. 61, 3-33.
- Razali A., Syed Ismail S.N., Awang S., Praveena S.M., Zainal Abidin E. 2020.** The impact of seasonal change on river water quality and dissolved metals in mountainous agricultural areas and risk to human health. *Environmental Forensics*. 21, 195-211.
- Regoli F., Gorbi S., Fattorini D., Tedesco S., Notti A., Machella N., Bocchetti R., Benedetti M., Piva F. 2006.** Use of the land snail *Helix aspersa* as sentinel organism for monitoring ecotoxicologic effects of urban pollution: an integrated approach. *Environmental Health Perspectives*. 114, 63-69.
- Reimann C., Garrett R.G. 2005.** Geochemical background concept and reality. *Science of the total environment*. 350, 12-27.
- Richardson, G.M., Garrett, R., Mitchell, I., Mah-Poulson, M., Hackbarth, T. 2001.** Critical review on natural global and regional emissions of six trace metals to the atmosphere. Prepared for the International Lead Zinc Research Organisation, the International Copper Association, and the Nickel Producers Environmental Research Association, Risklogic Scientific Services. Ottawa, ON KY CANADA, 36p.
- Rieuwerts J. 2017.** *The elements of environmental pollution*. Routledge, Abingdon. Taylor and francis group. UK, London, 20-33.
- Ritter L., Solomon K.R., Forget J., Stemeroff M., O'Leary C. 1996.** Les polluants organiques persistants-Rapport d'évaluation: DDT-aldrine-dieldrine-endrine-chlordane. Heptachlore-hexachlorobenzène, Mirex-toxaphène, Biphényles polychlorés, Dioxines et furanes, 56p.
- Rizwan M., Ali S., ur Rehman M.Z., Javed M.R., Bashir A. 2018.** Lead toxicity in cereals and its management strategies: a critical review. *Water, Air, & Soil Pollution*. 229, 1-16.

- Robert M., Juste C. 1997.** Stocks et flux d'éléments traces dans les sols. Aspects environnementaux et sanitaires des boues d'épuration urbaines, Journées techniques des 5 et 6 juin 1997 de l'Ademe. 117-130.
- Rodríguez L., Ruiz E., Alonso-Azcárate J., Rincón J. 2009.** Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of environmental management*. 90, 1106-1116.
- Rodriguez-Grau J., Venables B.J., Fitzpatrick L.C., Goven A.J., Cooper E.L. 1989.** Suppression of secretory rosette formation by PCBs *in: Lumbricus terrestris*: An earthworm assay for humoral immunotoxicity of xenobiotics. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 8, 1201-1207.
- Romero-Freire A., Peinado F.M., Van Gestel C.A.M. 2015.** Effect of soil properties on the toxicity of Pb: Assessment of the appropriateness of guideline values. *Journal of hazardous materials*. 289, 46-53.
- Roy M., McDonald L.M. 2015.** Metal uptake in plants and health risk assessments in metal-contaminated smelter soils. *Land Degradation & Development*. 26, 785-792.
- Rudnick R.L., Gao S., Holland H.D., Turekian K.K. 2003.** Composition of the continental crust. *The crust*. 3, 1-64.
- Russell L.K., DeHaven J.I., Botts R.P. 1981.** Toxic effects of cadmium on the garden snail (*Helix aspersa*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 26, 634-640.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.-Z., El Hadeff El Okki M., Féraud J.F., Mehennaoui S. 2012.** Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Science and Technology*. 65, 393-401.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.-Z., El Okki M.E.H., Blaise C., Mehennaoui S. 2011.** Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Science and Technology*. 64, 1759-1766.
- Sahli L., Belhiouani H. 2021.** *Ficus retusa* L. as possible indicator of air metallic pollution in urban environment. *International Journal of Phytoremediation*. 1-10.

- Sahli L., Belhiouani H., Burga Pérez K.F., El Hadeff El Okki M., Afri-Mehennaoui F.-Z., Féraud J.-F., Mehennaoui S. 2021.** Assessment of freshwater sediment quality: potential ecological risk and ecotoxicity tests as complementary approaches. *Chemistry and Ecology*. 37, 219-233.
- Salonen V.-P., Korkka-Niemi K. 2007.** Influence of parent sediments on the concentration of heavy metals in urban and suburban soils in Turku, Finland. *Applied Geochemistry*. 22, 906-918.
- Sanchez-Martin M.J., Sanchez-Camazano M., Lorenzo L.F. 2000.** Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: Influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 64, 250-257.
- Sandifer R. D., et Hopkin S. P. 1996.** Effects of pH on the toxicity of cadmium, copper, lead and zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test system. *Chemosphere*. 33, 2475-2486.
- Santorufu L., Van Gestel C.A., Rocco A., Maisto G. 2012.** Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*. 161, 57-63.
- Sauvé S., Hendershot W., Allen H.E. 2000.** Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1125-1131.
- Savorelli F., Manfra L., Croppo M., Tornambè A., Palazzi D., Canepa S., Trentini P.L., Cicero A.M., Faggio C. 2017.** Fitness evaluation of *Ruditapes philippinarum* exposed to Ni. *Biological trace element research*. 177, 384-393.
- Saxe J.K., Impellitteri C.A., Peijnenburg W.J., Allen H.E. 2001.** Novel model describing trace metal concentrations in the earthworm, *Eisenia andrei*. *Environmental science & technology*. 35, 4522-4529.
- Sayadi M.H., Rezaei M.R., Rezaei A. 2015.** Fraction distribution and bioavailability of sediment heavy metals in the environment surrounding MSW landfill: a case study. *Environmental monitoring and assessment*. 187, 1-11.
- Scheifler R., Brahim M.B., Gomot-de Vaufléury A., Carnus J.-M., Badot P.M. 2003.** A field method using microcosms to evaluate transfer of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from sewage sludge amended forest soils to *Helix aspersa* snails. *Environmental Pollution*. 122, 343-350.

- Scheifler R., Gomot-De Vaufleury A., Coeurdassier M., Crini N., Badot P.M. 2006.** Transfer of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in a soil-plant-invertebrate food chain: A microcosm study. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 25, 815-822.
- Scheifler R., Gomot-de Vaufleury A., Toussaint M.-L., Badot P.-M. 2002.** Transfer and effects of cadmium in an experimental food chain involving the snail *Helix aspersa* and the predatory carabid beetle *Chrysocarabus splendens*. *Chemosphere*. 48, 571-579.
- Schoenmakers T.J., Klaren P.H., Flik G., Lock R.A., Pang P.K., Bonga S.E.W. 1992.** Actions of cadmium on basolateral plasma membrane proteins involved in calcium uptake by fish intestine. *The Journal of membrane biology*. 127, 161-172.
- Seixas S., Pierce G. 2005.** Bioaccumulation of lead, calcium and strontium and their relationships in the octopus *Octopus vulgaris*. *Water, air, and soil pollution*. 163, 137-152.
- Shah M.T., Begum S., Khan S. 2010.** Pedo and biogeochemical studies of mafic and ultramafic rocks in the Mingora and Kabal areas, Swat, Pakistan. *Environmental Earth Sciences*. 60, 1091-1102.
- Sharpley A. 2007.** Soil and Water Contamination From Molecular to Catchment Scale *Journal of Environmental Quality* 36, 607-608.
- Sherameti I., et Varma A. (Eds.). 2010.** Soil heavy metals (Vol. 19). Springer, Heidelberg Dordrecht London New York, 479p.
- Shi M., Min X., Ke Y., Lin Z., Yang Z., Wang S., Peng N., Yan X., Luo S., Wu J. 2021.** Recent progress in understanding the mechanism of heavy metals retention by iron (oxyhydr) oxides. *Science of The Total Environment*. 752, 141930.
- Sikora F.J., Moore K.P. 2014.** Soil test methods from the Southeastern United States. *Southern Cooperative Series Bulletin*. 419, 54-58.
- Simkiss K., KM W. 1977.** The molluscan epidermis and its secretions. *In: Spearman RIC, editor. Comparative biology of skin*. London: Academic Press 35-76.
- Simkiss K., Watkins B. 1990.** The influence of gut microorganisms on zinc uptake in *Helix aspersa*. *Environmental Pollution*. 66, 263-271.
- Simkiss K., Watkins B. 1991.** Differences in zinc uptake between snails (*Helix aspersa* (Muller)) from metal-and bacteria-polluted sites. *Functional Ecology*. 787-794.

- Singh S.P., Singh M.K. 2020.** Soil Pollution and Human Health, *in*: Singh, P., Singh, S.K., Prasad, S.M. (Eds.), Plant Responses to Soil Pollution. Springer, Singapore. 205-220.
- Singh S.P., Tack F.M.G., Gabriels D., Verloo M.G. 2000.** Heavy metal transport from dredged sediment derived surface soils in a laboratory rainfall simulation experiment. *Water, air, and soil pollution.* 118, 73-86.
- Sivakumar S. 2015.** Effects of metals on earthworm life cycles: a review. *Environmental Monitoring and Assessment.* 187, 530.
- Smith J.L., Paul E.A. 1990.** The significance of soil microbial biomass estimations. 357-396. J. Bollag and G. Stotzky (ed.) *Soil biochemistry 6.* Marcel Dekker, New York. The significance of soil microbial biomass estimations. In J. Bollag and G. Stotzky (ed.) *Soil biochemistry 6.* Marcel Dekker, New York , 357-396.
- Smolders E., Oorts K., Van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGrath S.P., McLaughlin M.J. 2009.** Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal.* 28, 1633-1642.
- Smolowitz R. 2008.** Gastropods. *Invertebrate medicine.* Wiley-Blackwell, Chichester, UK, 65-78.
- Soil Science Division Staff-SSDS. 1993.** Soil survey manual. USDA Handb.No. 18. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Son J., Ryoo M.I., Jung J., Cho K. 2007.** Effects of cadmium, mercury and lead on the survival and instantaneous rate of increase of *Paronychiurus kimi* (Lee)(Collembola). *Applied Soil Ecology.* 35, 404-411.
- Speir T.W., Van Schaik A.P., Percival H.J., Close M.E., Pang L. 2003.** Heavy metals in soil, plants and groundwater following high-rate sewage sludge application to land. *Water, Air, and Soil Pollution.* 150, 319-358.
- Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., Schwartz C. 2004.** Factors affecting trace element concentrations in soils developed on recent marine deposits from northern France. *Applied Geochemistry.* 19, 89-103.

- Sterckeman T., Douay F., Proix N., Fourrier H. 2000.** Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution*. 107, 377-389.
- Strong E.E., Gargominy O., Ponder W.F., Bouchet P. 2007.** Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater, *in: Freshwater Animal Diversity Assessment*. Dordrecht, The Netherlands, Springer. 149-166.
- Strzyszc Z., Magiera T. 1998.** Magnetic susceptibility and heavy metals contamination in soils of southern Poland. *Physics and Chemistry of the Earth*. 23, 1127-1131.
- Stürzenbaum S.R., Georgiev O., Morgan A.J., Kille P. 2004.** Cadmium detoxification in earthworms: from genes to cells. *Environmental science & technology*. 38, 6283-6289.
- Su X., Liu J. 2017.** pH-guided self-assembly of copper nanoclusters with aggregation-induced emission. *ACS applied materials and interfaces*. 9, 3902-3910.
- Sunila I., Lindström R. 1985.** Survival, growth and shell deformities of copper-and cadmium-exposed mussels (*Mytilus edulis* L.) in brackish water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 21, 555-565.
- Suter II G.W. 2016.** Ecological Risk assesment frameworks *in: Ecological risk assessment*. Taylor and Francis group, CRC press, New york, USA, 25-37.
- Suter II G.W., Efrogmson R.A., Sample B.E., Jones D.S. 2000.** Risk assessment Definitions and concepts *in: Ecological risk assessment for contaminated sites*. CRC Press. Taylor and Francis group, CRC press, New york, USA , 1-17
- Swaileh K.M., Ezzughayyar A. 2000.** Effects of dietary Cd and Cu on feeding and growth rates of the landsnail *Helix engaddensis*. *Ecotoxicology and environmental safety*. 47, 253-260.
- Swislawski P., Nowak A., Rajfur M. 2021.** The influence of environmental conditions on the lifespan of mosses under long-term active biomonitoring. *Atmospheric Pollution Research*. 12, 101203.
- Szwalec A., Mundala P., Kędzior R., & Pawlik J. (2020).** Monitoring and assessment of cadmium, lead, zinc and copper concentrations in arable roadside soils in terms of different traffic conditions. *Environmental monitoring and assessment*. 192, 1-12.

- Tang U.W., Wang Z.S. 2007.** Influences of urban forms on traffic-induced noise and air pollution: Results from a modelling system. *Environmental Modelling & Software*. 22, 1750-1764.
- Tchounwou P.B., Yedjou C.G., Patlolla A.K., Sutton D.J. 2012.** Heavy Metal Toxicity and the Environment *in*: Luch A. (eds) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. *Experientia Supplementum*, Springer, Basel. 101, 133-164.
- Tejada-Tovar C., Villabona-Ortiz Á., Garcés-Jaraba L. 2015.** Adsorption of heavy metals in waste water using biological materials. *TecnoLógicas*. 18, 109-123.
- Thomas F., Rakotonarivo E., Bottero J.-Y. 1993.** La charge de surface des solides divisés: origine, mesure et modélisation./The surface charge of divided solids: origin, measurement and modeling. *Sciences Géologiques, bulletins et mémoires*. 46, 217-227.
- Thompson P.A., Kurias J., Mihok S. 2005.** Derivation and use of sediment quality guidelines for ecological risk assessment of metals and radionuclides released to the environment from uranium mining and milling activities in Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*. 110, 71-85.
- Uddin M.K. 2017.** A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal*. 308, 438-462.
- Ugwu I.M., Igbokwe O.A. 2019.** Sorption of heavy metals on clay minerals and oxides: a review. *Advanced sorption process applications*. 1-23.
- Valko M., Morris H., Cronin M.T.D. 2005.** Metals, toxicity and oxidative stress. *Current medicinal chemistry*. 12, 1161-1208.
- Van Coillie R., Parent L. 2011.** *Écotoxicologie générale et appliquée*. Télé-université, Université de Québec à Montréal. 521p.
- Van Gestel C.A. 2008.** Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils. *Science of the Total Environment*. 406, 385-395.
- Van Gestel C.A., Koolhaas J.E. 2004.** Water-extractability, free ion activity, and pH explain cadmium sorption and toxicity to *Folsomia candida* (Collembola) in seven soil-pH combinations. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 23, 1822-1833.

- Van Gestel C.A.M. 2012.** Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. *Zookeys*. 275-296.
- Van Gestel C.A.M., Mol S. 2003.** The influence of soil characteristics on cadmium toxicity for *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae). *Pedobiologia*. 47, 387-395.
- Van Gestel C.A.M., Rademaker M.C.J., Van Straalen N.M. 1995.** Capacity controlling parameters and their impact on metal toxicity in soil invertebrates, in: *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments*. Springer. 171-192.
- Van Straalen N.M., Donker M.H., Vijver M.G., Van Gestel C.A.M. 2005.** Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates. *Environmental Pollution*. 136, 409-417.
- Van Straalen N.M., Roelofs D. 2008.** Genomics technology for assessing soil pollution. *Journal of Biology*. 7, 1-5.
- Van Straalen N.M., Van Gestel C.A.M. 1997.** Soil invertebrates and micro-organisms. *Handbook of ecotoxicology*. 251-277.
- Vencelides Z., Hrkal Z., Prchalová H. 2010.** Determination of the natural background content of metals in ground waters of the Czech Republic. *Applied geochemistry*. 25, 755-762.
- Viard B., Maul A., Pihan J.-C. 2004.** Standard use conditions of terrestrial gastropods in active biomonitoring of soil contamination. *Journal of Environmental Monitoring*. 6, 103-107.
- Viard La Rocca. 2004.** Mise au point et validation sur sites contaminés (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme: croissance et bioaccumulation par gastéropode terrestre *Helix Aspersa Aspersa* (PhD Thesis). Université de Metz, 205p.
- Victor P.A. 2017.** Commodity-by-Industry Input-Output Models and the Study of Economic-Environmental Interactions *in: Pollution*. Routledge, London, UK, 53-98.
- Waalkes M.P. 2000.** Cadmium carcinogenesis in review. *Journal of inorganic biochemistry*. 79, 241-244.
- Walker C.H., Sibly R.M., Peakall D.B. 2005.** Toxicity Testing, *in: Principles of ecotoxicology*. Francis and Taylor group, CRC press, New York, USA, 79-101.

- Wang W.-X., Fisher N.S. 1999.** Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *Science of the Total Environment*. 237, 459-472.
- Weeks J.M., Comber S.D.W. 2005.** Ecological risk assessment of contaminated soil. *Mineralogical Magazine*. 69, 601-613.
- Wen J., Li Z., Luo N., Huang M., Yang R., Zeng G. 2018.** Investigating organic matter properties affecting the binding behavior of heavy metals in the rhizosphere of wetlands. *Ecotoxicology and environmental safety*. 162, 184-191.
- Wendland F., Hannappel S., Kunkel R., Schenk R., Voigt H.J., Wolter R. 2005.** A procedure to define natural groundwater conditions of groundwater bodies in Germany. *Water Science and Technology*. 51, 249-257.
- Wilcke W., Müller S., Kanchanakool N., Zech W. 1998.** Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. *Geoderma*. 86, 211-228.
- World Health Organization. 1996.** Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization. Library Cataloguing in Publication Data , Genova, 331p.
- Wu B., Zhang Y., Zhang X., Cheng S. 2010.** Health risk from exposure of organic pollutants through drinking water consumption in Nanjing, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 84, 46-50.
- Yesilonis I.D., Pouyat R.V., Neerchal N.K. 2008.** Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environmental Pollution*. 156, 723-731.
- Yin Y., Impellitteri C.A., You, S.J., Allen H.E. 2002.** The importance of organic matter distribution and extract soil: solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. *Science of the Total Environment*. 287, 107-119.
- Yoshino T.P., Boyle J.P., Humphries J.E. 2001.** Receptor-ligand interactions and cellular signalling at the host-parasite interface. *Parasitology*. 123, 143-157.
- Young S.D. 2013.** Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils. *In: Alloway B. (eds) Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 51-95.
- Yu R., He L., Cai R., Li B., Li Z., Yang K. 2017.** Heavy metal pollution and health risk in China. *Global Health Journal*. 1, 47-55.

- Yu S., Zhu Y., Li X. 2012.** Trace metal contamination in urban soils of China. *Science of the total environment*. 421, 17-30.
- Yuan G.-L., Sun T.-H., Han P., Li J. 2013.** Environmental geochemical mapping and multivariate geostatistical analysis of heavy metals in topsoils of a closed steel smelter: Capital Iron & Steel Factory, Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration*. 130, 15-21.
- Zachara J.M., Cowan C.E., Resch C.T. 2020.** Metal Cation/Anion Adsorption on Calcium Carbonate: Implications to Metal Ion Concentrations in Groundwater, in: *Metals in Groundwater*. Taylor and Francis group, CRC Press, New york, USA. 37-71.
- Zaldibar B., Cancio I., Marigómez I. 2007.** Reversible alterations in epithelial cell turnover in digestive gland of winkles (*Littorina littorea*) exposed to cadmium and their implications for biomarker measurements. *Aquatic toxicology*. 81, 183-196.
- Zaoui L., Benselhoub A. 2020.** Geoenvironmental assessment of soil pollution with heavy metals in el tarf region (NE ALGERIA). *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*. 30.
- Zhang C. H., Wang Z. M., Ju W. M., and Ren C. Y. 2011.** Spatial and temporal variability of soil C/N ratio in Songnen plain maize belt. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*. 32, 1407-1414.
- Zhang L., Van Gestel C.A.M. 2017.** Toxicokinetics and toxicodynamics of lead in the soil invertebrate *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Pollution*. 225, 534-541.
- Zhang L., Verweij R.A., Van Gestel C.A. 2019.** Effect of soil properties on Pb bioavailability and toxicity to the soil invertebrate *Enchytraeus crypticus*. *Chemosphere*. 217, 9-17.
- Zhang X., Gao B., Xia H. 2014.** Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of bana grass and vetiver grass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 106, 102-108.
- Zhao F.J., McGrath S.P., Merrington G. 2007.** Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. *Environmental Pollution*. 148, 221-229.

Zhao L., Cao X., Zheng W., Scott J.W., Sharma B.K., Chen X. 2016. Copyrolysis of biomass with phosphate fertilizers to improve biochar carbon retention, slow nutrient release, and stabilize heavy metals in soil. *Acs Sustainable Chemistry & Engineering*. 4, 1630-1636.

Zhou Y., Ning X., Liao X., Lin M., Liu J., Wang J. 2013. Characterization and environmental risk assessment of heavy metals found in fly ashes from waste filter bags obtained from a Chinese steel plant. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 95, 130-136.

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

Annexes

SNAIL FOOD FORMULA

Grain Mix (store dry)

	%	5 kg	1 kg	500 gr	250 gr
Calcium Carbonate (sys.no. 332 N162)	18	900	180	90	45
Soya Protein, from health food store	10	500	100	50	25
<u>Wheat Flour, as above (bloem)</u>	<u>20</u>	<u>1000</u>	<u>200</u>	<u>100</u>	<u>50</u>
Wheat Bran, as above (graan kaf, schilfers)	10	500	100	50	25
Corn Flour, as above (maismeel)	16	800	160	80	40
<u>Barley Flour, as above (gerst)</u>	<u>16</u>	<u>800</u>	<u>160</u>	<u>80</u>	<u>40</u>
Sunflower seeds (ground) Gemalen	6	300	60	30	15
Calciumphosphate (sys.no. 407 N162)	2	100	20	10	5
<u>Vitamin Mix from pharmacy (ground)</u>	<u>1</u>	<u>50</u>	<u>10</u>	<u>5</u>	<u>2.5</u>
Methyl paraben (sys.no. 108 N162)	1	50	10	5	2.5

Mix and store dry

For use, add just enough water to make a firm slurry

Résumé

La situation inquiétante de l'environnement actuellement dans le monde est le résultat de la forte utilisation irresponsable des ressources non renouvelables afin de répondre aux besoins excessifs de l'industrie et de l'agriculture durant le dernier siècle. Plusieurs polluants persistants ont alors été déversés, et se sont accumulés dans les différents compartiments des écosystèmes. Les éléments traces métallique (ETM) sont classés parmi les plus dangereux polluants compte tenu de leur forte toxicité, et de leur persistance dans l'environnement. Cette étude a été effectuée afin de cerner les méthodologies d'évaluation de l'état de santé des sols contaminés par les ETM en utilisant l'escargot *Helix aspersa* (*syn. Cantareus aspersus* ou *Cornu aspersum*) comme modèle biologique *via* des tests d'écotoxicité *ex situ* et *in situ*. Ainsi, deux tests *ex situ* ont été lancés dans le but de déterminer une relation dose-réponse entre les concentrations en Cd, ou en Pb dans le sol et la croissance en biomasse, et en diamètre de la coquille de l'espèce *H. aspersa*. De plus, six tests *ex situ* ont été effectués en utilisant des sols naturels présentant des caractéristiques physico-chimiques différentes dans le but d'évaluer l'influence de ces paramètres sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb pour *H. aspersa*. Finalement, les sols de deux zones avec différents niveaux de contamination métallique dans le Nord-Est Algérien ont été diagnostiqués *via* un processus de biosurveillance active (test *in situ*) ; en effet, des populations sub-adultes de *H. aspersa* ont été exposées en conditions naturelles aux sols de deux zones : B'kira à Constantine et El Hadjar à Annaba. Les concentrations inhibitrices de 50 % de la croissance de *H. aspersa* (CI₅₀) enregistrées sont de l'ordre 2397 à 8194 µg/g pour le plomb et de 327 à 910 µg/g pour le cadmium. Les résultats des tests ont révélé un effet évident des paramètres physicochimiques du sol sur l'accumulation et la toxicité du Cd et Pb chez *H. aspersa*, notamment le pH, la CEC et la MO. Pour les tests *in situ*, les teneurs pseudo-totales des sols étudiés varient de 22.27 à 635.38 µg/g pour le plomb, et de 0.13 à 0.53 µg/g pour le cadmium ; ces derniers sont ainsi considérés comme étant contaminés selon les normatives mondiales. L'espèce *H. aspersa* a montré une capacité d'accumulation plus importante pour le Cd que pour le Pb. Cette étude confirme l'utilité de *H. aspersa* dans les processus d'évaluation des risques écologiques liés à la contamination des sols par les ETM.

Mot clés : *Helix aspersa*, Cadmium, Plomb, test *in situ*, test *ex situ*, sol, paramètres physicochimiques du sol.

Summary

The worrying environmental situation in Algeria today is the result of the irresponsible use of non-renewable resources to meet the excessive needs of industry and agriculture over the past century, several persistent pollutants were released and then accumulated in the different ecosystems. Trace metal elements are classified as one of the most dangerous pollutants due to their high toxicity and persistence in the environment. This study was conducted to assess the state and quality of contaminated soils with metals by the use of the snail *Helix aspersa* (syn. *Cantareus aspersus* or *Cornu aspersum* O.F. Müller, 1774) as a bioindicator via *ex situ* and *in situ* ecotoxicity tests. Indeed, two *ex situ* tests were performed to determine a dose-response relationship between Pb or Cd concentrations in soils and the growth of weight and shell diameter of *H. aspersa* species according to the recommendations of ISO 15952 (2006). In addition, six *ex situ* tests were conducted to assess the influence of soil physicochemical parameters on lead and cadmium bioavailability and toxicity to *Helix aspersa*. Finally, the soils of two areas with different levels of metallic contamination in North-East Algeria have been investigated *via* active biomonitoring (*in situ* test); Indeed, sub-adult populations of *H. aspersa* have been exposed under natural conditions to soils in two areas: B'kira - Constantine and El Hadjar R Annaba. Inhibitory concentrations of 50% of *Helix aspersa* growth (IG_{50}) were ranged between 2397-8194 $\mu\text{g/g}$ for lead and 327-910 $\mu\text{g/g}$ for cadmium. The physicochemical properties of the soil, including pH, CEC and OM, have a clear effect on the bioavailability and toxicity of Cd and Pb to *Helix aspersa*. Total metal concentrations in the soils studied were ranged from 22.27 to 635.38 $\mu\text{g/g}$ for lead and 0.13 to 0.53 $\mu\text{g/g}$ for cadmium. The species *H. aspersa* showed a higher accumulation capacity for Cd than for Pb. This study confirms the high performance of *Helix aspersa* in the ecological risk assessment for contaminated soils with metals.

Keywords: *Helix aspersa*, Lead, Cadmium, *in situ* test, *ex situ* test, soil, soil physicochemical parameters.

Nom : SAHRAOUI Prénom : Aboubakre seddik	Date de soutenance : 17 Mars 2022												
N° d'ordre : N° de série :													
Thème : Utilisation <i>in situ</i> et <i>ex situ</i> de <i>Helix aspersa</i> comme bioindicateur de la contamination des sols par le cadmium et le plomb													
<p>Résumé</p> <p>La situation inquiétante de l'environnement actuellement dans le monde est le résultat de la forte utilisation irresponsable des ressources non renouvelables afin de répondre aux besoins excessifs de l'industrie et de l'agriculture durant le dernier siècle. Plusieurs polluants persistants ont alors été déversés, et se sont accumulés dans les différents compartiments des écosystèmes. Les éléments traces métallique (ETM) sont classés parmi les plus dangereux polluants compte tenu de leur forte toxicité, et de leur persistance dans l'environnement. Cette étude a été effectuée afin de cerner les méthodologies d'évaluation de l'état de santé des sols contaminés par les ETM en utilisant l'escargot <i>Helix aspersa</i> (<i>syn. Cantareus aspersus ou Cornu aspersum</i>) comme modèle biologique <i>via</i> des tests d'écotoxicité <i>ex situ</i> et <i>in situ</i>. Ainsi, deux tests <i>ex situ</i> ont été lancés dans le but de déterminer une relation dose-réponse entre les concentrations en Cd, ou en Pb dans le sol et la croissance en biomasse, et en diamètre de la coquille de l'espèce <i>H. aspersa</i>. De plus, six tests <i>ex situ</i> ont été effectués en utilisant des sols naturels présentant des caractéristiques physico-chimiques différentes dans le but d'évaluer l'influence de ces paramètres sur la biodisponibilité et la toxicité du Cd et du Pb pour <i>H. aspersa</i>. Finalement, les sols de deux zones avec différents niveaux de contamination métallique dans le Nord-Est Algérien ont été diagnostiqués <i>via</i> un processus de biosurveillance active (test <i>in situ</i>); en effet, des populations sub-adultes de <i>H. aspersa</i> ont été exposées en conditions naturelles aux sols de deux zones : B'kira à Constantine et El Hadjar à Annaba. Les concentrations inhibitrices de 50 % de la croissance de <i>H. aspersa</i> (CI₅₀) enregistrées sont de l'ordre 2397 à 8194 µg/g pour le plomb et de 327 à 910 µg/g pour le cadmium. Les résultats des tests ont révélé un effet évident des paramètres physicochimiques du sol sur l'accumulation et la toxicité du Cd et Pb chez <i>H. aspersa</i>, notamment le pH, la CEC et la MO. Pour les tests <i>in situ</i>, les teneurs pseudo-totales des sols étudiés varient de 22.27 à 635.38 µg/g pour le plomb, et de 0.13 à 0.53 µg/g pour le cadmium ; ces derniers sont ainsi considérés comme étant contaminés selon les normes mondiales. L'espèce <i>H. aspersa</i> a montré une capacité d'accumulation plus importante pour le Cd que pour le Pb. Cette étude confirme l'utilité de <i>H. aspersa</i> dans les processus d'évaluation des risques écologiques liés à la contamination des sols par les ETM.</p>													
Mot clés : <i>Helix aspersa</i> , Cadmium, Plomb, test <i>in situ</i> , test <i>ex situ</i> , sol, paramètres physicochimiques du sol.													
Laboratoire de Biologie et Environnement													
<p>Présentée devant le jury :</p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 30%;">Président :</td> <td style="width: 35%;">AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra</td> <td style="width: 35%;">Pr. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td>Directrice de thèse :</td> <td>SAHLI Leila</td> <td>Pr. UFM Constantine 1</td> </tr> <tr> <td>Examineurs :</td> <td>OUAHRANI-TOUATI Ghania</td> <td>Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1</td> </tr> <tr> <td></td> <td>TOUATI Laid</td> <td>MC.A. UFM Constantine 1</td> </tr> </table>		Président :	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1	Directrice de thèse :	SAHLI Leila	Pr. UFM Constantine 1	Examineurs :	OUAHRANI-TOUATI Ghania	Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1		TOUATI Laid	MC.A. UFM Constantine 1
Président :	AFRI-MEHENNAOUI Fatima Zohra	Pr. UFM Constantine 1											
Directrice de thèse :	SAHLI Leila	Pr. UFM Constantine 1											
Examineurs :	OUAHRANI-TOUATI Ghania	Pr. Université Ferhat Abbes Sétif 1											
	TOUATI Laid	MC.A. UFM Constantine 1											