



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



Laboratoire de Biologie et Environnement

N° d'ordre :117 / D5 / 2016

N° de Série : 07 / ECO / 2016

Thèse présentée pour l'obtention du diplôme de

Doctorat en Sciences

Filière :

Ecologie

Option :

Pollution et Ecotoxicologie

Présentée par :

Mohamed EL-HADEF EL-OKKI

Etude des relations Lumbricidae – éléments traces métalliques en conditions naturelles et contrôlées. Cas de l'espèce *Aporrectodea trapezoides*

Soutenue le 24 novembre 2016, devant le jury composé de :

Mr	Harrat A.	Prof. Univ. Frères Mentouri, Constantine 1	Président
Mme	Rached O.	Prof. Ecole Supérieure de Biotechnologie	Directrice de Thèse
Mme	Berchi S.	Prof. Ecole Supérieure de Biotechnologie	Examinatrice
Mme	Afri-Mehennaoui F-Z.	MCA. Univ. Frères Mentouri, Constantine 1	Examinatrice
Mlle	Sahli L.	MCA. Univ. Frères Mentouri, Constantine 1	Examinatrice
Mr	Chafaa S.	MCA. Univ. Batna 2	Examinateur

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer toute ma gratitude à **Mme Oualida RACHED**, Professeur à l'Ecole Supérieure de Biotechnologie (Constantine), pour avoir dirigée cette thèse et m'avoir permis de la réaliser dans les meilleures conditions. Je tiens particulièrement à la remercier de la liberté d'action qu'elle m'a donné à chaque étape de cette aventure. J'espère avoir été digne de la confiance qu'elle m'a accordé et que ce travail est finalement à la hauteur de ses espérances. Je la remercie également pour sa grande disponibilité et pour le temps qu'elle a consacré à la critique de mes résultats en me faisant bénéficier de sa grande expérience. En plus, sa relecture finale méticuleuse de chacun des chapitres a été très appréciable. Cette thèse lui doit beaucoup. Quoi qu'il en soit, j'ai beaucoup appris à ses côtés et je suis très honoré de l'avoir eu pour encadrant. Pour tout cela Merci.

Mes sincères remerciements vont également aux membres du jury qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail :

- **Mr Aboud HARRAT**, Professeur à l'université des Frères Mentouri (Constantine 1), qui m'a fait l'honneur de présider ce jury. Je tiens à lui exprimer mes remerciements pour l'honneur qu'il me fait en participant à ce jury.
- **Mme Salima BERCHI**, Professeur à l'Ecole Supérieure de Biotechnologie, qui a accepté de juger ce travail en tant qu'examinatrice. Je lui adresse mes sentiments les plus respectueux.
- **Mme Fatima-Zohra AFRI-MEHENNAOUI**, Maitre de Conférence A à l'université des Frères Mentouri (Constantine 1), pour l'intérêt qu'elle a manifesté à l'égard de mes travaux de recherche en acceptant d'examiner ce manuscrit et pour l'honneur qu'elle me fait en participant à ce jury.
- **Melle Leila SAHLI**, Maitre de Conférence A à l'université des Frères Mentouri (Constantine 1), d'avoir accepté d'examiner ce travail. Je la remercie également pour son dévouement, pour m'avoir fait partager ses compétences professionnelles, et aussi pour toutes les remarques et discussions constructives que l'on a pu avoir.
- **Mr Smail CHAFAA**, Maitre de Conférence A et Doyen de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (Université Batna 2) pour avoir accepté d'examiner ce travail. Je le remercie pour l'intérêt qu'il portait toujours à mes travaux de recherche.

Ce travail de thèse a été réalisé au niveau du laboratoire "Biologie et Environnement" de l'université des Frères Mentouri (Constantine 1), qui était sous la direction du prof. Oualida Rached. Je tiens à souligner l'ensemble des facilités qui m'ont été accordés. Pour cela, je tiens à remercier tous les membres et en particulier l'équipe "Perturbations physicochimiques et interactions sol-végétation-pédofaune".

Une partie de ce travail a été effectuée au niveau du Laboratoire "Ecochem" (Laboratory of Analytical Chemistry and Applied Ecochemistry, Ghent University, Belgium). Pour cela, je tiens à remercier les professeurs Gijs Du Laing, Filip M.G. Tack et Marc G. Verloo pour m'avoir bien accueilli lors de mon séjour à Gand et pour les facilités accordées pour les dosages métalliques par ICP/OES et ICP/MS.

C'est le moment d'exprimer ma gratitude à celles et ceux qui ont contribué à ce travail, qui m'ont aidé ou soutenu pendant toutes ces années qui sont passées si rapidement :

En premier lieu, mes plus profonds remerciements vont à mes chers parents qui ont su croire en moi et qui m'ont apporté toute leur aide quand j'en ai eu besoin, je ne vous remercierais jamais assez.

Je remercie également mes beaux-parents pour leurs encouragements et leur soutien qui m'ont été bien utiles durant toutes ces années.

Je remercie ma chère épouse Amel pour son soutien quotidien indéfectible et son enthousiasme à l'égard de mes travaux. Notre couple a grandi en même temps que mon projet scientifique, le premier servant de socle solide à l'épanouissement du second.

Je remercie mes premiers fans et supporters, mes enfants : Ahmed Yacine, Yasmine, Raid Salah et Manel. Leur présence, leurs éclats de joie et les beaux moments de folie qu'on passe ensemble sont pour moi les piliers fondateurs de ce que je suis et de ce que je fais.

Ma reconnaissance va à ceux qui ont plus particulièrement assuré le soutien affectif : mes sœurs (Fatiha, Sakina et Touria), mes frères (Sofiane, Rabah, Brahim, Fayçal et Nabil), mes beaux frères (Mehdi et Chafik) ainsi que tous les membres des familles : El-Hadef El-Okki, Berriche, Ait Kaki et Lakehal, avec cette question récurrente : «*Quand est-ce que tu la soutiens cette thèse ?*», bien qu'angoissante en période fréquente de doutes, m'ont permis de ne jamais dévier de mon objectif.

De nombreuses autres personnes ont participé à l'aboutissement de ce travail de recherche. Je crois qu'il serait illusoire de penser n'oublier personne, alors je prie, par avance, les personnes qui ne sont pas citées ici, comme il se devrait, de bien vouloir m'excuser.

J'adresse mes très sincères remerciements à tous mes amis et collègues du Laboratoire de Biologie et Environnement : Leila Sahli, Radia Azzoug, Alima Bentellis, Jihane Zekri, Amel Soltani, Abderrezak Krika et Fayçal Kerboua. Je les remercie tous pour avoir rendu plus agréables les années que nous avons partagées au sein du laboratoire. Je les remercie également pour les bons moments que nous avons passés ensemble sur le terrain durant les différentes campagnes de prélèvement. Nos chemins ont divergé mais cela ne nous a pas empêché de conserver le même plaisir à nous retrouver, à partager de nouvelles expériences ou à nous remémorer le bon vieux temps au labo.

Je ne peux pas oublier de remercier tous le staff de l'Institut de la Nutrition, de l'Alimentation et des Technologies Agro-Alimentaires (Université des Frères Mentouri, Constantine 1) qui m'ont accueilli à bras ouvert, en particulier : prof. A. Boudjelal (Directeur de l'institut), prof. M. Barkat, Dr. S. Becila, Prof. K. Kharoub, Dr. D. Trad, Prof. A. Agli, Prof M.N. Zidoune, Prof. H. Namoune, Dr. D. Mekhancha, Dr. M. Gagaoua, Dr. A. Chikhounne, ...

Et, je n'oublie pas non plus de remercier mes anciens collègues avec qui j'ai enseigné au Département de Biologie (Université Hadj Lakhdar, Batna) : Dr. L. Nouri, M. Alloui, F. Khelfaoui, C. Belkhiri, prof. A. Si Bachir, L. Cherak, A. Medjadba, Dr. S. Meradi, ..., sans oublier Mounir et Habib.

"At last but not at least", un grand merci pour tous mes amis qui m'ont soutenu moralement pendant de longues années : Mokhtar Benziada, Rabah Maazi, ... Votre soutien a été une aide précieuse.

Bien entendu, cette liste n'est pas exhaustive. J'ai fait tout mon possible pour n'oublier personne dans ces remerciements. Si je n'ai pas réussi dans cette tâche, que les absents ne m'en veuillent pas et qu'ils sachent que ma reconnaissance va bien au-delà de ces remerciements, et que le plaisir que j'ai eu à les rencontrer et à les connaître était réel et sincère.

Mohamed El-Hadef El-Okki

Sommaire

Introduction	1
---------------------------	---

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

1- Les éléments traces métalliques dans le sol	5
1-1- Généralités sur les éléments traces métalliques	5
1-2- Sources des ETMs dans le sol	6
1-2-1- Sources naturelles.....	6
1-2-2- Sources anthropiques.....	7
1-3- Devenir des ETM dans le sol	8
1-3-1- La localisation	8
1-3-2- Les formes	9
1-3-3- La spéciation	9
1-3-4- La biodisponibilité des ETMs dans le sol	11
1-3-5- La toxicité des ETMs	12
1-4- Principaux paramètres de contrôle	13
1-4-1- Le pH.....	13
1-4-2- Les conditions d'oxydoréduction	14
1-4-3- La matière organique.....	14
1-4-4- La capacité d'échange cationique	14
1-4-5- Les microorganismes.....	15
1-5- Détermination des teneurs en ETMs dans le sol	15
1-5-1- La concentration totale	15
1-5-2- Méthode par extraction séquentielle sélective	15
1-6- Les principaux ETMs dans le sol	16
1-6-1- Le cadmium	16
1-6-2- Le chrome	17
1-6-3- Le cuivre	17
1-6-4- Le nickel	18
1-6-5- Le plomb	18
1-6-6- Le zinc	18
1-7- L'évaluation des risques de la contamination des sols par les ETMs	19
2- Les vers de terre	20
2-1- Biologie des vers de terre	20
2-2- Diversité et taxonomie	22
2-3- Ecologie des vers de terre.....	23
2-3-1- Distribution spatiale	23
2-3-2- Distribution verticale (catégories écologiques).....	23
2-4- La famille des Lumbricidae	24
2-5- Utilisation des vers de terre comme bio-indicateurs de la qualité des sols	24

3- Relation vers de terre - ETMs	26
3-1- Généralités.....	26
3-2- Localisation et contrôle des ETMs dans les vers de terre	27
3-2-1- Le chloragosome	27
3-2-2- Les métallothionéines.....	27
3-2-3- Les glandes calcifères.....	27
3-2-4- Les corps bruns.....	28
3-2-5- Les cocons	28
3-3- Les mécanismes de détoxification chez les vers de terre	28
3-4- Les effets des ETMs	28
3-5- L'évaluation des risques liés aux ETMs	29
3-5-1- Les tests d'écotoxicité	29
3-5-2- Les études de la bioaccumulation.....	29
3-5-3- Les études adaptatives	30
3-6- Les conséquences sur l'environnement.....	30

Chapitre 2 : Matériel et méthodes

1- Région d'étude	31
1-1- Localisation	31
1-2- Contexte géologique.....	32
1-2-1- Les formations Secondaires	32
1-2-2- Les formations tertiaires.....	32
1-2-3- Les formations quaternaires	33
1-3- Relief	33
1-3-1- Le versant nord de la chaîne numidique.....	33
1-3-2- Les piedmonts sud-telliens	33
1-3-3- Les hautes plaines constantinoises	33
1-3-4- Les pentes	34
1-4- Les sols	34
1-4-1- Sol brun calcaire.....	34
1-4-2- Sol évolué.....	34
1-5- Régime climatique	35
1-5-1- Les précipitations	35
1-5-2- Les températures	35
1-5-3- Relations températures-précipitations	35
1-6- Réseau hydrographique	36
1-7- Végétation	37
1-8- Morphologie de l'oued Rhumel dans la région d'étude.....	37
1-8-1- Le lit mineur	37
1-8-2- Le lit moyen	38
1-8-3- Le lit majeur	38
1-9- Contexte anthropique.....	38
1-9-1- Les rejets atmosphériques	39
1-9-2- Les rejets liquides.....	39
1-9-3- Les rejets solides	40
1-9-4- Les rejets agricoles	40
1-9-5- Les ouvrages hydrauliques	40

2- Méthodologie de prélèvement et conditionnement des échantillons	41
2-1- Choix de la région d'étude	41
2-2- Les stations de prélèvement	41
2-2-1- Choix des stations.....	41
2-2-2- Caractéristiques des stations.....	42
2-3- Le prélèvement des échantillons	44
2-3-1- Le prélèvement des sols	44
2-3-2- Le prélèvement des vers de terre.....	44
3- Détermination des paramètres physicochimiques des sols	45
3-1- L'humidité.....	45
3-2- La densité apparente.....	45
3-3- Le pH.....	45
3-4- La conductivité électrique	46
3-5- Le calcaire total	46
3-6- Le calcaire actif	46
3-7- La matière organique	46
3-8- L'azote total	46
3-9- Le rapport C/N	47
3-10- La capacité d'échange cationique	47
3-11- La texture	47
4- Détermination des paramètres biologiques des vers de terre	48
4-1- Identification des espèces.....	48
4-2- Détermination des paramètres biologiques	48
4-2-1- L'abondance et la densité.....	48
4-2-2- La biomasse.....	49
4-2-3- La dominance	49
4-2-4- La diversité.....	49
5- Détermination des teneurs métalliques	51
5-1- Détermination des ETMs dans les sols	51
5-1-1- La fraction totale	51
5-1-2- Extractions séquentielles	52
5-2- Méthode d'extraction des ETMs dans les vers de terre	52
5-2-1- Préparation des vers	53
5-2-2- Minéralisation.....	53
5-3- La quantification des ETMs dans les deux compartiments.....	53
5-3-1- L'ICP-OES	54
5-3-2- L'ICP-MS.....	55
5-3-3- La validation des méthodes analytiques.....	56
6- Les bioessais	57
6-1- Le matériel utilisé.....	58
6-1-1- Le sol.....	58
6-1-2- Le matériel biologique	58
6-1-3- Les containers.....	58

6-2- Les tests de toxicité aigue	59
6-2-1- Test de toxicité aigue sur papier filtre	59
6-2-2- Test de toxicité aigue dans le sol.....	59
6-2-3- Les mesures et les observations	60
6-3- Les tests d'évitement.....	60
6-3-1- Essai dans les containers cylindriques	60
6-3-2- Essai dans les bacs.....	61
6-3-3- Les mesures et les observations	61
7- Méthodologie d'interprétation des résultats	62

Chapitre 3 : Résultats et discussions

1- Caractérisation physicochimique des sols.....	64
1-1- L'humidité du sol	64
1-2- La densité apparente.....	64
1-3- Le potentiel hydrique	64
1-4- La conductivité électrique	65
1-5- Le calcaire total	65
1-6- Le calcaire actif.....	66
1-7- La matière organique.....	66
1-8- L'azote total	67
1-9- Le rapport C/N	67
1-10- La capacité d'échange cationique	68
1-11- La granulométrie	69
1-12- Discussion des propriétés physicochimiques des sols	69
2- Teneurs métalliques des sols des bordures de l'oued Rhumel	72
2-1- La fraction totale	72
2-1-1- Le cadmium.....	72
2-1-2- Le chrome	72
2-1-3- Le cuivre	73
2-1-4- Le nickel	73
2-1-5- Le plomb	73
2-1-6- Le zinc	74
2-2- Les fractions séquentielles	74
2-2-1- La fraction soluble.....	74
2-2-2- La fraction échangeable	75
2-2-3- La fraction liée aux carbonates.....	75
2-3- Discussion des teneurs métalliques	75
2-4- Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs métalliques.....	77
2-4-1- Influence sur la fraction totale.....	77
2-4-2- Influence sur les teneurs séquentielles	78
3- Evaluation du niveau de contamination métallique des sols étudiés.....	81
3-1- Les indices mono-élémentaires	81
3-1-1- Facteur de contamination	81
3-1-2- Facteur de risque écologique.....	82
3-1-3- Indice de géoaccumulation.....	82
3-1-4- Facteur d'enrichissement.....	83

3-2- Les indices multi-élémentaires	84
3-2-1- Degré de contamination	84
3-2-2- Indice du niveau de pollution	84
3-2-3- Indice du risque écologique potentiel.....	85
3-3- Discussion	85
4- Biodiversité du peuplement lombricien	87
4-1- La détermination taxonomique des vers prélevés	87
4-2- Caractéristiques du peuplement lombricien	98
4-2-1- L'abondance et la densité.....	98
4-2-2- La biomasse.....	99
4-2-3- La biodiversité.....	99
4-3- Discussion des paramètres biologiques	100
4-3-1- Influence des propriétés des sols sur les propriétés biologiques	101
4-3-2- Influence des teneurs métalliques sur les propriétés biologiques	102
5- Bioévaluation des teneurs métalliques	103
5-1- Les teneurs biologiques.....	103
5-1-1- Le cadmium.....	103
5-1-2- Le chrome.....	103
5-1-3- Le cuivre.....	103
5-1-4- Le nickel.....	103
5-1-5- Le plomb	104
5-1-5- Le zinc	104
5-1-6- Discussion des teneurs biologiques.....	104
5-2- Influence des propriétés physicochimiques des sols sur les teneurs biologiques	105
5-3- Influence des teneurs métalliques des sols sur les teneurs biologiques	106
5-3-1- Corrélations entre les teneurs biologiques et les teneurs totales dans le sol	106
5-3-2- Corrélations entre les teneurs biologiques et les ETMs solubles dans le sol	107
5-3-3- Corrélations entre les teneurs biologiques et les ETMs échangeables dans le sol.....	107
5-3-4- Corrélations entre les teneurs biologiques et les ETMs liés aux carbonates.....	107
5-3-5- Corrélations entre les teneurs biologiques et les fractions mobiles	107
5-3-6- Discussion	108
5-4- Facteur de bioaccumulation (BAF)	109
6- Les bioessais.....	113
6-1- Les tests de toxicité aigue	113
6-1-1- Test sur papier filtre	113
6-1-2- Test dans le sol.....	114
6-2- Les tests d'évitement.....	114
6-2-1- Essai dans les cylindres	115
6-2-2- Essai dans les bacs.....	115
6-3- Discussion	116
Conclusion générale.....	119
Références bibliographiques	124

Annexes

Liste des abréviations

A	: argile	ETM	: élément trace métallique
ABH-CSM	: Agence des bassins hydrographiques : Constantinois-Seybousse-Mellegue	ETM _C	: fraction des ETMs liés aux carbonates
ACP	: analyse en composantes principale	ETM _E	: fraction des ETMs échangeables
AFES	: Association française pour l'étude du sol	ETM _S	: fraction des ETMs solubles
AFNOR	: Agence française de normalisation	ETM _T	: fraction totale
Ag	: Argent	<i>F</i>	: valeur du test de Fisher
Al	: aluminium	Fe	: fer
Anova	: analyse de la variance	<i>F_M</i>	: facteur de mobilité
As	: arsenic	g	: gramme
BAF	: facteur de bioaccumulation	GPS	: système de positionnement global
BCR-CRM	: Bureau communautaire de référence – Certified reference materials	H	: humidité
Be	: béryllium	h	: heure
C	: carbone	<i>H'</i>	: indice de Shannon
C/N	: rapport carbone organique et azote	Hg	: mercure
CA	: calcaire actif	<i>i.e.</i>	: c'est-à-dire
Ca	: calcium	ICP-MS	: Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometer
Cd	: cadmium	ICP-OES	: Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometer
<i>C_d</i>	: degré de contamination	<i>I_{geo}</i>	: indice de géoaccumulation
CE	: conductivité électrique	ISO	: International Organization for Standardization
CE ₅₀	: concentration efficace médiane	<i>J</i>	: indice d'équitabilité de Piélou
CEC	: capacité d'échange cationique	K	: potassium
<i>C_f</i>	: facteur de contamination	km	: kilomètre
CHA	: classification hiérarchique ascendante	km ²	: kilomètre carré
Cl	: chlore	L	: limon
CL ₅₀	: concentration létale médiane	LCA.	: Laboratoire de conseils et d'analyses
cm	: centimètre	ln	: logarithme népérien
cmol ⁺ .kg ⁻¹	: centi-moles par kilogramme	LOD	: limite de détection
C _{org}	: carbone organique	LOEC	: dose minimale ayant un effet observable
Cr	: chrome	Log	: logarithme
CT	: calcaire total	LOQ	: limite de quantification
Cu	: cuivre	m	: mètre
<i>D</i>	: indice de Simpson	m/v	: rapport masse/volume
<i>D</i> ₁	: la valeur correspondant à 10 %	m ²	: mètre carré
<i>D</i> ₉	: la valeur correspondant à 90 %	m ³	: mètre cube
<i>D_a</i>	: densité apparente	Max.	: valeur maximale
<i>D_H</i>	: indice de Hill	Med.	: valeur correspondant à 50 %
DL ₅₀	: dose létale médiane	Mg	: magnésium
<i>D_M</i>	: indice de Margalef	mg	: milligramme
dS/m	: déci-Siemens par mètre	mg.l ⁻¹	: milligramme par litre
ET.	: écart type	Min.	: la valeur minimale
<i>EF</i>	: Facteur d'enrichissement	mm	: millimètre
<i>E_r</i>	: Facteur de risque écologique		

Mn	: manganèse	Q	: quotient pluviothermique d'Emberger
MO	: matière organique	Q ₁	: valeur correspondant à 25 %
Mol	: Mole	Q ₃	: valeur correspondant à 75 %
mol/l	: mole par litre	RI	: Indice du risque écologique potentiel
Moy.	: moyenne arithmétique	RSD	: écart type relatif
N	: azote total	S	: richesse spécifique
Na	: Sodium	S	: Sable
NF	: Norme AFNOR	Sb	: Antimoine
n _i	: abondance de l'espèce i ;	Se	: Selenium
Ni	: nickel	SNKt	: test de Student-Newman-Keuls
Nm	: nanomètre	SoCo.	: Soils Conservation – European Commission
NOEC	: dose sans effet observable	SSDS	: Soil Survey Division Staff
O	: oxygène	Tl	: Thallium
OECD	: Organisation for Economic Co-operation and Development	T _r	: facteur de la réponse toxicologique
P	: précipitations annuelles	tr/min	: tours par minute
p	: probabilité	USDA	: United States Department of Agriculture
Pb	: plomb	USEPA	: United States Environmental Protection Agency
pH	: potentiel hydrogène	UV	: ultra-violet
p _i	: proportion d'individus d'une espèce i	Zn	: zinc
PLI	: Indice de niveau de pollution		
μm	: micromètre		
μg.g ⁻¹	: microgramme par gramme		
%	: pourcentage		
°C	: degré Celsius		

Liste des figures

	N° de page
Figure 1 : Les différents horizons d'un sol.	5
Figure 2 : Les ETMs dans la classification périodique.	5
Figure 3 : Sources d'ETM dans les sols.	6
Figure 4 : Localisation des ETMs dans le sol.	8
Figure 5 : Formes des ETM dans un sol.	9
Figure 6 : La mobilité des ETMs dans le sol.	10
Figure 7 : Tendances à l'hydrolyse des ETM considérés.	10
Figure 8 : Principaux processus impliqués dans la biodisponibilité des ETMs dans le sol.	12
Figure 9 : Cycle simplifié des ETMs depuis les émissions jusqu'à l'exposition humaine.	12
Figure 10 : Schéma de la séquence des extractions sélectives des ETMs.	16
Figure 11 : Morphologie des vers de terre.	20
Figure 12 : Les caractères internes d'un ver de terre.	21
Figure 13 : Le cycle de vie des vers de terre.	21
Figure 14 : Distribution globale des familles lombriciennes dans chaque domaine biogéographique.	23
Figure 15 : Principaux rôles des lombriciens dans le sol.	24
Figure 16 : Etats et cinétique des ETMs dans les vers de terre.	26
Figure 17 : Impacts des polluants à divers échelles, types d'études et leurs proportions relatives.	28
Figure 18 : Courbe théorique Dose-Réponse.	29
Figure 19 : Grand bassin versant de l'oued Rhumel-Kébir.	31
Figure 20 : Situation du bassin de l'oued Rhumel et ses principales agglomérations.	31
Figure 21 : Carte géologique du bassin versant du Rhumel.	32
Figure 22 : Variations interannuelles des précipitations.	35
Figure 23 : Les isohyètes du grand bassin Kebir-Rhumel.	35
Figure 24 : Diagramme ombrothermique de la station de Constantine.	36
Figure 25 : Bioclimat de la région de Constantine selon le climagramme d'Emberger.	36
Figure 26 : Réseau hydrographique du grand bassin Kebir-Rhumel.	37
Figure 27 : Couverture végétale du grand bassin Kebir-Rhumel.	37
Figure 28 : Unités géomorphologiques de l'oued Rhumel.	38
Figure 29 : Localisation des principales industries et agglomérations du bassin versant de Kébir-Rhumel.	39
Figure 30 : Impact des activités humaines sur l'oued Rhumel et ses berges.	40
Figure 31 : Localisation des stations d'échantillonnage le long de l'oued Rhumel dans la zone d'étude.	41
Figure 32 : Localisation et description des cinq premières stations de prélèvement.	42
Figure 33 : Localisation et description des cinq dernières stations de prélèvement.	43
Figure 34 : Méthode de prélèvement <i>in situ</i> des sols et des vers de terre.	44
Figure 35 : Triangle textural américain, système USDA.	47
Figure 36 : Caractères internes et externes des vers de terres.	48
Figure 37 : Système micro-ondes fermé.	51
Figure 38 : Le four à microondes et les bombes en téflon utilisés dans l'extraction des ETMs.	51
Figure 39 : Préparation des vers de terre pour l'analyse métalliques.	53
Figure 40 : Varian type Vista-MPX CCD Simultaneous (ICP-OES).	54
Figure 41 : Perkin Elmer type ELAN 9000 (ICP-MS).	55
Figure 42 : Le ver de terre utilisé dans les bioessais (<i>A. trapezoides</i>)	58
Figure 43 : Le matériel utilisé dans les différents bioessais.	59
Figure 44 : L'incubation des boîtes de Pétri dans l'étuve.	59
Figure 45 : Le plan expérimental pour l'essai de toxicité aiguë dans les pots de culture.	59
Figure 46 : Plan expérimental du test d'évitement dans les containers.	60
Figure 47 : Plan expérimental du test d'évitement dans les bacs.	61
Figure 48 : Répartition des taux d'humidité des sols selon les stations étudiées.	64
Figure 49 : Répartition des résultats de la densité apparente selon les stations étudiées.	64
Figure 50 : Répartition des valeurs du pH des sols selon les stations étudiées.	65

Figure 51 : Répartition des valeurs de la CE des sols selon les stations étudiées.	65
Figure 52 : Répartition des taux de CT des sols selon les stations étudiées.	66
Figure 53 : Répartition des taux de CA des sols selon les stations étudiées.	66
Figure 54 : Répartition des taux de MO des sols selon les stations étudiées.	67
Figure 55 : Répartition des taux de N des sols selon les stations étudiées.	67
Figure 56 : Répartition des ratios C/N des sols selon les stations étudiées.	68
Figure 57 : Répartition des résultats de la CEC des sols selon les stations étudiées.	68
Figure 58 : Projection des résultats granulométriques des sols sur le triangle textural américain.	69
Figure 59 : Corrélations entre les propriétés physicochimiques des sols étudiés.	71
Figure 60 : Résultats de la CHA et projection des sols étudiés selon les deux premiers axes de l'ACP réalisée.	71
Figure 61 : Répartition de la fraction totale en Cd en fonction des stations étudiées.	72
Figure 62 : Répartition de la fraction totale en Cr en fonction des stations étudiées.	73
Figure 63 : Répartition de la fraction totale en Cu en fonction des stations étudiées.	73
Figure 64 : Répartition de la fraction totale en Ni en fonction des stations étudiées.	73
Figure 65 : Répartition de la fraction totale en Pb en fonction des stations étudiées.	74
Figure 66 : Répartition de la fraction totale en Zn en fonction des stations étudiées.	74
Figure 67 : Les proportions des différentes fractions métalliques dans les sols étudiés.	76
Figure 68 : Plan principal de l'ACP effectuée sur les propriétés physicochimiques et les teneurs totales en ETMs des sols étudiés.	78
Figure 69 : Répartition de la contamination métallique des stations étudiées.	86
Figure 70 : <i>Aporrectodea rosea</i> .	88
Figure 71 : <i>Aporrectodea trapezoides</i> .	89
Figure 72 : <i>Eisenia fetida</i> .	90
Figure 73 : <i>Eiseniella tetraedra</i> .	91
Figure 74 : <i>Eophila moebii</i> .	91
Figure 75 : <i>Eophila molleri</i> .	93
Figure 76 : <i>Octodrilus complanatus</i> .	94
Figure 77 : <i>Octolasion lacteum</i> .	95
Figure 78 : <i>Proctodrilus antipai</i> .	96
Figure 79 : <i>Criodrilus ghaniae</i> .	97
Figure 80 : La répartition des abondances des taxons lombriciens en fonction des stations étudiées.	98
Figure 81 : Les taux d'abondance des taxons lombriciens dans la région d'étude.	98
Figure 82 : La répartition des biomasses en fonction des taxons déterminés.	99
Figure 83 : La répartition des biomasses spécifiques en fonction des stations étudiées.	99
Figure 84 : Répartition des teneurs métalliques des vers en fonction des stations étudiées.	103
Figure 85 : Plan principal de l'ACP effectuée sur les propriétés physicochimiques et les teneurs métalliques dans les vers de terre.	105
Figure 86 : Régressions log-linéaires des teneurs métalliques des deux compartiments.	106
Figure 87 : Plan principal de l'ACP effectuée sur les teneurs métalliques des deux compartiments analysés.	108
Figure 88 : Les anomalies morphologiques observées chez les vers testés.	113
Figure 89 : La variation du taux de mortalité en fonction des doses testées.	114
Figure 90 : Evolution des biomasses moyennes des vers selon les doses appliquées durant la période d'expérience.	114

Liste des Tableaux

	N° de page
Tableau 1 : Quelques sources lithologiques des ETMs.	6
Tableau 2 : Teneurs naturelles des ETMs dans les sols et dans la lithosphère.	7
Tableau 3 : Sources anthropiques des ETMs dans le sol	7
Tableau 4 : Les formes chimiques de quelques ETMs dans le sol.	9
Tableau 5 : Compilation associative des ETMs aux ligands selon le pH du sol sous des conditions oxydantes.	11
Tableau 6 : Effets majeurs toxiques et écotoxiques des ETMs.	13
Tableau 7 : Les conditions des extractions séquentielles sélectives.	15
Tableau 8 : Synthèse de certaines propriétés des ETMs.	16
Tableau 9 : Répartition des taxons selon les 18 familles lombriciennes.	22
Tableau 10 : Principaux caractères des 3 catégories écologiques des vers de terre.	23
Tableau 11 : Classes des pentes du bassin versant de l'oued Rhumel.	34
Tableau 12 : Données climatiques moyennes de la période de 1990 à 2006.	35
Tableau 13 : Zones industrielles et d'activités situées dans la zone d'étude.	39
Tableau 14 : Importance du réseau routier du bassin de l'oued Rhumel	39
Tableau 15 : Grille d'évaluation des valeurs du pH du sol.	45
Tableau 16 : Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE.	46
Tableau 17 : Grille d'appréciation du calcaire total du sol.	46
Tableau 18 : Grille d'appréciation du calcaire actif du sol.	46
Tableau 19 : Grille d'appréciation de la MO dans le sol.	46
Tableau 20 : Grille d'appréciation de la teneur en azote.	46
Tableau 21 : Grille d'appréciation du rapport C/N.	47
Tableau 22 : Grille d'appréciation de la capacité d'échange cationique.	47
Tableau 23 : Grille d'appréciation des unités granulométriques du sol.	47
Tableau 24 : Programme de minéralisation du Speedwave MWS-2 pour l'extraction métallique à l'eau régale dans le sol.	51
Tableau 25 : Résultats des dosages métalliques du sol de référence.	52
Tableau 26 : Mode opératoire des extractions séquentielles des ETMs.	52
Tableau 27 : Programme de minéralisation du Speedwave MWS-2 pour l'extraction métallique dans les vers de terre.	53
Tableau 28 : Le pourcentage de récupération des ETMs selon la méthode d'extraction utilisée sur le tissu de référence.	53
Tableau 29 : Domaine de linéarité et reproductibilité analytique de l'ICP-AES.	54
Tableau 30 : conditions instrumentales de l'ICP-MS Elan 9000 Perkin Elmer pour l'analyse des ETMs dans le sol et les vers de terre.	55
Tableau 31 : Domaine de linéaire et sensibilité de l'ICP-MS.	55
Tableau 32 : Doses des ETMs testés dans les différents bioessais.	57
Tableau 33 : Caractéristiques physicochimique du sol de l'expérience.	58
Tableau 34 : Résultats des analyses physicochimiques des 40 sols étudiés.	64
Tableau 35 : Les résultats de l'analyse granulométrique représentant les moyennes en fonction des 10 stations étudiées et leurs classes texturales.	69
Tableau 36 : Matrice des corrélations entre les propriétés physicochimiques des sols étudiés.	70
Tableau 37 : Résultats de l'ACP réalisée sur les propriétés physicochimiques des sols étudiés.	70
Tableau 38 : Typologie des 3 classes de sols obtenues par la CHA.	71
Tableau 39 : Teneurs totales des ETMs dans les sols étudiés.	72
Tableau 40 : Résultats des dosages de la fraction soluble des 6 ETMs.	75
Tableau 41 : Résultats des dosages de la fraction échangeable des 6 ETMs.	75
Tableau 42 : Résultats des dosages de la fraction liée aux carbonates des 6 ETMs.	75
Tableau 43 : Matrice des corrélations entre les fractions totales des ETMs dans les sols étudiés.	76
Tableau 44 : Les facteurs de mobilité des ETMs étudiés.	77

Tableau 45 : Matrice de corrélations entre les propriétés physicochimiques et les fractions totales des ETMs dans les sols étudiés.	77
Tableau 46 : Les teneurs métalliques des 3 classes de sols.	78
Tableau 47 : Matrice de corrélations entre les propriétés physicochimiques et les teneurs métalliques des sols étudiés.	79
Tableau 48 : Matrice de corrélations entre les propriétés physicochimiques et la mobilité des ETMs dans les sols étudiés.	79
Tableau 49 : Les résultats des analyses métalliques dans la station de contrôle.	81
Tableau 50 : Répartition des classes de contamination des sols selon les valeurs de C_f .	81
Tableau 51 : Moyennes des C_f en fonction des stations étudiées.	82
Tableau 52 : Répartition des classes de risque écologiques selon les valeurs de l'indice E_r .	82
Tableau 53 : Moyennes des E_r en fonction des stations étudiées.	82
Tableau 54 : Classes de contamination des sols en fonction de l' I_{geo} .	82
Tableau 55 : Moyennes des I_{geo} en fonction des stations étudiées.	83
Tableau 56 : Classes de contamination des sols en fonction de l'indice EF .	83
Tableau 57 : Moyennes des EF en fonction des stations étudiées.	83
Tableau 58 : Classes de contamination des sols en fonction du C_d .	84
Tableau 59 : Moyennes des indices multi-élémentaires en fonction des stations étudiées.	84
Tableau 60 : Classes de contamination des sols en fonction du PLI .	84
Tableau 61 : Classes de contamination des sols en fonction du RI .	85
Tableau 62 : Répartitions des 10 taxons déterminés selon le genre et la famille.	87
Tableau 63 : La répartition des abondances et des biomasses des vers en fonction stations d'étudiées et du stade de vie des vers.	98
Tableau 64 : Les résultats des indices de diversité de la Famille des Lumbricidae.	99
Tableau 65 : Matrice des corrélations entre les paramètres biologiques des vers de terre et les propriétés physicochimiques des sols correspondants.	101
Tableau 66 : Matrice des corrélations entre les paramètres biologiques des vers de terre et les teneurs métalliques totales des sols correspondants.	102
Tableau 67 : Concentrations corporelles des vers analysés en ETMs.	103
Tableau 68 : Coefficients de corrélations entre les teneurs biologiques et les propriétés physicochimiques des sols.	105
Tableau 69 : Matrice de corrélations entre les teneurs métalliques dans les vers et celles des différentes fractions dans les sols.	106
Tableau 70 : Comparaison des pentes des régressions effectuées à celles obtenues par plusieurs auteurs.	108
Tableau 71 : Les valeurs moyennes des BAFs en fonction des fractions métalliques.	109
Tableau 72 : Comparaisons des valeurs des BAFs obtenus.	110
Tableau 73 : Les moyennes des BAFs en fonction des stations.	110
Tableau 74 : Les modèles de régression des BAFs en fonction des propriétés physicochimiques des sols étudiés.	111
Tableau 75 : Les modèles de régression des BAFs en fonction des propriétés physicochimiques et teneurs métalliques des sols étudiés.	111
Tableau 76 : Dénombrement des vers morts dans le test de toxicité sur papier filtre.	113
Tableau 77 : Taux de mortalité enregistrée durant le test de toxicité dans le sol.	114
Tableau 78 : Nombre moyen de vers par compartiment en fonction des doses métalliques.	115
Tableau 79 : Nombre moyen de vers par compartiment en fonction des doses métalliques.	115
Tableau 80 : Classification de la toxicité aiguë des produits chimiques.	117
Tableau 81 : Comparaison des valeurs obtenues de DL_{50} ETMs testés.	117

INTRODUCTION

Introduction

Les activités humaines, essentiellement l'accroissement urbain, industriel et des pratiques agricoles, sont à l'origine de nombreux cas de contamination des écosystèmes. Sans effet apparent pour l'environnement, il s'agit d'un accroissement des teneurs de contaminants, suite à ces activités locales ou générales avec un accroissement du risque de nuire au fonctionnement des milieux naturels. Toutefois, le terme "contaminant" est défini comme un élément dangereux susceptible de présenter un risque pour les milieux et les organismes vivants.

Parmi ces contaminants, les éléments traces métalliques (ETMs) ont reçu une attention particulière en termes d'accumulation dans les différents écosystèmes. A l'inverse des contaminants organiques, ces éléments ne sont pas dégradés ou éliminés par les mécanismes naturels. Certains éléments sont essentiels, tels le zinc et le cuivre, mais deviennent toxiques à fortes concentrations. D'autres comme le plomb ou le cadmium sont toxiques dès l'état de traces. Malgré leurs faibles concentrations dans la croûte terrestre, ils peuvent être émis dans l'environnement en quantités importantes par différentes sources naturelles et/ou anthropiques. L'utilisation importante de ces éléments par l'homme a très largement contribué à sa répartition globale dans l'environnement. Une fois émis, ils persistent dans les écosystèmes où ils circulent, sous diverses formes chimiques, entre les milieux atmosphériques, aquatiques et terrestres. Cependant, c'est dans ces derniers que ces éléments seront stockés. Selon [Kabata-Pendias \(2011\)](#), leur temps de résidence dans les sols, *i.e.* leur persistance, semble nettement plus grand, voire même permanent.

Les sols sont des milieux complexes et extrêmement diversifiés. Ils occupent une place centrale dans l'équilibre des écosystèmes. Leur contamination par les ETMs a des effets potentiels sur la santé humaine et est donc un sujet de préoccupation majeur aussi bien à (très) court terme qu'à (très) long terme. Pour la prise de conscience du risque écologique lié aux ETMs, il importe d'identifier les sources de ces contaminations, de comprendre leurs interactions avec les constituants du sol, d'être capable d'évaluer le risque écologique, et de savoir prendre les mesures nécessaires pour traiter le sol, ou, à défaut, protéger les êtres vivants. Ainsi, l'évaluation du fond pédogéochimique local ne peut rendre compte à lui seul de l'état d'enrichissement d'un sol. De même, la connaissance des teneurs totales est insuffisante pour déterminer les risques environnementaux. Pour cela, la détermination des formes chimiques des ETMs, ainsi que leurs associations avec les différents constituants du sol, sont nécessaires pour déterminer leur disponibilité pour les organismes du sol.

Plusieurs ETMs peuvent pénétrer dans les réseaux alimentaires par le biais de leurs transferts vers les plantes et les organismes terrestres et par conséquent atteindre des seuils de toxicité en fin de la chaîne trophique. De ce fait, il est important de déterminer la fraction qui circule dans le compartiment biologique et aussi de choisir un bon représentant de ce compartiment au niveau du sol. C'est le cas des vers de terre ou Lombriciens (Annélides, Oligochètes) qui jouent un rôle très important dans le sol. En effet, ils ont la capacité de modifier leur environnement et même de créer de nouveaux habitats par le biais de diverses actions (Edwards et Bohlen, 1996; Römbke et al., 2005). Selon Jones et al. (1994), cette faculté leur a même valu le titre d'ingénieurs des écosystèmes. Leur signification écologique est donc considérable. De part leur abondance, les vers de terre jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire car ils sont une nourriture de choix pour de nombreux prédateurs, leur fournissant ainsi un apport protéique substantiel (Bouché, 1972; Lee, 1985; Cooke et al., 1992; Edwards et Bohlen, 1996; Efrogmson et al., 1997; Sims et Gerard, 1999).

Les vers de terre sont considérés comme de bons bio-indicateurs de la qualité des sols en écotoxicologie. En effet, les voies dermale et intestinale sont les 2 principales voies de contamination des vers (Goven et al., 2005). De nombreuses études ont évalué durant plusieurs années l'écotoxicité des ETMs, des HAPs, des pesticides et aussi des sols multi-contaminés sur les vers de terre (Gish et Christensen, 1973; Ma, 1982; Morgan et Morgan, 1988; Abdul Rida, 1992; Morgan et al., 1993; Choo et Baker, 1998; Nahmani, 2003; Lukkari, 2004; Lanno et al., 2004; Römbke et al., 2005; Goven et al., 2005; Frampton et al., 2006; Gupta et al., 2006; Hobbelen et al., 2006; Nahmani et al., 2007; Suthar et al., 2008; van Gestel et al., 2009; Peijnenburg et Vijver, 2009; Sizmur et Hodson, 2009; Liu, 2012; Rodriguez et al., 2013; Wang et al., 2014; Pelosi et al., 2014; Ardestani et al., 2014; Sivakumar, 2015; etc.). Ce constat a été basé sur les faits suivants :

- 1- les vers de terre colonisent des espaces géographiques très étendus ;
- 2- ils sont présents presque dans tous les sols et sous divers climats ;
- 3- ils peuvent coloniser le sol à plus d'un mètre de profondeur ;
- 4- ils constituent la partie la plus importante de la faune de sol (60 à 80 % en biomasse) ;
- 5- ils vivent là où se déroulent les échanges entre les éléments abiotiques et les compartiments biotiques du sol ;
- 6- ils sont en contact permanent avec les éléments par voies cutanée et intestinale ;
- 7- ils ont une teneur moyenne en éléments disponibles dans le profil du sol suite à leurs activités et leur déplacement continu ;
- 8- ils ont une capacité à concentrer les ETMs et leurs concentrations corporelles reflètent leur niveau dans le sol ;
- 9- leurs facteurs d'accumulation sont très élevés ;
- 10- leur taille et leur masse facilitent leur capture *in situ* et sont assez robustes pour être élevés au laboratoire et subir des tests d'écotoxicité ;

- 11- sur le terrain, ils sont disponibles presque toute l'année ;
- 12- ils ont une constitution corporelle relativement constante ;
- 13- leur système physiologique est d'une grande simplicité ;
- 14- leur durée de vie est assez longue (plusieurs mois à plusieurs années) ;
- 15- l'apport de vers allochtones est facile s'il y a absence de vers autochtones ;

En Algérie, très peu d'informations sont disponibles sur les sols contaminés par les ETMs. Particulièrement, il y a un manque de donnée sur la minéralogie, la composition chimique et le fond pédogéochimique des sols. Il existe aussi un vide en termes de réglementation des teneurs maximales autorisées en ETMs potentiellement toxiques et jusqu'à présent, il n'existait aucun outil pour évaluer la qualité des sols. De plus, les études de géochimie sur les sols algériens sont très parcellaires.

En revanche, les investigations menées au niveau du grand bassin du Kébir-Rhumel ont montrées que les différents compartiments, *i.e.* eau, sédiment et sol, présentent divers degrés de contamination (El-Hadef El-Okki, 2002; Bentellis-Mosbah et al., 2003; Kerboua, 2003; Afri-Mehennaoui, 2006; Sahli, 2012; Sahli et al., 2011, 2012, 2014; Krika et al., 2013). Cependant, les sols de bordures enregistrent les teneurs les plus élevées. En plus, la contamination métallique des sols de bordures des cours d'eau est devenue un phénomène international croissant en raison des activités anthropiques et de la pression démographique (Zhang et al., 2010; Schulz-Zunkel et al., 2013; Frohne et al., 2014; Martin, 2015; Domínguez et al., 2016). Compte tenu de cette réalité, il est devenu nécessaire d'adopter des mesures afin d'évaluer les niveaux actuels de la contamination de ces sols.

Notre travail a pour objectif principal d'évaluer la contamination métallique des sols de bordures de l'oued Rhumel dans la partie la plus influencée par les activités humaines. Les mesures porteront sur 6 ETMs, à savoir cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn), et sur leurs quatre fractions dans le sol (totale, soluble, échangeable et liée aux carbonates). Comme les mesures physicochimiques sont insuffisantes, la détermination des paramètres biologiques et des teneurs métalliques du compartiment biologique choisi, *i.e.* les vers de terre, peuvent nous renseigner sur l'état de contamination de ces sols par ces éléments. Ainsi, les comparaisons des teneurs métalliques des deux compartiments (sol et vers de terre) permettront d'expliquer les différentes relations entre ceux-ci dans les sols contaminées par rapport à ceux non contaminés. Du fait qu'il existe une variabilité de l'accumulation et d'élimination des ETMs entre les espèces, nous utiliserons un seul taxon lombricien. Il s'agit d'*Aporrectodea trapezoides* (Dugès, 1828), une espèce très représentative du peuplement lombricien du bassin versant Kébir-Rhumel (El-Hadef El-Okki et al., 2014) et très recommandé pour les études écotoxicologiques liées aux ETMs (Choo et Baker, 1998; Fernández et al., 2010; Maitre et al., 2012; Wang et al., 2012).

Ce travail permettra de mettre en évidence l'importance bioindicative des vers de ce taxon dans la biosurveillance des sols de bordures de l'oued Rhumel. Pour la première fois, en Algérie, des tests d'écotoxicité ont été effectués sur ce taxon en condition de laboratoire. Ces bioessais permettront de déterminer les seuils de toxicité des ETMs qui contaminent le plus les sols de la région étudiée vis-à-vis de ce taxon, et aussi de déterminer leur comportement (d'évitement) d'une éventuelle contamination par ces éléments.

Ce document est organisé en trois chapitres. Le premier chapitre constitue une revue bibliographique qui décrit et énumère les différents problèmes qui abordent le sujet de la contamination métallique des sols ainsi que le rôle joué par les vers de terre dans la bio-indication de la qualité des sols. Le deuxième chapitre est consacré à la description de la région d'étude, à la méthodologie d'échantillonnage, et aux divers protocoles et plans expérimentaux retenus pour les analyses biophysicochimiques des sols et des vers de terre, et les essais d'écotoxicité. Le dernier chapitre, Résultats et discussion, présente et discute les différents résultats obtenus dans le cadre de la présente recherche. Enfin, nous concluons sur le comportement des ETMs dans les sols des bordures de l'oued Rhumel et la possibilité d'utilisation des vers de terre dans la biosurveillance de ces sols. Nous présenterons aussi les perspectives qu'ouvre ce travail dans les domaines méthodologiques et appliqués liées aux ETMs.

Chapitre 1

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

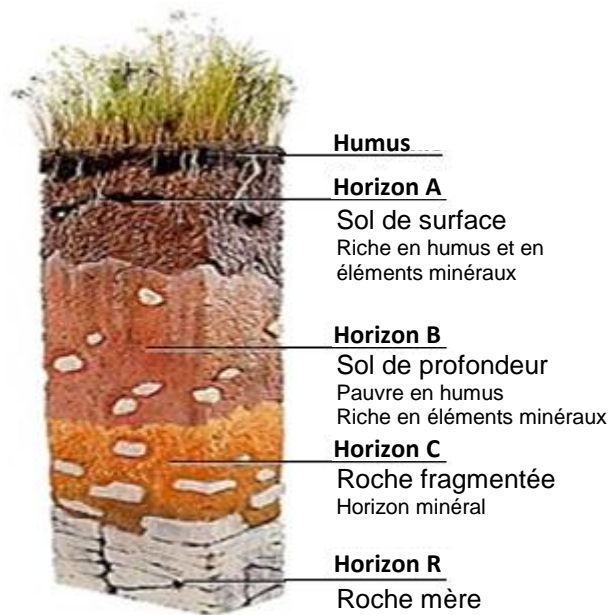


Figure 1 : Les différents horizons d'un sol (<http://www.factmonster.com/dk/encyclopedia/soil.html>).

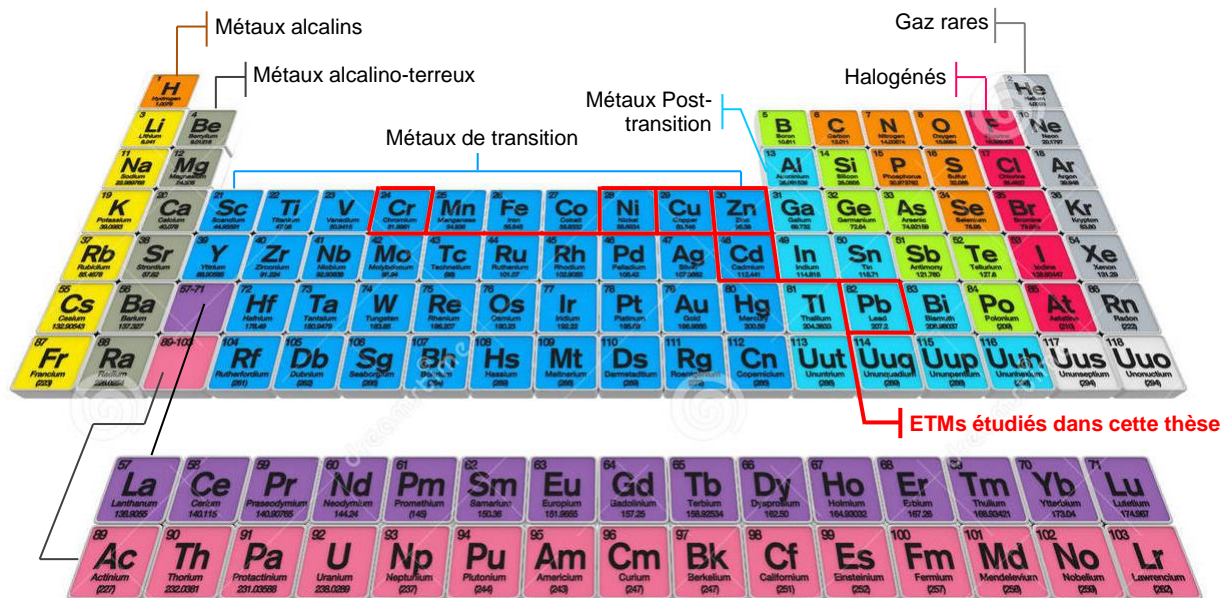


Figure 2 : Les ETMs dans la classification périodique.

1- Les éléments traces métalliques dans le sol

Le sol comprend la couche supérieure de la croûte terrestre recouvrant la roche-mère. Son épaisseur est très variable, de l'ordre de quelques décimètres à quelques mètres (négligeable devant celle de la lithosphère). Milieu complexe et extrêmement diversifié, il est en perpétuelle évolution. Il s'agit aussi d'une entité vivante à part entière. Un sol naît, se développe, meurt et disparaît si les conditions de son maintien ne sont pas réunies. Au cours de son évolution, le sol se différencie en couches superposées appelées horizons (fig. 1), dont l'ensemble constitue le profil ou "*Solum*" (Robert, 1996). Il constitue un matériau hétérogène composé d'éléments vivants et non vivants en interactions complexes. Cependant, le sol représente une entité parfaitement définie et complètement caractérisée aux plans morphologique, hydrique, minéralogique et biologique. Il occupe ainsi une place centrale dans l'équilibre des écosystèmes.

Actuellement, la qualité des sols est de plus en plus menacée par les activités humaines. L'accroissement de la pression exercée par ces activités accélère leur dégradation, *i.e.* la contamination et la pollution des sols. Selon Ramade (2007), il y a contamination à partir du moment où une substance est présente dans le sol plus que la normale, mais sans qu'il n'y ait forcément de conséquences mesurables et de toxicité vérifiée. De ce fait, elle représente une préoccupation majeure en raison de son impact potentiel sur l'environnement et la santé humaine, liée à la propagation des substances dangereuses dans les écosystèmes environnants et dans les réseaux trophiques. Cependant, on parle de "pollution" quand on dépasse un certain seuil de contamination et que l'on peut mesurer ses conséquences.

Aujourd'hui, il importe donc d'identifier les sources de contamination des sols, de comprendre les interactions des contaminants avec les constituants du sol, d'être capable d'évaluer son degré de contamination ainsi que le risque écologique, et de savoir prendre les mesures nécessaires pour traiter le sol contaminé, ou, à défaut, protéger les êtres vivants (Sirven, 2006).

1-1- Généralités sur les éléments traces métalliques (ETMs)

L'appellation "métaux lourds", introduite par Burrel (1974), désignait les éléments dont la densité est supérieure à $4,5 \text{ g.cm}^{-3}$, à l'exclusion des alcalino-terreux (fig. 2). Cette notion a été élargie pour désigner les éléments minéraux ayant différentes propriétés physiques et chimiques mais possédant tous une certaine toxicité (Leocoanet, 2000). Cependant, cette classification est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (exemple, le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux, mais des métalloïdes (exemple, l'arsenic).

Par ailleurs, les éléments traces sont ceux dont la concentration moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1 % (80 éléments minéraux). Ils représentent ensemble 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, S et Ba) interviennent pour 99,4 % (Baize, 2009; Alloway, 2013).

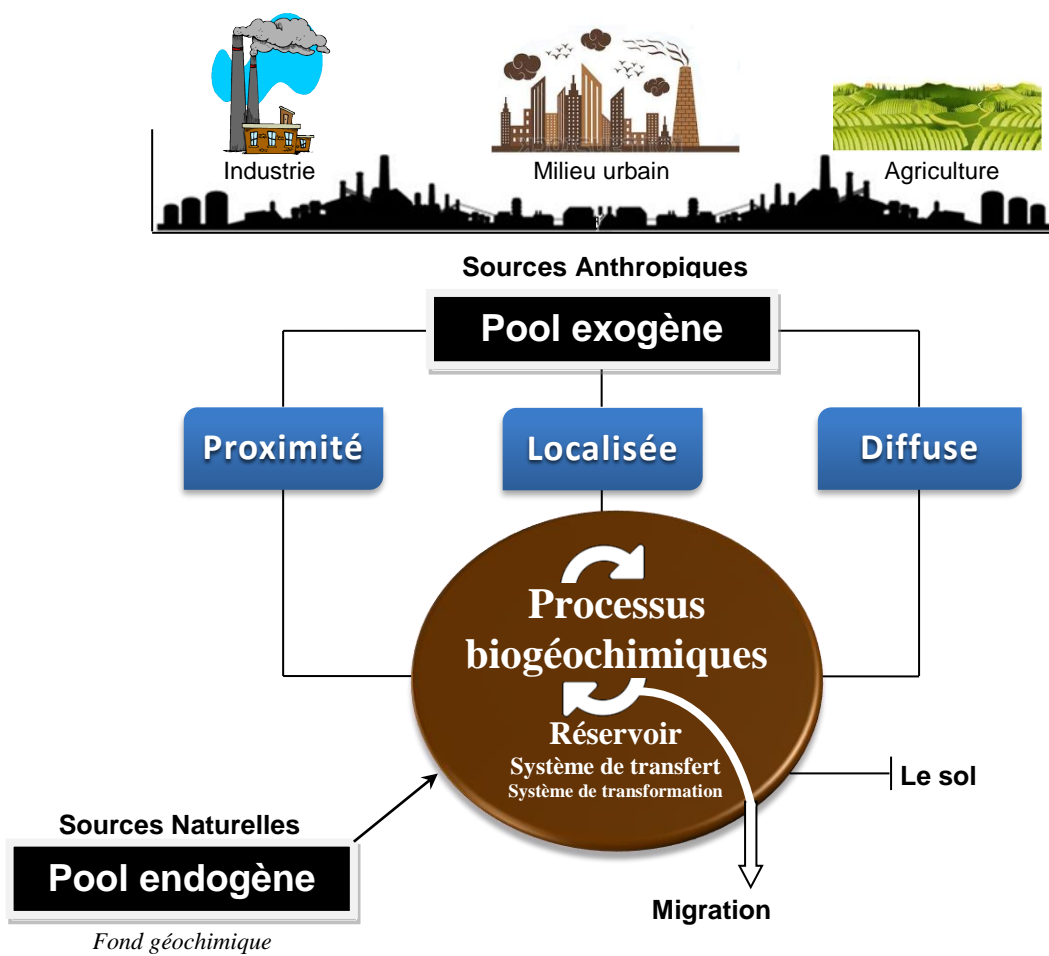


Figure 3 : Sources d'ETM dans les sols (modifié d'après Fernandez-Cornudet, 2006).

Tableau 1 : Quelques sources lithologiques des ETMs (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (Alloway, 2013).

ETM	Croûte supérieure	Granite	Basalte	Grés	Schistes	Calcaires	Charbon
As	2	3	0,7	0,5	13	1,5	10
Cd	0,1	0,1	0,2	<0,04	0,25	0,1	1
Cr	35	10	250	35	100	5	20
Cu	14	12	90	2	45	6	20
Mn	527	400	1500	100	850	15	40
Ni	19	5	130	2	70	5	20
Pb	17	20	4	10	22	5	20
Zn	52	50	100	20	100	40	50

La notion d'élément trace métallique ou ETM est cependant préférable. Elle désigne indistinctement les métaux et les métalloïdes réputés toxiques pour les organismes vivants du fait qu'ils ne sont pas biodégradables dans l'environnement (Kabata-Pendias et Pendias, 1992; Bricka et al., 1994; Houda, 2010; Tack, 2010; Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2013), et par conséquent s'accumulent dans le biotope (Audry, 2003). Selon l'agence américaine de protection environnementale (USEPA., 1992), on identifie 13 ETMs comme des "polluants prioritaires" : l'antimoine (Sb), l'argent (Ag), l'arsenic (As), le béryllium (Be), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le sélénium (Se), le thallium (Tl) et le zinc (Zn) (fig. 2).

On distingue 2 catégories d'éléments traces :

- *Les ETMs essentiels*: indispensables aux processus biologique, mais sont toxiques à fortes concentrations, exemple : Cu, Zn, Fe et Cr ;
- *Les ETMs non-essentiels*: ces éléments, tel que Pb, Cd et Hg, n'ont aucune fonction métabolique et sont souvent toxiques à un seuil inférieur à celui des éléments essentiels.

D'autres classifications, basées sur les implications des propriétés physicochimiques sur les interactions entre les ETMs et les systèmes vivants existent (Sigel, 1986). Ce type de classification est particulièrement important pour expliquer les mécanismes de transport, de stockage et de toxicité de ces éléments au niveau cellulaire sur les êtres vivants. Selon Nieboer et Richardson (1980), la plus communément utilisée par les biologistes est celle basée sur l'affinité des ETMs avec certains ligands :

- les ligands oxygénés, tel Ca, K, Mg, Mn, Na (classe A) ;
- les ligands azotés ou soufrés, tel Cr, Ni, Pb, Zn (classe B) ;
- les 2 types de ligands, tel Cd, Cu, Hg (classe intermédiaire).

Pour le sol, les principaux ETMs impliqués dans les cas de contamination sont : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn (USEPA., 1997; Lasat, 2002). Ces éléments sont présents à l'état de traces dans le sol. La plupart d'entre-eux sont ubiquitaires dans l'environnement tandis que d'autres sont introduits dans les systèmes naturels par les différentes activités humaines (Alloway, 2013).

1-2- Sources des ETMs dans le sol

Selon Baize (2009), les ETMs sont présents dans tous les compartiments de l'environnement soit naturellement pour laquelle, on parle souvent de " fond géochimique " ou pool endogène ; soit artificiellement, issus d'apports anthropiques (pool exogène) provenant essentiellement des différentes activités humaines (fig. 3).

1-2-1- Sources naturelles

Les ETMs sont présents naturellement dans les sols (Alloway, 2013). La concentration naturelle de ces éléments est essentiellement liée à la géologie du matériau parental à partir duquel le sol s'est formé (tableau 1). Ainsi, un sol contenant des ETMs ne peut donc pas *a priori* être nécessairement considéré comme contaminé (Kabata-Pendias, 2011).

La concentration naturelle en ETMs (tableau 2) est généralement appelée fond pédogéochimique ou bruit de fond (*background*). Selon [Baize \(2009\)](#), le fond pédogéochimique naturel correspond à la concentration d'un élément chimique dans un sol résultant des évolutions naturelles, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine. Il est défini par une valeur moyenne et les variabilités (anomalies naturelles) dépendant de l'échelle spatiale considérée.

Dans le cas des alluvions et des bordures des cours d'eau, le fond pédogéochimique dépend largement des roches érodées en amont et transportées ensuite par les cours d'eau. Ainsi, les compositions initiales peuvent être localement modifiées. Elles se distinguent du fond géochimique local initial et se diversifie, verticalement et horizontalement, d'un horizon à un autre en fonction du jeu relatif des altérations, des lixiviations, des migrations et des redistributions ([Baize, 2009](#)).

1-2-2- Sources anthropiques

Les apports exogènes en ETMs sont multiples et proviennent de différentes activités humaines (fig. 3) résultant de l'urbanisation croissante, de l'industrialisation sans cesse accrue et des pratiques agricoles. Par conséquent, ces éléments sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les sols, soit indirectement dans l'atmosphère et l'eau. Ces contaminations peuvent être soit de façon ponctuelle par l'apport de déchets contaminés (souvent aiguë), soit de façon répétée et cumulative ([Godin et al., 1985](#)). Ainsi, elles sont de différentes natures :

- proximité (décharge publique, stations d'épuration, etc.)
- localisée (sites industriels, stockage de déchets minéraux, sites miniers, etc.)
- diffuse (fumées industrielles, les moyens de transport, etc.)

Les activités humaines, à l'origine des ETMs dans l'environnement, sont variées : l'extraction minière, les produits chimiques et phytosanitaires, les boues d'épuration, la combustion des carburants fossiles, les industries métallurgique et chimique, l'élimination des déchets, ... ([Alloway, 2013](#)). [Nowak et al. \(2002\)](#) dressent une liste associative non exhaustive entre différentes industries ou activités polluantes et les espèces d'ETMs leur étant communément associées. À titre d'exemple, mentionnons la métallurgie (Fe, Mn, Pb, Zn, Cd, Cr et Ni), l'incinération de déchets (Cd, Cu, Cr et Pb) et l'agriculture (fertilisants) (As, Cd, Mn, Cu, Pb et Zn). Ces éléments sont souvent reconnus comme les éléments de base.

Globalement, les émissions des ETMs d'origine anthropique restent de loin les plus abondants par rapport à ceux d'origine naturelle. D'après [Nriagu \(1979\)](#), les émissions de zinc issues des activités anthropiques constituent 93 %, tandis que les émissions naturelles sont de 7 % et sont souvent sous forme inorganique.

Concernant les ETMs qui font l'objet de cette étude à savoir Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, et Zn, leurs différentes sources potentielles sont mentionnées dans le tableau 3 ([Huynh, 2009](#); [Houda, 2010](#); [Alloway, 2013](#)).

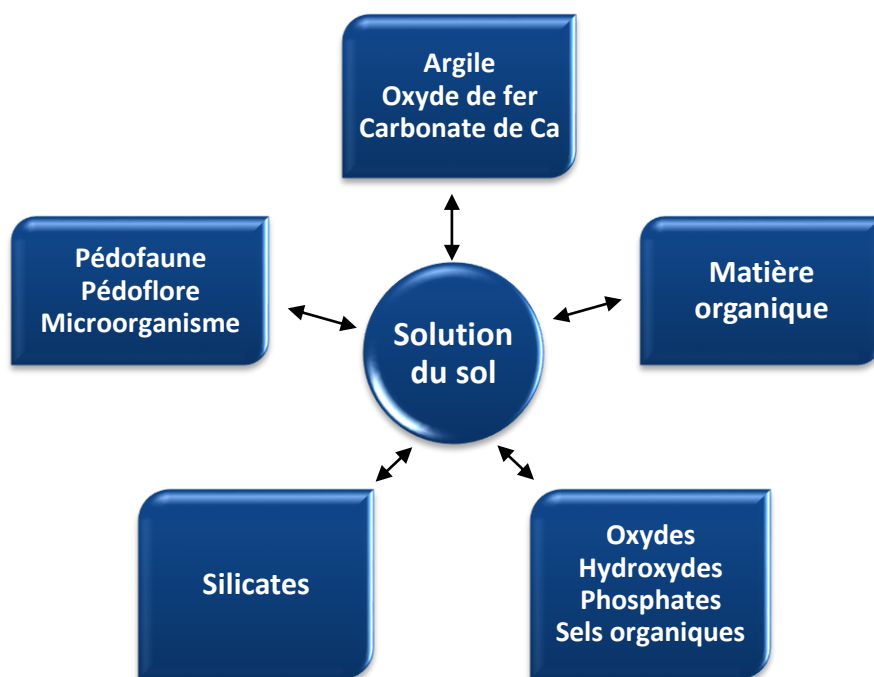


Figure 4 : Localisation des ETMs dans le sol (modifié d'après [Galvez-Cloutier, 1995](#)).

1-3- Devenir des ETM dans le sol

Les apports en ETMs peuvent conduire à des accumulations de ces éléments dans les sols. Ces derniers jouent par la suite le rôle d'un réservoir d'ETMs, à court, ou à long terme. Cependant, le danger réside dans le fait que ces éléments peuvent être transférés en partie vers les eaux, vu que ces éléments ne sont pas fixés de façon permanente et peuvent être libérés, suite aux changements des conditions environnementales telles que le pH, la température, l'humidité, le taux de MO, etc. (Förstner, 1987; Houda, 2010; Khan et al., 2011). Selon Alloway (2013), le devenir des ETMs dans les sols est fortement lié à la localisation et les formes de ces éléments qui conditionnent leur mobilité. Ainsi, la connaissance de la spéciation chimique des ETMs fournit des informations sur la biodisponibilité et la toxicité de ces éléments (Khan et al., 2011)..

1-3-1- La localisation

Une fois dans le sol, les ETMs peuvent être redistribués dans le sol, en surface par l'érosion et le ruissellement, ou en profondeur par la migration. Ils sont inégalement répartis dans le sol (Cousin et al., 2005; Mehes-Smith et al., 2013) entre la phase solide et la phase liquide (Perrono, 1999). Les ETMs se concentrent principalement dans la fraction solide des sols, où ils se partagent entre les fractions organiques et minérales, alors que la quantité existant dans la solution du sol ne représente qu'un infime pourcentage de la totalité du polluant (Alloway, 2013).

Comme tout élément chargé positivement, les ETMs peuvent interagir dans le sol avec toute particule minérale ou organique chargée négativement (Huynh, 2009). La localisation des ETMs dans le sol dépend essentiellement de l'affinité relative de la surface d'un solide pour un ETM libre qui augmente avec la tendance du cation à former des liaisons fortes avec l'oxygène (Burnol et al., 2006). Elle est dépendante aussi de l'environnement physicochimique de l'élément et du mode de transport de celui-ci (Abollino et al., 2002). Ainsi, tous les constituants du sol (minéral et organique) sont capables de jouer le rôle de donneurs d'électrons pour pouvoir réagir avec les récepteurs d'électrons. Parmi les phases minérales, on peut citer les argiles, les oxy-hydroxydes de fer de manganèse et d'aluminium, amorphes ou plus ou moins cristallisés (fig. 4). Les minéraux phosphatés, carbonatés ou contenant du soufre, représentent aussi des surfaces réactives vis-à-vis de ces éléments. Pour sa part, la phase organique du sol est connue pour ses propriétés adsorbantes ou complexantes dues aux nombreux groupements fonctionnels tels que les groupements carboxyliques ou phénoliques (Stevenson, 1994). Elle participe efficacement à la rétention des ETM qui peuvent être retenus sous forme échangeable ou à l'état de complexes dans lesquels ils sont plus énergiquement fixés.

Selon Perrono (1999), une fraction importante des ETMs du sol est localisée dans la phase argileuse, inclus dans les réseaux silicatés. Dans les sols calcaires, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETMs (Assadian et Fenn, 2001). En revanche, les oxydes de fer et de manganèse représentent la phase de rétention privilégiée de certains ETMs (Tack, 2010).

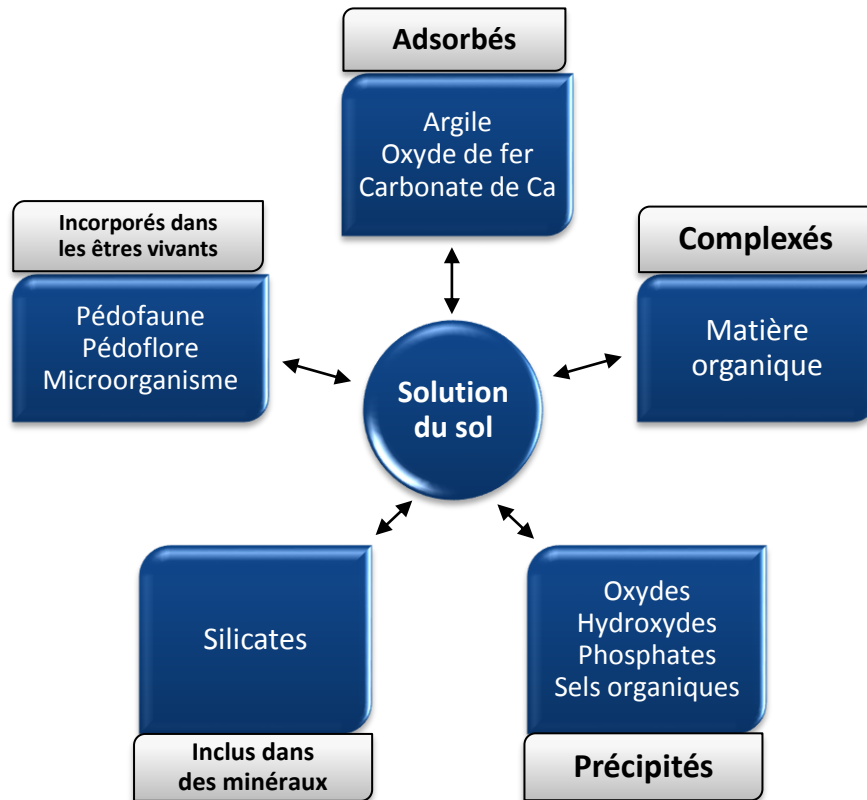


Figure 5 : Formes des ETM dans un sol (modifié d'après Galvez-Cloutier, 1995).

Tableau 4 : Les formes chimiques de quelques ETMs dans le sol (Gonnelli et Renella, 2013; Mertens et Smolders, 2013; Oorts, 2013; Smolder et Mertens, 2013; Steinnes, 2013).

ETM	Formes chimiques dans le sol	Formes chimiques dans la solution du sol	Principales phases porteuses
Cd	Cd^{2+} , CdO^+ , $CdCl^+$, $CdHCO_3^+$, CdO , $CdCO_3$, $Cd(PO_4)_2$, CdS , $CdCl_2$	Cd^{2+} ou d'acides fulviques	Capacité d'échange cationique et carbonates
Cr	Cr^{3+} (oxyde de Cr) Cr^{6+} ($HCrO_4^-$, CrO_4^{2-})		Hydroxydes métalliques et composés organiques
Cu	Cr^{2+} , $CuCO_3$	Cu^{2+} (pH acide)	Matière organique, hydroxydes et carbonates
Ni	Ni^{2+} , $NiSO_4$, $NiHCO_3^+$, $NiCO_3$		Matière organique et carbonates
Pb	Pb^{2+} , $PbHCO_3^+$, $PbOH^+$, PbS , $PbSO_4$, $Pb(OH)_2$, PbO , $Pb(PO_4)$		Oxydes de Fe et d'Al, matière organique et argile
Zn	Zn^{2+} , $ZnSO_4$, $ZnHCO_3$, $ZnFe_2O_4$, $ZnSiO_4$, $Zn_2(PO_4)_2$	Zn^{2+}	Matière organique, argile et oxydes de fer

1-3-2- Les formes

Selon [Andersen et al. \(2002\)](#) et [Young \(2013\)](#), un métal peut se trouver associé aux différents constituants du sol sous les formes suivantes (fig. 5) :

- ionique libre, complexée ou sous forme colloïdale dans la solution du sol ;
- absorbée par les méso et microorganismes ;
- adsorbée à la surface des constituants organiques ou minéraux
- incluse dans des minéraux primaires hérités de la roche mère, ou dans des minéraux secondaires suite à une précipitation, co-précipitation, ou une diffusion dans le réseau cristallin.

Ces formes dépendent de manière dynamique de la composition minéralogique du sol en question, des conditions de salinité, de pH, et d'oxydoréduction. Plus le caractère métallique d'un élément est marqué, plus il a tendance à exister sous forme de cation. En effet, ces éléments peuvent former des liaisons métalliques et perdre des électrons pour former des cations. Dans la solution du sol, les ETMs se trouvent sous formes hydratées ou solvatées par les molécules d'eau ([Khan et al., 2011](#)). [Li et Li \(2000\)](#) ont montré que les ETMs peuvent être adsorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique.

Dans le cas du Cr, il existe à la fois sous forme de cation, Cr^{3+} , en conditions réductrices, ou sous forme d'oxy-anion, CrO_4^{2-} , en conditions oxydantes. Ceci est directement lié à la polarisabilité : plus l'état d'oxydation de l'élément métallique est élevé, plus il a tendance à former des oxy-anions afin de stabiliser la valence positive de l'atome ([Gonnelli et Renella, 2013](#); [Rinehart et al., 1997](#)).

1-3-3- La spéciation

La spéciation est un facteur clé qui influe sur le devenir, la mobilité, la disponibilité et la toxicité des ETMs dans les sols ([Sterckeman, 2004](#)). Elle consiste à mesurer la quantité des différentes espèces chimiques individuelles d'un ou plusieurs éléments dans le sol. Elle recouvre donc la distribution des espèces chimiques d'un ETM dans le sol, *i.e.* les formes spécifiques de l'élément. Ces formes sont à l'origine de la mobilité, de la disponibilité et du temps de séjour des ETMs dans le sol. Elles représentent les principaux sujets de modélisation et de calcul mécaniste. Il résulte ainsi que chaque ETM présente une affinité particulière pour certaines phases du sol (tableau 4). Cette affinité dépend en partie de leurs caractéristiques intrinsèques ([Young, 2013](#)). Le sort de ces ETMs dans les sols dépend de nombreux processus du sol qui peuvent être généralisés comme suit:

- Dissolution
- Sorption
- Complexation
- Migration
- Précipitation
- Diffusion
- Absorption
- Volatilisation

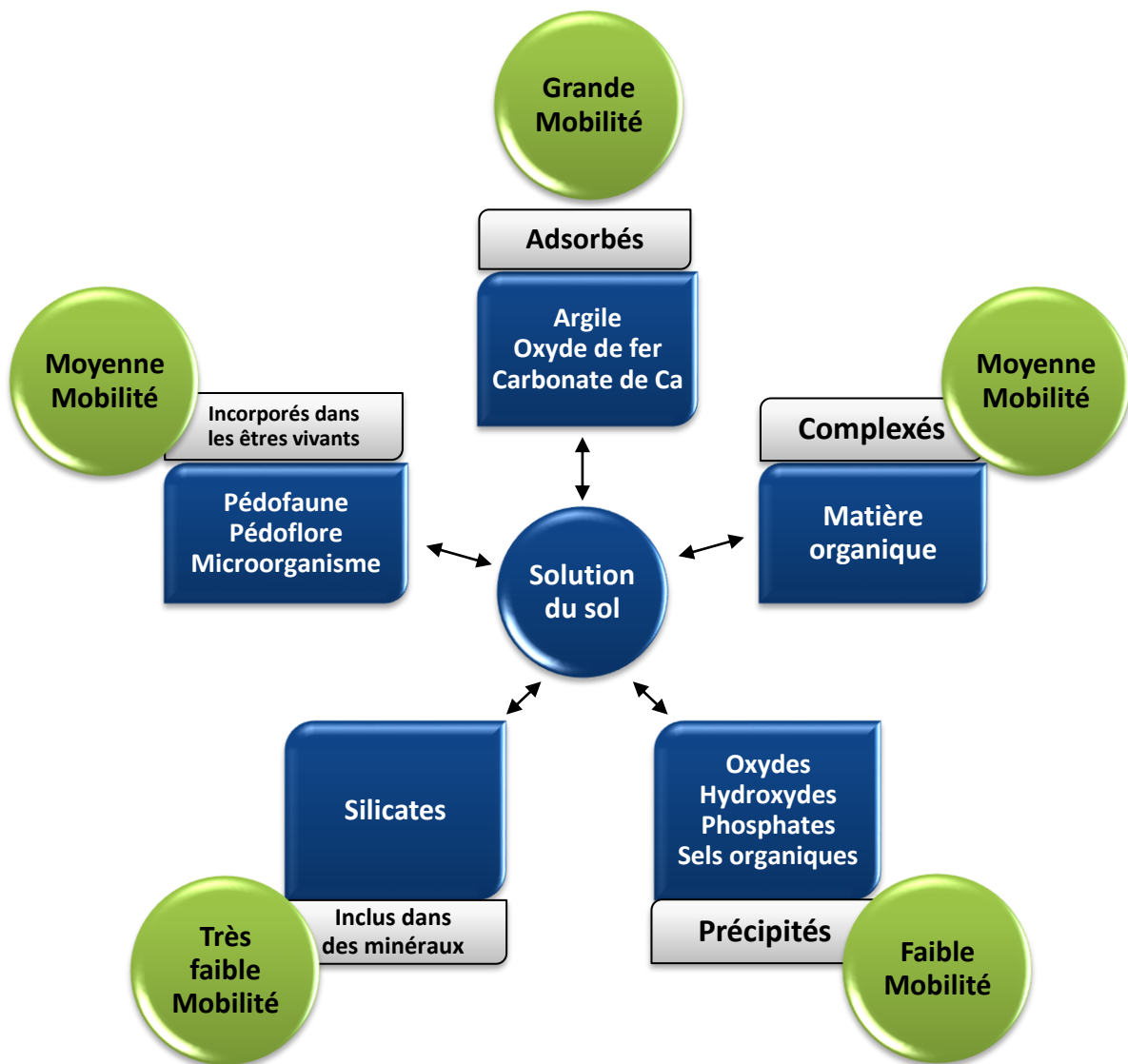


Figure 6 : La mobilité des ETMs dans le sol (modifié d'après Galvez-Cloutier, 1995).

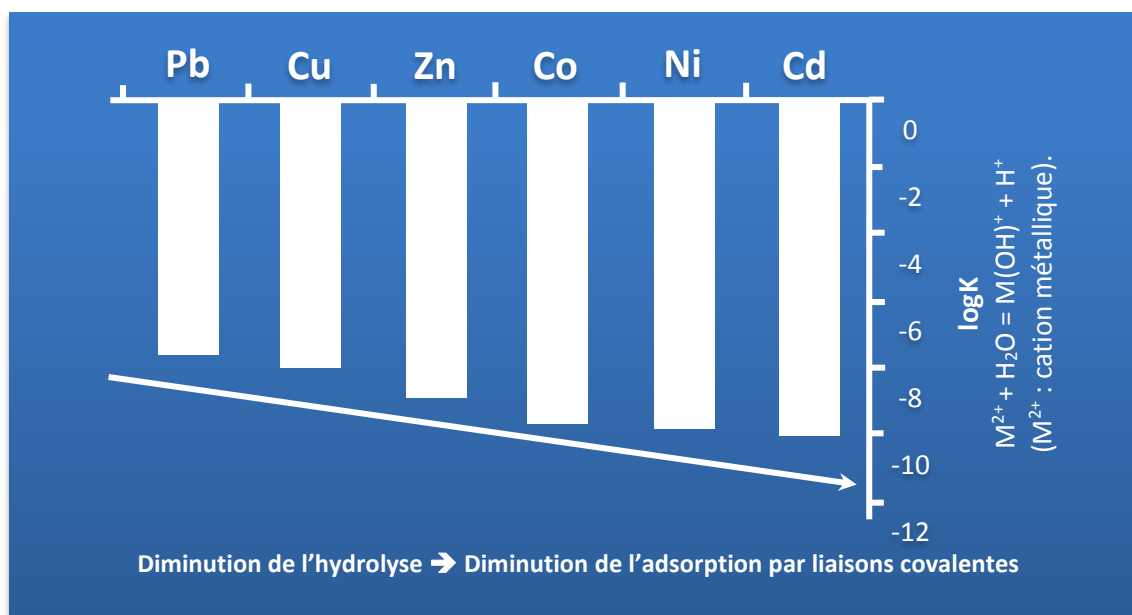


Figure 7 : Tendence à l'hydrolyse des ETM considérés (modifié d'après Burnol et al., 2006).

Du point de vue dynamique, les ETMs peuvent demeurer inclus dans les matériaux constitutifs du sol (fortement liés), réduisant ainsi les possibilités de transfert entre les compartiments du sol. Le passage des ETMs d'un compartiment à un autre définit leur mobilité. La figure 6 résume le degré de mobilité des ETMs dans le sol qui résulte de l'ensemble des localisations envisageables.

Selon Domergue et Vedy (1992), on distingue deux principaux groupes d'ETMs selon leur forme en solution :

- Forme cationique, tels que le Zn et le Ni (Emmerich et al., 1982) ;
- Forme complexée, tels que le Cu et le Pb (Mc Bride et al., 1997) ;

Alors que le Cd, majoritairement Cd^{2+} , semble avoir un comportement mixte (Dere, 2006).

Les ETMs présents dans le sol, sous forme ionique soluble, auront tendance à se distribuer entre les phases solides et liquides. À l'équilibre, ces réactions sont respectivement connues sous le terme "fraction" correspondant à des équilibres dits homogènes et hétérogènes. Étant donné leur caractère potentiellement réactif ou instable chimiquement, les ETMs présents sous forme dissoute sont généralement présents en plus faibles proportions que les autres formes, *i.e.* complexée et adsorbée. Cette fraction, mobile, se comporte comme cations bivalents dans les phases de sol et est contrôlé par des équilibres dynamiques entre les phases solides et liquides.

Par ailleurs, la distribution, qui définit la spéciation des ETMs dans le sol, est contrôlée par trois processus :

a- *L'adsorption* : représente le processus majeur régissant la mobilité des ETMs présents dans les sols (Young, 2013). Par définition, ce mécanisme consiste en une accumulation ionique à l'interface des phases solides et aqueuses d'un milieu donné (Kabata-Pendias, 2011). Diminuant la fraction soluble, elle retarde leur migration dans le milieu. L'efficacité de ce processus est attribuable au type de surfaces d'adsorption (minéraux argileux, matière organique,...) disponibles ainsi qu'à la nature et à la concentration du ou des cations impliqués. Sposito (1989) distingue trois types de mécanismes différents d'adsorption, soit :

- l'adsorption chimique (chimio-sorption) ;
- l'adsorption physique (échange cationique) ;
- la neutralisation des charges de surface négatives de certains constituants solides par les cations de la double-couche électrique.

Par conséquent, la tendance d'un élément donné à être adsorbé dépend dans une certaine mesure de sa tendance à être hydrolysé (fig. 7). L'hydrolyse est comparable à l'ordre d'adsorption relative sur les surfaces des oxydes.

b- *La précipitation* : elle constitue un mécanisme de rétention des ETMs dans les sols à travers la formation d'une nouvelle phase solide. Présentant toutefois une importance moindre que l'adsorption dans le cas des systèmes naturels à faible concentration (*i.e.* bruit de fond), l'incidence de ce mécanisme peut devenir prédominante

Tableau 5 : Compilation associative des ETMs aux ligands selon le pH du sol sous des conditions oxydantes (Gonnelli et Renella, 2013; Mertens et Smolders, 2013; Oorts, 2013; Smolder et Mertens, 2013; Steignes, 2013).

ETM	Sol acide	Sol basique
Cd	Cd^{2+} , CdSO_4 , CdCl^+	Cd^{2+} , CdCl^+ , CdSO_4 , CdHCO_3^+
Cr	$\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, CrO_4^{2+}	CrO_4^{2-} , $\text{Cr}(\text{OH})^{4-}$
Cu	Cu^{2+}	CuCO_3
Ni	Ni^{2+} , NiSO_4 , NiHCO_3^+	NiCO_3 , NiHCO_3^+ , Ni^{2+}
Pb	Pb^{2+} , PbSO_4 , PbHCO_3^+	PbCO_3 , PbHCO_3^+ , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$, PbOH^+
Zn	Zn^{2+} , ZnSO_4	ZnHCO_3^+ , ZnCO_3 , Zn^{2+}

dans les cas des terrains contaminés où les concentrations des ETMs sont significativement supérieures (USEPA., 1992). Techniquement, elle survient lorsque le produit des concentrations du cation et du ligand présents dans le système est supérieur (ou inférieur) au produit de solubilité. Lorsque le pH approche le produit de solubilité, les ETMs peuvent précipiter. Afin d'établir une prédiction à l'égard du type de précipité produit (*i.e.* carbonate, hydroxyde ou autres), des diagrammes de stabilité (ou de solubilité) ont été développés empiriquement en laboratoire. Ces diagrammes expriment la variation de la solubilité des espèces cationiques en fonction du pH du milieu et illustrent des plages de stabilité pour chaque type de ligands.

- c- *La complexation* : elle modifie sensiblement la rétention des ETMs dans les sols et entraîne souvent un accroissement de la mobilité des espèces complexées. Ces complexes solubles sont formés à partir de ligands organiques, tels des acides humiques et fulviques (Mc Farland, 2001), tandis que les complexes inorganiques (carbonates, phosphate et sulfates) sont relativement insolubles. Le tableau 5 présente une compilation, réalisée par Sposito (1989) et adaptée par Alloway (1990), laquelle permet de prédire sommairement la forme des espèces complexées, selon le pH du système sous des conditions oxydantes.

1-3-4- La biodisponibilité des ETMs dans le sol

Les réponses des organismes (individus ou populations) aux ETMs du sol ne sont pas forcément affectées par leurs teneurs totales dans le sol, mais par la fraction qui est biologiquement disponible sur un temps donné en fonction des conditions particulières du sol (Harmsen et al., 2005). Ainsi, déterminer la biodisponibilité de ces éléments est une étape nécessaire pour déterminer les risques écotoxicologiques pour les organismes vivants dans des sols contaminés naturellement ou suite à des activités anthropiques. Selon la norme ISO/DIS 11074, la biodisponibilité représente le degré par lequel des substances chimiques présentes dans le sol peuvent être absorbées ou métabolisées par un récepteur humain ou écologique, ou peuvent être disponibles pour une interaction avec des systèmes biologiques.

Cette notion détermine ainsi l'aptitude d'un ETM à être transférée vers le compartiment biologique (Khan et al., 2011). Elle est essentiellement commandée par des processus d'adsorption à la surface des particules ou d'incorporation à l'intérieur des phases solides. La fraction d'ETMs présents dans les solutions du sol est considérée comme la plus facilement biodisponible, et doit donc être quantifiée et surveillée. Ainsi, plusieurs approches chimiques sont utilisées pour évaluer cette disponibilité par les extractions chimiques et les études cinétiques d'échanges isotopiques. Cependant, elle peut être évaluée par la mesure de sa concentration dans les organismes du sol (Baize, 2000).

Selon Peijnenburg et al. (2009) et Harmsen et al. (2005), la biodisponibilité doit être considérée comme la résultante de processus dynamiques comprenant, un ensemble de processus physicochimiques aboutissant au passage en solution des ETMs puis par des processus physiologiques propres à l'organisme et qui déterminent le prélèvement du contaminant. Ainsi, ils présentent quelques facteurs clés qui gouvernent la biodisponibilité

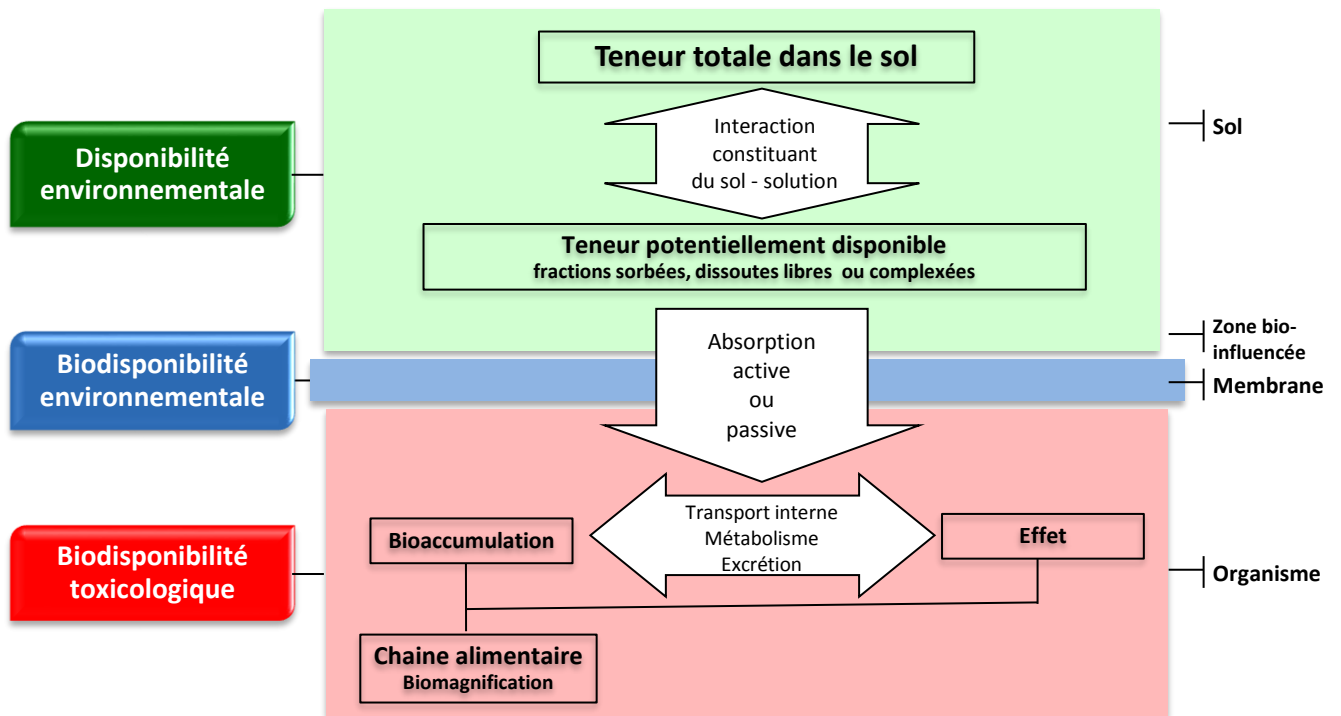


Figure 8 : Principaux processus impliqués dans la biodisponibilité des ETMs dans le sol (modifié d'après Lanno et al., 2004).

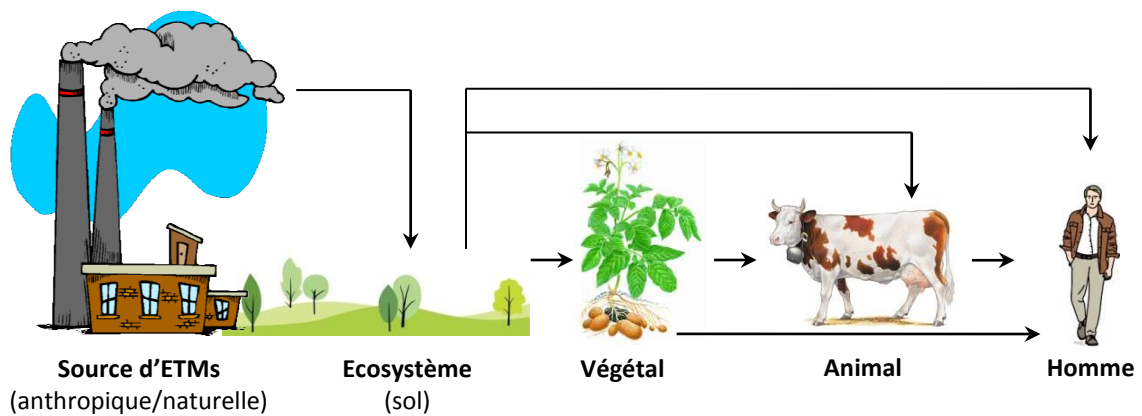


Figure 9 : Cycle simplifié des ETMs depuis les émissions jusqu'à l'exposition humaine.

des ETMs dans le sol, tels que la dépendance au temps d'exposition, le flux pour des espèces biologiques spécifiques, le transfert du sol vers l'organisme cible, l'accumulation, les effets ultérieurs du contaminant et une éventuelle acclimatation. Ceci illustre la complexité de la biodisponibilité de ces éléments dans le sol.

Selon [Peijnenburg et Jager \(2003\)](#) et [Lanno et al. \(2004\)](#), la biodisponibilité est, *in fine*, décrite par les trois composantes suivantes (fig. 8) :

1. la fraction de l'ETM qui est potentiellement disponible pour des organismes cibles et qui résulte de processus purement physico-chimiques : il s'agit de la disponibilité environnementale.
2. la fraction du contaminant disponible pour l'absorption par un mécanisme physiologique d'un organisme cible : elle représente la disponibilité biologique (ou biodisponibilité environnementale) qui détermine l'absorption et l'assimilation d'ETMs par cet organisme.
3. l'accumulation et/ou l'effet du contaminant dans l'organisme : cette dernière correspond à la biodisponibilité toxicologique qui détermine la redistribution d'ETMs assimilés par les organismes du sol et à leurs effets toxiques.

En pratique, la détermination de la spéciation des ETMs dans le sol est cruciale pour caractériser les effets. Ainsi, deux formes chimiques différentes d'un même élément peuvent avoir des effets très différents, par conséquent la teneur totale d'un élément n'est qu'un pis-aller en termes d'évaluation de la dangerosité d'un site. Cette teneur ne donne qu'une indication globale du degré de pollution, mais ne permet pas de déterminer avec précision le risque toxique lié à l'élément.

1-3-5- La toxicité des ETMs

La figure 9 illustre de façon très simplifiée le cycle des ETMs depuis leurs émissions jusqu'à l'exposition humaine. Après leur libération dans l'environnement suite à leur emploi direct ou comme sous produits, les ETMs peuvent se retrouver dans le compartiment sol. Ils peuvent être aussi entraînés vers les autres compartiments que comprend une région contaminée. Ils sont absorbés par les plantes que les animaux consomment ensuite. Une des particularités de ces éléments est d'entraîner des effets majeurs sur la santé humaine (caractère toxique des substances) et/ou sur les écosystèmes (caractère écotoxique des substances) en cas d'exposition. La toxicité peut se reproduire soit à court terme suite à une absorption d'une forte dose sur un court laps de temps (toxicité aigue), soit à long terme après absorption de faibles doses au cours d'une longue période (toxicité chronique).

Dans le sol, l'exposition à une contamination métallique est connue pour provoquer des effets dommageables, à court ou long terme, aux systèmes vivants. Leur toxicité est connue pour la plupart des organismes telluriques. Elle est principalement due à leur capacité à établir des complexes stables avec les protéines ce qui peut altérer les sites actifs ou déplacer des co-facteurs métalliques essentiels ([Baath, 1992](#)). Leurs effets de dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance,

Tableau 6 : Effets majeurs toxiques et écotoxiques des ETMs (Adriano, 2001; Sparks, 2003).

ETM	Plantes	Animaux	Effets
Cd	Toxique	Toxique	Toxique, hypertension, dommages sur le foie
Cr	-	Essentiel	Cancérogène sous forme de Cr ⁶⁺
Cu	Essentiel	Essentiel	Peu toxique envers les animaux, toxique envers les plantes et les algues à des niveaux modérés
Ni	Toxique	Essentiel	Allergies, maladies respiratoire, possible cancérogène
Pb	Toxique	Toxique	Toxique
Zn	Essentiel	Essentiel	Toxique pour les végétaux à de fortes teneurs

la morphologie et le métabolisme de ces organismes (Leita et al., 1995). Cependant, la toxicité de ces éléments dépend de leur spéciation (formes chimiques) autant que des facteurs environnementaux (Babich et al., 1980). Un ETM n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre, *i.e.* biodisponible. Cette biodisponibilité dépend de l'équilibre entre les formes libres et fixées de l'ETM. Cependant, elle varie en fonction des propriétés physicochimiques des sols, tels la CEC, le pH, le potentiel redox, la teneur en MO, etc.

Le tableau 6 présente une synthèse des effets majeurs sur la santé mis en évidence pour certains éléments. Cependant, ces effets sont difficilement quantifiables car ils affectent des systèmes présentant des seuils de fragilité variables. Dans ce cas, la toxicité des ETMs affecte plusieurs niveaux d'organisation, s'étendant de la molécule à tout l'écosystème. Chaque niveau organisationnel est influencé par les perturbations se déroulant au niveau inférieur. Cependant, l'étude de ces effets est de plus en plus difficile lorsque l'on se rapproche des niveaux organisationnels supérieurs car ils dépendent globalement de l'ETM en question, de sa disponibilité, du type de sol, de l'espèce considérée, de l'état physiologique de l'espèce, de la voie d'exposition (inhalation, ingestion et cutanée) et en particulier des niveaux d'expositions (Baath, 1992; Bourrelrier et Berthelin, 1998).

En conséquence, des concentrations totales en ETMs identiques entre deux sols différentes peuvent être toxiques ou non (Sauvé et al., 2000). Ceci est certainement à l'origine de la disponibilité de ces éléments pour les organismes vivant dans le sol. Selon Peijnenburg et Jager (2003), ce pool disponible est défini par la quantité totale d'un ETM présent dans un compartiment environnemental spécifique qui, dans un laps de temps donné, est disponible (ou rendu disponible) pour être assimilée par un organisme à partir de son environnement immédiat (voie cutanée) et/ou par ingestion de nourriture (voie digestive).

1-4- Principaux paramètres de contrôle

Comprendre le comportement, le mouvement, la rétention, la mobilisation et l'équilibre dynamique des ETMs dans un système hétérogène comme le sol est impératif pour caractériser sa mobilité et sa biodisponibilité (Young, 2013). Selon Baize (2000), les paramètres du sol les plus importants sont le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la quantité et la qualité de la matière organique ainsi que la capacité d'échange cationique :

1-4-1- Le pH

Le pH d'un sol constitue le paramètre de contrôle majeur qui influence directement les mécanismes de distribution des éléments dans le sol (Mc Laughlin et al., 2000). Il tient un rôle important dans la mobilité des ETMs, notamment dans leur mise en solution. La diminution du pH de la solution du sol est accompagnée par un accroissement du nombre de protons dans la solution, qui entrent en compétition avec les cations métalliques adsorbés et provoquent finalement leur libération dans la phase aqueuse. De ce fait, les cations métalliques sont davantage mobiles, *i.e.* moins retenus, dans un sol acide, à l'exception des éléments Mo, As et Se (Adriano, 2001). Plusieurs études ont d'ailleurs démontré que la rétention maximale des cations survient généralement lorsque le pH est supérieur à 7 (USEPA., 1992). Ces pH favorisent la mise en solution de certains ETMs sous forme

d'hydroxydes (comme Zn(OH)_2 , Zn(OH)^{3-} , etc.) et accroissent la stabilité de complexes organo-métalliques solubles. Par ailleurs, les ETMs sont particulièrement solubles aux pH extrêmes (Weng et al., 2001). En effet, les oxydes/hydroxydes, carbonates et phosphates métalliques précipitent sous des conditions basiques, tandis qu'une baisse du pH (*i.e.* acidification) entraîne leur dissolution, causant conséquemment la libération des ETMs dans la solution interstitielle (Dubé, 1997). D'un point de vue pratique, plusieurs sites d'adsorption présentent une sensibilité à l'égard du pH, comme les oxydes de fer et de manganèse, la MO, les carbonates et la surface des minéraux argileux (USEPA., 1992).

1-4-2- Les conditions d'oxydoréduction

Le potentiel redox exprime le potentiel chimique ou la disponibilité des électrons dans le système sol. Lorsqu'une réaction chimique entraîne un gain d'électron (ou une perte de valence) pour un élément, celui-ci devient réduit, à l'inverse, celui-ci devient oxydé. Les conditions réductrices sont rencontrées lorsqu'il y a une faible teneur ou une absence d'oxygène (anaérobies), comme dans un sol saturé d'eau (Alloway, 2013). À l'inverse, les conditions oxydantes (aérobies) se distinguent normalement dans des milieux bien drainés et/ou perméables où l'oxygène n'est pas consommé ou utilisé. Ce potentiel influence la capacité d'un ETM à se fixer sur une phase réceptrice en modifiant le degré d'oxydation de l'élément, ou celui de la phase. Globalement, les conditions oxydantes favorisent la rétention des ETMs dans les sols par des mécanismes de précipitation, tandis qu'un état réducteur accélère leur migration, à la suite de la dissolution de complexes (USEPA., 1992). Plusieurs ETMs, dont Cr et Cu, présentent plus d'un état d'oxydation (Cr^{3+} , Cr^{6+} ; Cu^+ , Cu^{2+}) et sont ainsi susceptibles d'être affectés par les changements du potentiel redox du milieu. Par ailleurs, le Cr^{3+} peut subir une oxydation directe en Cr^{6+} . Ainsi, le Cr^{6+} (forme oxydée) représente la forme la plus mobile et la plus toxique, tandis que le Cr^{3+} (forme réduite) est relativement insoluble et fortement adsorbée sur des constituants solides du sol (Rhinehart et al., 1997).

1-4-3- La matière organique

La MO affecte la mobilité et la disponibilité des ETMs dans le sol, en exerçant une réaction de complexation par le biais des mécanismes d'adsorption. Ainsi, d'une manière générale, un sol riche en MO favorise la complexation de ces éléments, tandis qu'un sol pauvre en MO favorise la disponibilité des ETMs (Livens, 1991).

1-4-4- La capacité d'échange cationique

L'effet cationique fait référence à la compétition existant entre les différentes espèces cationiques présentes dans le sol et traduit également la force ionique de ce dernier. Cette compétition survient généralement lorsque les sites d'adsorption spécifiques deviennent saturés, à la suite de l'accroissement de la salinité du milieu (*i.e.* apport supplémentaire de cations Ca^{2+} ou Na^+), de l'acidification du milieu (*i.e.* apport supplémentaire de cations H^+) ou de l'apport ponctuel de contaminants. En outre, le phénomène de compétition peut également être déclenché lorsque les mécanismes d'échanges cationiques entrent en action.

Tableau 7 : Les conditions des extractions séquentielles sélectives (Dubé, 1997).

Fractions	Condition d'extraction	Type(s) de réactif(s)	Exemples de réactifs
Soluble		Eau distillée	H ₂ O
Echangeable	Sorption-désorption	sol ionique, concentrée, complexant	CH ₃ COONH ₄ 1M.
Liée aux carbonates	Conditions réductrices	acide faible	CH ₃ COONH ₄ 1M à pH = 5 avec CH ₃ COONH
Liée à la MO	Attaque de la matrice cristalline	solution oxydante	HNO ₃ 0,02M + H ₂ O ₂ CH ₃ COONH ₄ 3,2M dans CH ₃ COONH 20 % (V/V)
Liée à la matrice du sol (pseudo-totale)		acide fort	HCl+HNO ₃ concentrés

À titre d'exemple, il a été démontré que le Cu peut entraîner une interférence dans les mécanismes d'adsorption à l'égard du Zn et du Cd (Houda, 2010).

1-4-5- Les microorganismes

Les microorganismes présents dans le sol se différencient par leur très grande diversité métabolique. Ils ont une action directe sur les ETMs dont le métabolisme peut entraîner des changements considérables de leur solubilité (Desjardin et al., 2002) par la mise en œuvre de diverses voies métaboliques qui influent sur leur spéciation, et aboutissent, soit à la leur solubilisation dans la phase liquide, soit à leur précipitation. Ils peuvent ainsi catalyser, *i.e.* accélérer considérablement, des modifications de la valence et/ou de la forme chimique de l'ETM en question. Par ailleurs, l'activité microbienne du sol est susceptible d'induire des modifications importantes des conditions physicochimiques de l'environnement des ETMs (Stolz et al., 2002). La modification de cet environnement et/ou la libération de métabolites organiques ou inorganiques par ces organismes peuvent modifier la solubilité de ces éléments. On parle alors de l'action indirecte de la microflore du sol (Desjardin et al., 2002).

1-5- Détermination des teneurs en ETMs dans le sol

Cette partie constitue un simple examen comparatif entre les différentes méthodes analytiques utilisées dans la quantification des ETMs dans un échantillon de sol.

1-5-1- La concentration totale

La détermination de la concentration totale des ETMs dans les sols représente un bon outil afin d'évaluer l'étendue horizontale et verticale d'une contamination (USEPA., 1992). Elle permet aussi d'étudier la variation de cette dernière dans le temps, *via* les processus de lessivage et d'érosion, par exemple. Toutefois, cette approche analytique ne permet pas d'établir une distinction entre les formes d'ETMs dans le sol. Ainsi, cette teneur inclut donc toutes les formes de l'élément. Par ailleurs, il importe de souligner que la réalisation d'analyses chimiques en laboratoire sur des échantillons de sol hétérogènes du point de vue granulométrie peut également entraîner une sous ou surévaluation des concentrations réelles. D'un point de vue technique, la plupart des échantillons nécessitent une digestion chimique avant de procéder aux analyses afin notamment de réduire le pourcentage de MO présente dans l'échantillon (USEPA., 1992). La phase de digestion de l'échantillon de sol est généralement réalisée avec l'aide d'un acide comme l'acide nitrique, l'acide sulfurique ou l'acide perchlorique.

1-5-2- Méthode par extraction séquentielle sélective

Afin de définir avec précision la répartition géochimique des ETMs dans un échantillon de sol, la méthode d'extraction séquentielle sélective a été développée par Tessier et al. (1979). Au fil des ans, elle a été modifiée et adaptée par d'autres auteurs (Yong et al., 1993; Galvez-Cloutier, 1995). D'un point de vue technique, cette méthode consiste à soumettre un échantillon de sol à une série de solutions présentant une agressivité chimique croissante (tableau 7). Ces solutions permettent de récupérer à chaque fois

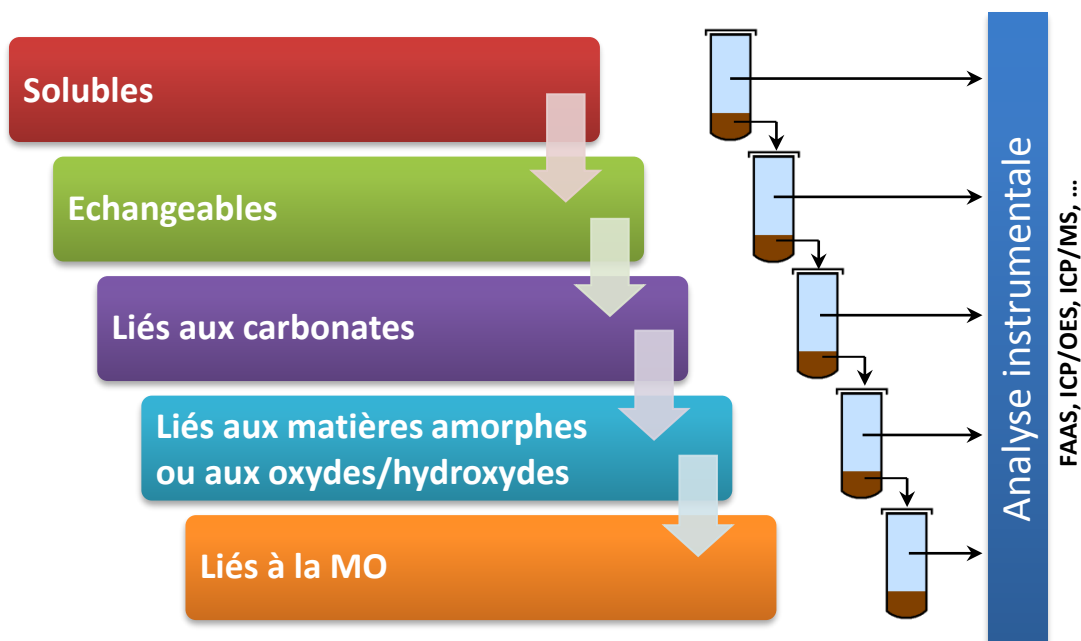


Figure 10 : Schéma de la séquence des extractions sélectives des ETMs.

Tableau 8 : Synthèse de certaines propriétés des ETMs (Lasat, 2002).

ETM	Masse atomique (g.mol ⁻¹)	Densité	Rayon atomique (A)	Espèces ioniques	Coefficient de distribution (K _d) (ml.g ⁻¹)	
Cadmium	112,41	8,65	0,97	2+	1,3 à 27	[1,9±0,9]
Chrome	51,99	7,14	0,63	6+	1,2 à 1 800	[3,6±2,2]
			0,52	3+	470 à 150 000	[7,7±1,2]
Cuivre	65,55	8,92	0,96	2+	1,4 à 333	[3,1±1,1]
			0,72	1+		
Nickel	58,69	8,91	0,69	2+	N/D	-
Plomb	207,2	11,34	1,20	2+	4,5 à 7 640	[4,6±1,7]
Zinc	65,41	7,14	0,74	2+	0,1 à 8 000	[2,8±1,9]

une solution contenant une fraction d'ETMs. De ce fait, il est possible d'établir la répartition des différentes formes géochimiques des ETMs (soluble, échangeable, liée aux carbonates, liée aux oxyde/hydroxydes, liée à la MO et résiduelle) ainsi que la mobilité leur étant respectivement associée. Mentionnons que celle-ci diminue dans l'ordre croissant de la séquence d'extraction (USEPA., 1992). Dubé (1997) a établi, à l'intérieur d'un cadre expérimental donné, la formulation d'une séquence de solubilisation décroissante des ETMs en fonction des formes géochimiques et des types de solutions étant successivement ajoutées à l'échantillon (fig. 10).

Outre l'information concernant la distribution et la mobilité relative des différents ETMs présents dans un échantillon de sol donné, les résultats des extractions séquentielles permettent également de préciser la nature et le type de contamination rencontrée. En effet, une importante concentration de métaux associés à la fraction résiduelle indique généralement une présence lithogénique (naturelle) de métaux dans ce sol (Dubé, 1997). À l'inverse, il est reconnu que les ETMs provenant de sources anthropiques forment généralement des associations moins stables et d'une mobilité supérieure.

Dans le cas des sols riches en carbonates et en oxydes/hydroxydes, Galvez-Cloutier (1995) rapporte que ces méthodes sont relativement adéquates et efficaces. Cependant, certaines mises en garde peuvent être formulées à l'égard de cette méthode. D'une part, il est possible que certaines solutions d'extraction puissent extraire des métaux associés à plus d'une forme géochimique à la fois, ce qui induit une sous ou surévaluation de la répartition exacte des formes géochimiques (USEPA., 1992). D'autre part, la littérature ne rapporte pas d'évaluation rigoureuse des procédures associées à la méthode d'extraction séquentielle, laquelle peuvent présenter plusieurs variantes au niveau de la formulation.

1-6- Les principaux ETMs dans le sol

Selon USEPA. (1997) et Lasat (2002), les ETMs les plus courants sont : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn. Cependant, six ETMs seulement seront développés dans ce travail (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn). Le tableau 8 résume les principales caractéristiques de ces éléments.

1-6-1- Le cadmium (Cd)

La présence anthropique du Cd dans l'environnement est principalement attribuable aux activités de placage de protection de pièces métalliques ainsi que de fabrication d'alliages métalliques, de plastiques (pigmentation et stabilisant) ou encore de batteries nickel-cadmium (USEPA., 1997 et Smolders et Mertens, 2013). Cependant, le Cd est l'ETM de base ayant la plus faible teneur naturelle dans les sols, soit une teneur moyenne d'environ $0,41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Il présente un comportement relativement mobile étant donné son aptitude à former des complexes avec des ligands organiques tels les acides humiques. Dans les systèmes naturels, il est majoritairement présent sous forme de CdS (en conditions réductrices) ou de CdCO_3 (en conditions oxydantes) (Evanko et Dzombak, 1997). En conditions acides, il peut également se complexer avec des ligands inorganiques, tels le chlorure (Cl^-) ou le groupe fonctionnel sulfate. À des pH supérieurs à 6, sa mobilité peut être amoindrie par des mécanismes d'adsorption ou, dans une moindre mesure,

par la précipitation. Dans ces conditions (neutre et basique), il est principalement présent sous forme de carbonate (CdCO_3) et d'hydroxyde ($\text{Cd}(\text{OH})_2$), alors que la forme cationique Cd^{2+} et les espèces de sulfates aqueux sont prédominantes à un pH inférieur à 8 (USEPA., 1992). Cependant, l'adsorption du Cd est particulièrement sensible à la présence des oxydes de fer et de manganèse. En outre, les minéraux argileux, les carbonates et la MO jouent également un rôle important dans la capacité de rétention du Cd. L'effet cationique peut également entraîner sa mise en solution, *i.e.* inhibition de son adsorption, en présence des éléments : Ca, Co, Cr, Cu, Ni et Pb (Smolders et Mertens, 2013). Enfin, mentionnons qu'un sol riche en CaCO_3 peut adsorber efficacement le Cd présent en faible concentration *via* le remplacement du Ca^{2+} par le Cd^{2+} et réduire ainsi sa biodisponibilité.

1-6-2- Le chrome (Cr)

La contamination des sols par le Cr peut être attribuable aux industries des alliages métalliques, du placage électronique, de textiles, du cuir (tannerie) ou de la pigmentation (USEPA., 1997). Sa concentration naturelle moyenne dans les sols est d'environ $59,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Dans les sites contaminés, il se retrouve principalement sous l'état hexavalent (Cr^{6+}). Il s'agit en fait de la forme rencontrée dans un système sous conditions oxydantes (*i.e.* milieu perméable, peu profond et oxygéné). Les espèces majeures de Cr^{6+} sont le chromate (CrO_4^{2-}) et le dichromate ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). Celles-ci peuvent précipiter en présence d'espèces cationiques telles que Pb^{2+} et Ag^{2+} , et s'adsorber sur des surfaces solides dont les oxydes de Fe et d'Al, plus particulièrement (Gonnelli et Renella, 2013).

Dans les sols basiques, le Cr représente le seul ETM ayant une mobilité élevée (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Lorsque le pH est inférieur à 4, le Cr^{3+} , moins mobile, devient la forme prédominante. Celui-ci a alors tendance à former des complexes avec divers ligands organiques et inorganiques (NH_3 , OH^- , Cl^- , CN^- , SO_4^{2-}) dont des oxydes/hydroxydes majoritairement.

1-6-3- Le cuivre (Cu)

La production industrielle du Cu est principalement associée à la fabrication de fils métalliques ainsi qu'à la production d'alliages de bronze et de laiton. Le bruit de fond du cuivre dans les sols est d'environ $38,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Selon USEPA. (1992), il représente l'espèce cationique la plus retenue (la moins mobile) dans les sols après le Pb. En ce qui concerne sa distribution géochimique, il est associé à la MO (préféablement), aux oxydes de fer, et de manganèse ainsi qu'aux carbonates (Oorts, 2013). Sa mobilité peut s'accroître par la complexation avec des ligands organiques solubles (USEPA., 1992).

Dans les sols carbonatés, l'adsorption spécifique du Cu sur le CaCO_3 représente un mécanisme d'interaction majeur (USEPA., 1992), alors que dans les sols pauvres en carbonates, sa rétention est principalement attribuable à des échanges cationiques avec les minéraux argileux. Sous des conditions aérobies (oxydantes) et suffisamment basiques, le cuivre peut prendre les formes suivantes : Cu^{2+} , CuOH^+ , $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et CuCO_3 . Cette dernière représente d'ailleurs l'espèce dominante, tandis que le CuS devient la forme majeure sous des conditions réductrices (anaérobies).

1-6-4- Le nickel (Ni)

Utilisé initialement comme composant d'alliages métalliques afin de résister à la corrosion, le Ni entre également dans la fabrication de certaines batteries et de diverses composantes électroniques (Gonnelli et Renella, 2013). La teneur naturelle moyenne en Ni dans les sols est d'environ $29 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Présentant un rayon atomique semblable, il peut se substituer aux éléments Fe^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} . Le Ni n'a pas tendance à former de précipités solides lorsqu'il est présent en faible concentration dans les sols naturels (USEPA., 1992). Ainsi, sa rétention dans une matrice naturelle est davantage attribuable aux mécanismes d'adsorption dont particulièrement avec les minéraux argileux, les oxydes de Fe et de Mn ainsi que la MO. Par contre, sa complexation avec des ligands organiques et inorganiques peut aussi entraîner sa mise en solution et, par conséquent, augmenter sa mobilité. Gonnelli et Renella (2013) reconnaissent que le pH représente le paramètre de contrôle décisif en ce qui concerne sa distribution entre les phases aqueuse et solide du sol. En fait, sa mobilité dans les sols est inversement proportionnelle aux valeurs du pH et de la CEC.

1-6-5- Le plomb (Pb)

Les sources de contamination associées au Pb sont nombreuses et diversifiées (USEPA., 1997), à titre d'exemple : la fabrication de batteries, d'encre, de peintures et aussi les carburants. Le Pb est présent dans les sols avec une concentration naturelle moyenne d'environ $27 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011) dominée par la forme Pb^{2+} . Il est retenu par les phases solides, dont notamment des oxydes/hydroxydes et carbonates (Steinnes, 2013). Ce même auteur reconnaît que le pH et la CEC sont les paramètres de contrôle impliqués dans la rétention du Pb dans les sols. En fait, lorsque le pH d'un système donné est supérieur à 6, le Pb a tendance à s'adsorber à la surface des minéraux argileux ou à former des précipités de carbonates (USEPA., 1992). La mobilité du plomb peut être aussi favorisée par la compétition cationique du milieu, ou encore par la formation de complexes avec des ligands inorganiques (Cl^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) et organiques (acides humiques et fulviques). Ces derniers présentent d'ailleurs une forte affinité avec le Pb. En conditions réductrices (anaérobies), le plomb forme généralement un complexe avec des groupes fonctionnels (sulfures) pour former les complexes PbS (Steinnes, 2013).

1-6-6- Le zinc (Zn)

Le Zn est principalement utilisé dans l'industrie comme revêtement anticorrosif sur des pièces métalliques en fer et en acier. Parmi les 6 ETMs de base, il est celui dont le bruit de fond dans les sols est le plus élevé, soit environ $70 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Le Zn n'existe pas sous sa forme élémentaire dans un système naturel et il est généralement présent sous sa forme Zn^{2+} (Houda, 2010). De plus, il a tendance à s'adsorber à la surface des minéraux argileux et de la MO, ainsi qu'à se complexer avec des carbonates et des oxydes hydratés de Fe et de Mn (USEPA., 1992). Mertens et Smolders (2013) rapporte que deux mécanismes d'adsorption semblent survenir distinctement selon les conditions de pH. Sous des conditions basiques, le Zn présente une rétention davantage attribuable à des phénomènes

de chimio-sorption alors que sous un pH acide, il semble être retenu par des sites d'échanges cationiques (Mertens et Smolders, 2013). Rappelons que le phénomène d'échange cationique s'effectue de manière réversible, tandis que l'incorporation à l'intérieur de la structure cristalline des minéraux argileux respecte une mécanique davantage irréversible. Sous des conditions réductrices et oxydantes, le Zn forme respectivement des précipités solides tels que $Zn(OH)_2$ et $ZnCO_3$ ainsi que ZnS et $Zn(CN)$ (Mc Bride et al., 1997).

1-7- L'évaluation des risques de la contamination des sols par les ETMs

La contamination métallique des sols concerne souvent la partie superficielle du sol, très perturbée. Du fait de leur accumulation, les ETMs peuvent atteindre de fortes teneurs, au delà des teneurs limites dans les sols (tableau 2), et s'y trouver sous des formes chimiques et dans des conditions environnementales qui favorisent leur mobilité, *i.e.* leur disponibilité (Bourelhier et Berthelin, 1998). Ainsi, ils peuvent contaminer les horizons profonds et par conséquent des eaux souterraines, ainsi que la contamination des chaînes alimentaires. Cette contamination devient plus préoccupante, en termes de risques pour la santé humaine et environnementale, du fait de leur persistance et leur accumulation dans les sols et leur transfert possible vers les autres écosystèmes et vers les compartiments biologiques *via* les réseaux trophiques.

La principale voie d'exposition est la voie alimentaire en raison des transferts initiaux par les plantes et les milieux aquatiques. Cependant, l'exposition dépend de la nature et de l'état des sources mais aussi des régimes alimentaires et des modes de vie des organismes du sol. Les ETMs se concentrent dans les organismes vivants et peuvent atteindre des taux très élevés. Cette bioaccumulation explique leur très forte toxicité.

Afin d'évaluer la qualité de ces sols, il sera nécessaire de se référer à son fonctionnement biologique. Il s'agit donc de comprendre les effets biologiques engendrés. C'est l'objectif de l'écotoxicologie, qui permet de prévoir le devenir et de caractériser les effets néfastes des substances toxiques sur les populations (Ramade, 2007), dans notre cas, des écosystèmes terrestres. Pour cela, on a recours aux informations apportées par la réponse biologique des organismes qui y vivent. Ces études peuvent être suivies à plusieurs niveaux d'organisation et apportent des informations directes de la toxicité de ces éléments. Cependant, ils n'ont que peu de signification écologique. Ces indicateurs sont assimilés à des systèmes d'alarme "précoces" d'une contamination dont les effets peuvent être réversibles (Echaubard, 1995). Cependant, les indicateurs écologiques qui sont basés sur la description des peuplements ou des communautés, en termes de composition et de structure, soulignent, quant à eux, des effets déjà avancés. La majorité de ces indicateurs est basée sur la mortalité, sur les effets observés sur la croissance ou sur les performances de reproduction des organismes vivants.

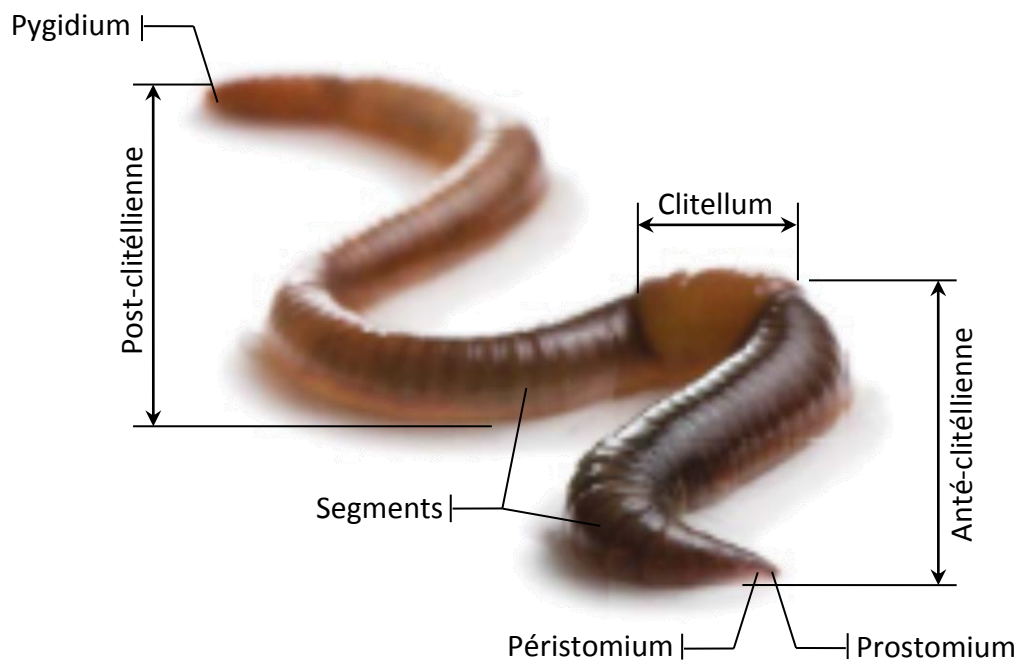


Figure 11 : Morphologie des vers de terre.

2- Les vers de terre (Lombriciens)

Les vers de terre jouent un rôle important dans l'écotoxicologie terrestre (Spurgeon et al., 2003), en partie à cause de leurs activités d'ingénierie de l'écosystème reconnu (Lavelle et Spain, 2001), et en partie parce que leur anatomie et leur style de vie créent deux interfaces, cutanée et alimentaire, entre l'organisme et les constituants abiotiques et biotiques du sol. Cette intimité fonctionnelle entre les vers de terre et le sol se reflète dans la façon dont les vers de terre accumulent et répondent à des polluants organiques et inorganiques, et par conséquent aux ETMs. Ces organismes ont une capacité prodigieuse à coloniser et, apparemment, établir des populations viables sur des sols fortement contaminés par les ETMs (Sample et al., 1998). Ainsi, il est important de connaître et d'estimer leur diversité et leur comportement dans ces sols. De ce fait, ils peuvent être un meilleur outil pour la surveillance de la contamination des sols par ces éléments. Pour cela, une connaissance approfondie sur ce compartiment est fortement recommandée.

2-1- Biologie des vers de terre

Les lombrics sont des Eumétazoaires, Bilatériens, Protostomiens, Lophotrochozoaires, Eutrochozoaires, Spiraliens, Annélides, Oligochètes. Il s'agit d'une structure vermiforme tubulaire constituée par un tube externe : la paroi, et un tube interne : l'intestin. Leur corps est subdivisé en segments, ou métamères (Bouché, 1972). Comme tous les oligochètes, les lombrics n'ont pas des yeux, ni de tête distincte. Cependant, ils possèdent une forte densité de cellules sensorielles dans les premiers segments, ces derniers ayant un rôle mécanique important dans la pénétration du ver dans le sol.

De point de vue morphologique, le corps du lombric est subdivisé en trois régions (fig. 11). Selon Bouché (1972), la bouche comprend les deux premiers segments, *i.e.* le prostomium et le péristomium. Le soma constitue l'essentiel du corps de vers de terre dont le nombre de métamères varie normalement de 80 à 450 et peut dépasser 600 (Blakemore, 2008). Chez l'adulte, cette partie du corps peut être subdivisée en trois zones par rapport au clitellum : antéclitellienne, clitellienne et postclitellienne (fig. 11). Le pygidium, le dernier segment, entoure l'anus et ne possède pas de cavité coelomique. A l'exception des deux premiers segments qui sont dépourvus, les segments des vers de terre possèdent des soies de nature protéiques et chitineuses, rigides, peu nombreuses (d'où le préfixe "oligo") et de forme variées, implantées directement dans les téguments. La pigmentation des vers dépend de la coloration interne des organes, du fluide coelomique, du tube digestif et de son contenu. Elle est en rapport étroit avec leur écologie et les affinités systématiques de ces espèces. Selon Bouché (1972), les pigmentations peuvent se rapporter à trois types :

- Les vers mélanisés : bruns, gris-noirâtre et parfois très foncés ;
- Les vers viridisés : verts ;
- Les vers rubéfiés : de rosâtres à rouge vineux ;
- Il existe aussi des vers non pigmentés, appelés « albiniques »

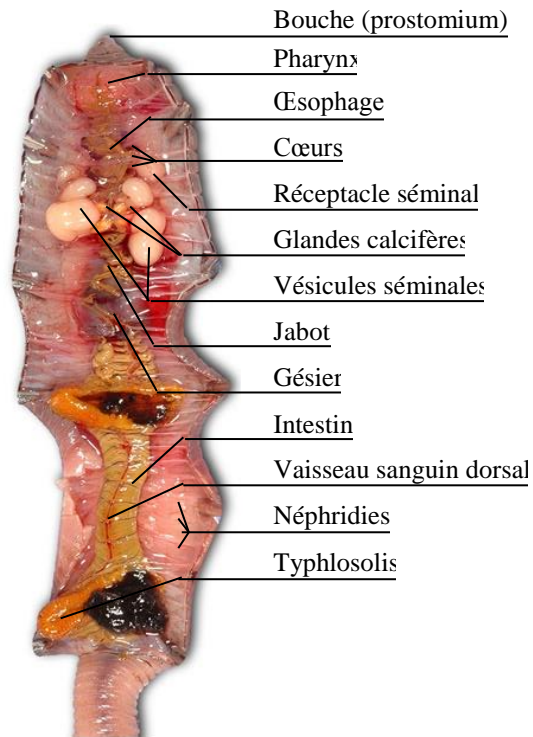


Figure 12 : Les caractères internes d'un ver de terre.
 (photo : <http://www.savalli.us/BIO385/Diversity/09.AnnelidImages/EarthwormDissectL.jpg>).

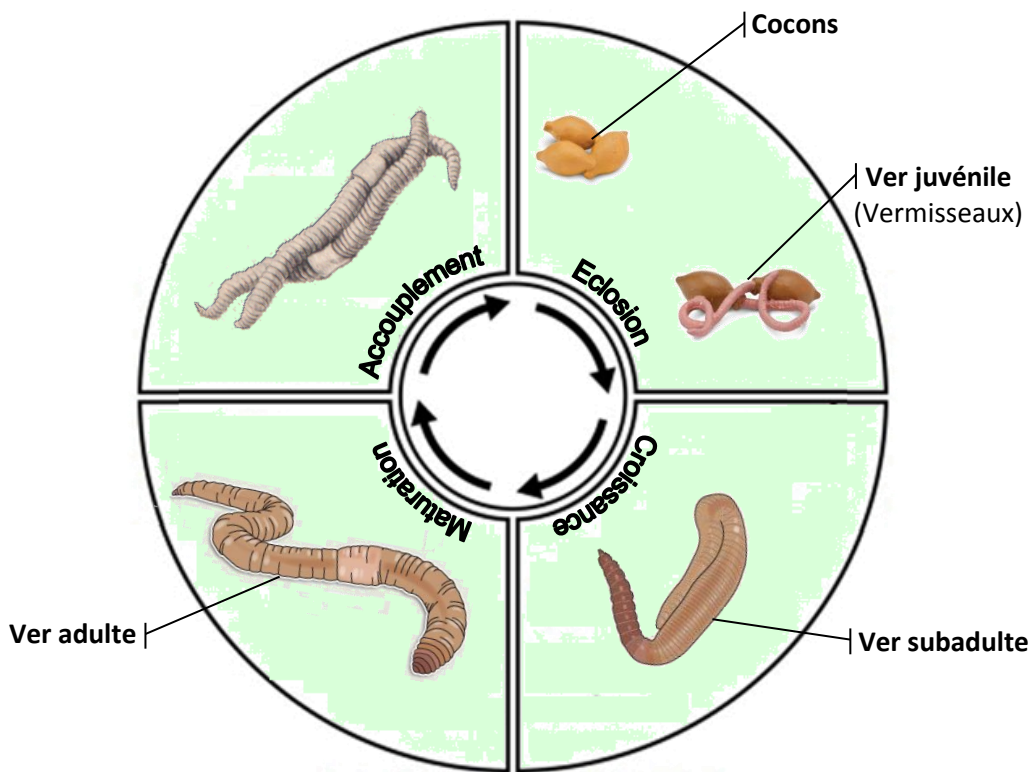


Figure 13 : Le cycle de vie des vers de terre.

La taille des vers de terre est comprise entre 2 cm et 200 cm de long (parfois dépasse 3 m) et 1 à 20 mm de diamètre. Elle peut varier du simple au double et, pour une même espèce, être influencée par de nombreux facteurs physiques du sol. Le poids varie de quelques dizaines de milligrammes à plus de 100 grammes (Bachelier, 1978).

Les vers de terre sont des organismes coelomates constitués d'une succession d'anneaux (métamères). La cavité centrale et le fluide coelomique communiquent avec le milieu extérieur via des petites ouvertures (pores dorsaux) sur la ligne dorsale. En réponse à une irritation mécanique ou chimique, les vers éjectent le fluide coelomique par ces pores (Bachelier, 1978).

Sur le plan anatomique (fig. 12), le ver de terre est constitué de deux tubes coaxiaux. Le tube externe (paroi du corps) assure l'ensemble des fonctions locomotrice et respiratoire. Le tube interne est digestif. Entre ces deux tubes, des cloisons transversales, les dissépiments, marquent la limite de chaque métamère et délimitent entre elles les cavités coelomiques (Bachelier, 1978). Les fonctions de relation entre ces différents éléments sont assurées par un système sanguin fermé et le système nerveux.

Les vers de terre sont hermaphrodites par contre certaines espèces se reproduisent sans accouplement, par autofertilisation ou parthénogénèse (Sims et Gerard, 1999). Leur appareil génital est composé à la fois d'une ou deux paires de testicules et d'ovaires. Ils se reproduisent par accouplement " tête-bêche " en produisant des cocons contenant les ovules et spermatozoïdes. La fécondation a lieu dans les cocons et les juvéniles éclosent. Une fois que les juvéniles atteignent leur maturité sexuelle, les vers de terre adultes sont alors caractérisés par un clitellum bien développé qui correspond à l'organe reproducteur. Les caractères sexuels externes sont d'une grande importance dans la détermination des taxons lombriciens (Bachelier, 1978), on peut citer : le clitellum (relatif à la maturité sexuelle), le puberculum, le pore mâle et pore femelle.

Lors d'un accouplement lorsque les conditions sont favorables, un échange de spermatozoïdes a lieu et en quelques jours plus tard, le clitellum produit le cocon qui glisse le long de la partie antérieure du vers de terre et émis dans le sol sous forme d'une capsule fermée à deux extrémités (fig. 13). Les vers adultes produisent plusieurs cocons par an, en fonction de leur âge (Svendsen et al., 2005) et les conditions dans lesquelles ils se trouvent (Lee, 1985). Les espèces anéciques ou endogées, produisent moins de cocons (3 à 13 cocons par an) que les épigés qui sont capables d'en produire entre 42 à 106 par an (Satchell, 1967). Les cocons sont résistants aux conditions défavorables comme la sécheresse ou les modifications de la température (Edwards et Bohlen, 1996) et forment la seule forme de vie existante pendant les mauvaises périodes pour certaines espèces (exemple, *Lumbricus rubellus*). Après une période d'incubation, qui dépend des conditions climatiques (Holmstrup et al., 2010) et des conditions de vie de l'adulte qui a produit ce cocon (Phillipson et Bolton, 1977), un ou plusieurs vers juvéniles, éclosent quelques temps plus tard. Les vers juvéniles vont progressivement acquérir des caractères sexuels secondaires externes, liés à l'accouplement, comme le puberculum ou les pores sexuels (male et femelle). Ils seront alors au stade sub-adulte. Enfin, un clitellum, organe lié au processus de ponte, se forme pour permettre au ver de terre de devenir sexuellement mature pour pouvoir se reproduire

Tableau 9 : Répartition des taxons selon les 18 familles lombriciennes
(Blakemore, 2008).

Famille	Genres	Espèces	Répartition géographique
Acanthodrilidae	20	675	Afrique, l'Amérique, Australie et Océanie
Ailoscolecidae	2	12	France
Almidae	6	27	Afrique, Amérique du Sud
Criodrilidae (Biwadrilidae)	2	11	Eurasie (Japon)
Eudrilidae	45	350	Afrique
Exxidae	2 ou 3	9	Amérique centrale
Glossoscolecidae	+30	550	Amérique Centrale et du Sud
Hormogastridae	1	26	Europe (Nord Africain)
Kynotidae	1	12	Afrique
Lumbricidae	+30	1130	Zones tempérées de l'hémisphère nord (Eurasie)
Lutodrilidae	1	1	États-Unis
Megascolecidae	+60	1636	Asie (Sud Est), Australie et Océanie, Amérique du Nord
Microchaetidae	+5	151	Afrique
Moniligastridae	+5	182	Inde, Asie
Ocnerodrilidae	21	176	Afrique, Amérique centrale et méridionale
Octochaetidae	30	584	Amérique centrale, Inde, Nouvelle Zélande et Australie
Sparganophilidae	20	14	Amérique du Nord
Tumakidae	2	1	Amérique du Nord

à son tour. Il devient ainsi adulte. Le temps de maturation varie beaucoup entre espèces, de 3 semaines à 1 an (Bouché, 1972).

La durée de vie des vers de terre (cocon, juvénile, sub-adulte et adulte) est très variable de 1 an à plusieurs années (Sims et Gerard, 1999). Elle dépend fortement de l'espèce considérée mais aussi des conditions du milieu. Certaines espèces géantes peuvent prendre des années pour atteindre le stade de maturité et ne se reproduisent que tous les deux ou trois ans, tel que *Megascolides australis* (van Praagh, 1992).

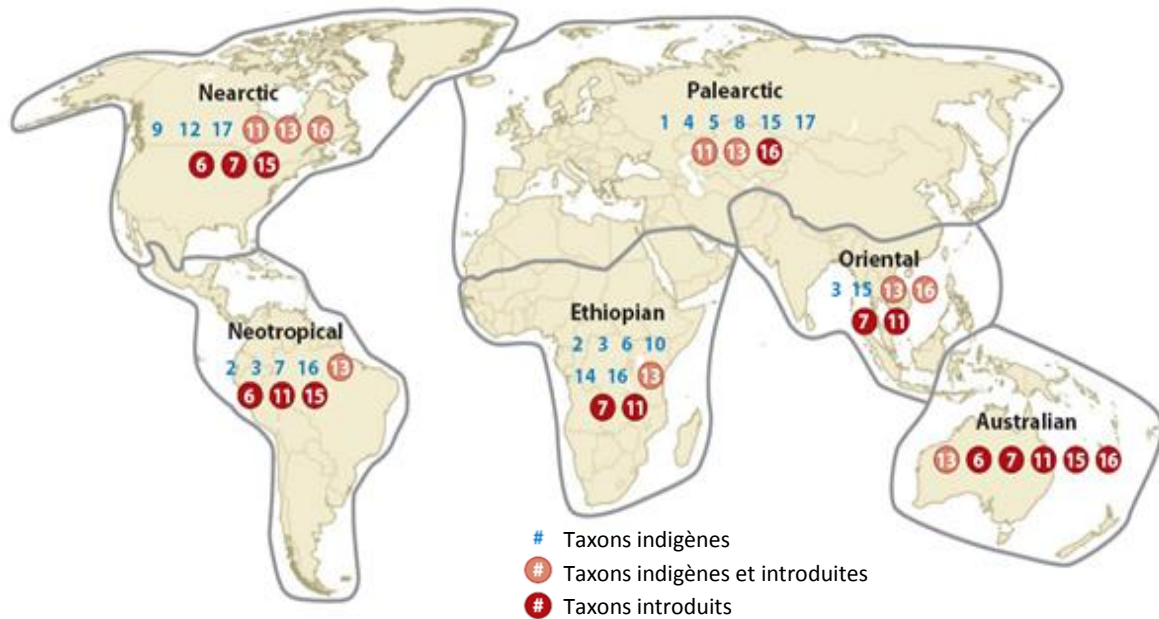
2-2- Diversité et taxonomie

Les vers de terre sont présents dans tous les sols (tempérés ou tropicaux) et leur diversité taxinomique décrite, mais surtout estimée, est très importante. L'évaluation de cette diversité repose le plus souvent sur l'identification d'individus au niveau de l'espèce. Ainsi, environ 3700 espèces ont été décrites à ce jour, ce qui représente une proportion significative des 6000 espèces estimées pour la biodiversité totale de ce groupe (Decaëns et al., 2013), alors qu'elle peut dépasser 7000 espèces selon Lavelle et Lapied (2003). Cependant, les vers de terre appartiennent à un groupe dont la taxinomie est incomplète et difficile à compléter, et ce pour diverses raisons regroupées sous le terme " *taxonomic impediment* " (Decaëns et al., 2008; Rougerie et al., 2009).

Selon Blakemore (2008), les vers de terre appartiennent au phylum des Annélides, à la classe des Oligochètes "Oligochaeta" (Vers peu couvert de soies), à l'ordre des Opisthopores "Opisthopora" (pores génitaux à plus d'un segment en arrière du segment testiculaire), et plus précisément à la section des "Diplostesticulata" (ayant normalement deux paires de testicules).

Après les essais de plusieurs auteurs (Rosa, 1893; Michaelsen, 1900; Pop, 1941; Omodeo, 1956), Bouché (1972) a proposé une classification partiellement phylogénétique en s'appuyant surtout sur des critères morphologiques, il a constaté que ces critères étaient malheureusement limités en nombre et ne peuvent résoudre à eux seuls tous les problèmes. Qiu et Bouché (1998) ont proposé une nouvelle nomenclature des taxons lombriciens. Ainsi, la révision des trois cinquième des taxons *Lumbricoidea* a conduit à enrichir cette superfamille de 20 % en taxons. Cependant, ce travail a été largement critiqué par plusieurs auteurs, notamment Blakemore (2008) qui a relevé plusieurs incompatibilités dans cette nomenclature et pour lesquelles il a proposé une nouvelle nomenclature après révision de l'ensemble des familles lombriciennes. Ainsi, dix-huit familles sont déterminées dans le monde entier avec un total de 5575 espèces y compris les formes semi-aquatiques (Jamieson et al., 2002). La répartition des ces taxons recensés est résumés dans le tableau 9, en fonction du nombre des 18 familles lombriciennes.

A ce jour, la taxinomie morphologique traditionnelle se voit utilement complétée par des outils moléculaires. Ces nouvelles méthodes (tel, *DNA barcoding*) sont requises pour contrer le déficit taxinomique et permettre une évaluation correcte de la diversité dans ce groupe. C'est pourquoi depuis le début des années 2000, des outils moléculaires ont été développés (Decaëns et al., 2013).



1 Ailoscolecidae ; 2 Alluroididae ; 3 Almidae ; 4 Biwadrilidae ; 5 Criodrilidae ;
 6 Eudrilidae ; 7 Glossoscolecidae ; 8 Hormogastridae ; 9 Komarekionidae ;
 10 Kynotidae ; 11 Lumbricidae ; 12 Lutodrilidae ; 13 Megascolecidae ;
 14 Microchaetidae ; 15 Moniligastridae ; 16 Ocnerodrilidae ; 17 Sparganophilidae.

Figure 14 : Distribution globale des familles lombriciennes dans chaque domaine biogéographique (Hendrix et al., 2008).

Tableau 10 : Principaux caractères des 3 catégories écologiques des vers de terre (Bouché, 1972; Bachelier, 1978).

Propriétés	Epigés	Anéciques	Endogés
Biologie			
Maturation	Rapide	modérée	modérée
Reproduction	Abondante	Très limitée	limitée
Fécondité	Importante	faible	moyenne
Régénération	Nulle	importante	variable
Forme de résistance	Cocon	diapause	quiescence
Taille (mm)	10 – 30	200 – 1100	variable
Pigmentation	Homochromique	sombre	albinique
Coloration	rouge vineux ou rosâtre	brun à brun noirâtre	incolore
Mobilité	rapide	modérée	faible
Galeries	pas dans le sol	subverticales	subhorizontales
Milieu			
Habitat	en surface	en mouvement	en profondeur
pH du sol	2,83 – 8,16	4,68 – 8,30	2,83 – 8,55
C/N du sol	10,5 – 16,5	9,5 – 12,0	10,5 – 15,5
CEC (du sol meq.100 mg⁻¹)	0,5 – 20,7	2,1 – 20,9	0,1 – 26,6
Argiles (%)	0,1 – 34,2	6,3 – 38,7	0,1 – 45,7

2-3- Ecologie des vers de terre

D'un point de vue écologique, les vers de terre correspondent au groupe de la macrofaune du sol le plus important en termes de biomasse et d'activité. Ils colonisent tous les sols et sous différents climats. Ils possèdent un grand nombre d'activités directement en relation avec l'état écologique d'un sol (Römbke et al., 2005).

2-3-1- Distribution spatiale

Les grandes lignes de distribution des vers de terre au niveau mondial ont été créées par l'évolution géologique et biologique (James, 2004). Ils sont présents dans quasiment tous les types de milieux terrestres, à l'exception des milieux arides et des régions glaciaires. Dans la plupart de ces écosystèmes, les vers de terre dominent la macrofaune du sol (en biomasse) (Bouché, 1972; Bachelier, 1978; Lee, 1985; Lavelle et Spain, 2001; Blakemore, 2008).

Lee (1985) montre que d'une manière générale, l'abondance des vers de terre s'ordonne selon un gradient latitudinal Nord-Sud correspondant à la succession des grands biomes terrestres, déterminés de façon prépondérante par le climat engendrant des sols et des structures végétales taxonomiques. Ils sont quasiment absents dans les toundras, leur présence reste faible dans les forêts des régions froides et tempérées froides (2,8 à 8,4 g.m⁻², Zajonc, 1971 in Lee, 1985; 4 à 11 g.m⁻², Terhivuo, 1989), alors qu'ils sont très bien représentés dans les régions tempérées. En termes de biomasse, les vers de terre constituent la composante principale de la faune du sol dans la plupart des habitats (Lee, 1985) et où il est fréquent d'observer plus d'une tonne de vers de terre à l'hectare en poids frais (Bouché, 1972).

Selon Hendrix et al. (2008), la distribution actuelle des grandes familles est présentée dans la figure 14. En plus, Blakemore (2008) donne une distribution semblable des 18 familles déterminées (tableau 9). Les grandes lignes de distributions de vers de terre ont été fixées par l'évolution géologique et biologique : la diversification, la dispersion et l'extinction au cours des aires géologiques (James, 2004). Sur les petites échelles spatio-temporelles, les changements climatiques et les processus écologiques affectent les distributions de vers de terre.

2-3-2- Distribution verticale (catégories écologiques)

La classification écologique, créée par Bouché (1984), s'appuie sur les caractères morphofonctionnels et écologiques des vers de terre. Elle divise les vers en 3 catégories : les épigés, les anéciques et les endogés (tableau 10). Ce classement est intéressant car c'est leur rôle qui est important au plan agronomique, écologique et écotoxicologique.

- *Les épigés* : présentent des cycles de vie courts (1 à 2 ans) et sont soumis à une forte prédation. Ils sont typiques des sols de litière et de forêts, petits, grêles et rougeâtres. Ils se nourrissent de litière et de microflore mais ingèrent peu de sol.
- *Les endogés* : de taille variable, creusent des galeries dans le sol. De durée de vie moyenne, ils rentrent en diapause en cas de sécheresse. Ils se nourrissent essentiellement de feuilles en décomposition dans le sol.
- *Les anéciques* : ont un mode de vie mixte. Ils creusent des galeries verticales. Ils sont longs et de couleur foncée. Protégés dans leurs galeries, ils mènent une vie

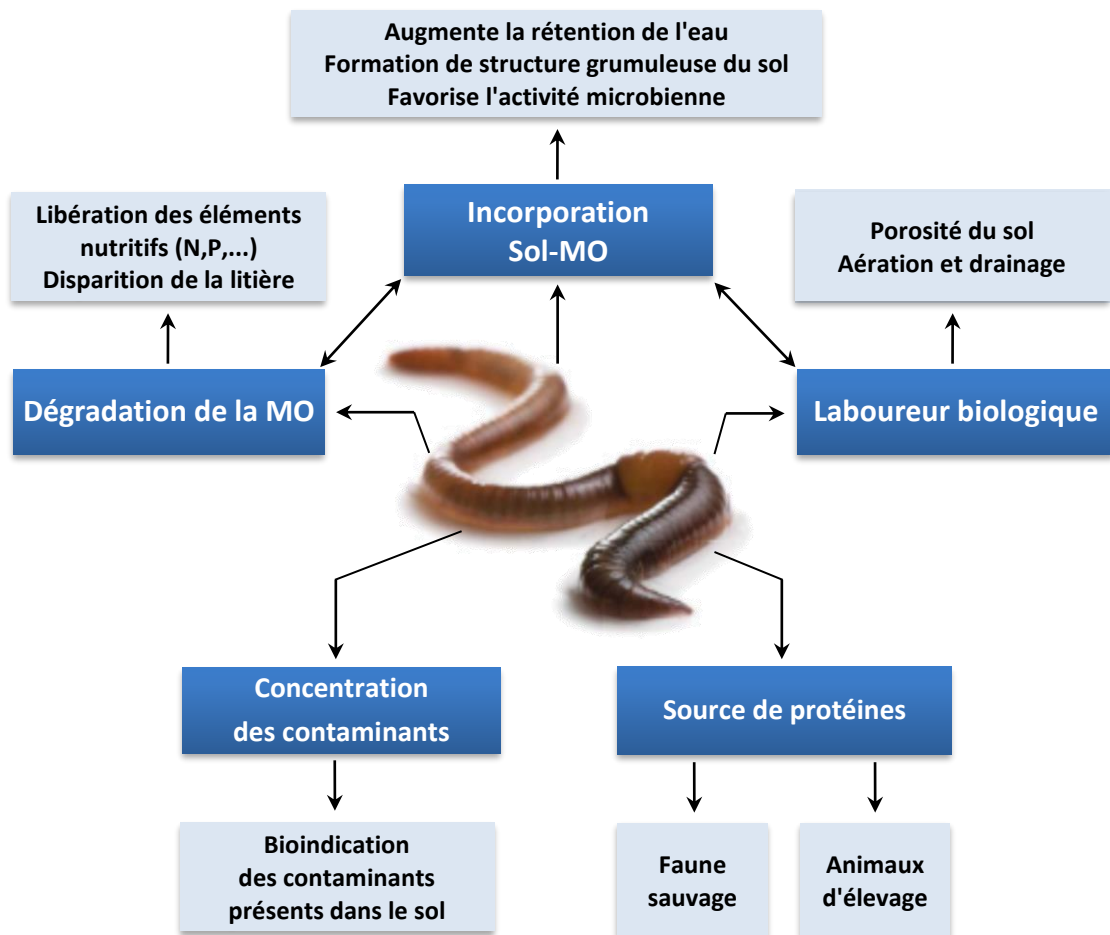


Figure 15 : Principaux rôles des lombriciens dans le sol (modifié d'après [Abdul Rida, 1992](#)).

longue (~10 ans) et se nourrissent de microflore et de sol plus ou moins enrichi en MO. Par ces mouvements verticaux, ils agissent fortement sur la structure du sol.

2-4- La famille des Lumbricidae

Elle est censée être une famille récemment évoluée. Selon [Easton \(1983\)](#), cette famille est composée d'environ 386 espèces valides mais le chiffre actuel est 670 taxons valides à partir d'un montant total d'environ 1130 taxons ([Blakemore, 2008](#)). Ainsi, elle représente la 2^e famille la plus riche en espèces après la famille des Megascolecidae (1636 taxons). Selon la figure 14, les taxons de cette famille s'avèrent originaires de la région Paléarctique (dont l'Afrique du nord fait partie). Cependant, quelques taxons sont largement introduits à travers le monde. Il s'agit certainement des taxons *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *A. trapezoides*, *Eisenia fetida*, *E. andrei*, *Eiseniella tetraedra* et *Lumbricus terrestris* ([Blakemore, 2008](#)). Malgré leur distribution à travers le monde, [Gates \(1972\)](#) stipule qu'aucune espèce de cette famille n'est connue pour avoir colonisé les plaines tropicales en permanence.

La particularité de la famille des Lumbricidae est que ses espèces peuvent être partiellement identifiées par leurs caractéristiques externes. Cependant, les organes sexuels, de première importance dans la taxonomie des vers de terre, deviennent dégradées chez certaines espèces (par exemple, *Eiseniella tetraedra*). Dans ces cas, les caractères somatiques (par exemple, soies, les néphridies et le tube digestif) peuvent encore se révéler suffisants pour l'identification. Généralement, cette famille est caractérisée par un clitellum, souvent en selle, situé après le 17^e segment. Elle est caractérisée aussi par des pores, en paires, mâles (souvent en 15) et femelles (en 14) dans les lignes de la 'bc' de soies. Ces dernières présentent une disposition lombricienne ([Blakemore, 2008](#)).

2-5- Utilisation des vers de terre comme bio-indicateurs de la qualité des sols

La qualité des sols est estimée souvent par la mesure des propriétés physicochimiques. Cependant, ces mesures seules ne fournissent pas une vue d'ensemble de la santé de cet écosystème. En effet, ces mesures sont soumises à une variabilité spatiotemporelle non maîtrisées. En revanche, les organismes vivants sont en constante interaction avec les différents constituants de leur environnement. Ils sont ainsi capables d'intégrer les évolutions environnementales, à court et à long terme, mais également les effets antagonistes ou synergiques des différents types de contaminants, impossibles à mettre en évidence par les mesures physicochimiques. La notion de bioindicateur désigne une espèce ou une population qui, du fait des particularités écologiques, est apte à rendre compte de l'ambiance écologique régnant dans le sol et à révéler précocement des modifications biotiques ou abiotiques de l'environnement. Pratiquement, tous les organismes révèlent des informations sur leur environnement, mais certains sont plus utiles pour la biosurveillance de la qualité de l'écosystème.

Selon [Bachelier \(1978\)](#), les vers de terre sont considérés comme des « ingénieurs des sols » suite à leurs multiples fonctions (fig. 15). Ils présentent ainsi, de nombreux avantages en faveur de leur utilisation pour la bioindication et la biosurveillance de la qualité des sols ([Bouché, 1972](#); [Bachelier, 1978](#); [Lee, 1985](#); etc.) :

- ***Une bonne représentativité*** : les vers de terre vivent en permanence dans le sol et constituent la partie la plus importante (60 à 80 % en biomasse). Toutes les fonctions vitales, telles que l'alimentation, la respiration, la reproduction, l'excrétion, etc. se produisent dans le sol, à l'exception de quelques vers épigés, qui vivent dans la litière à la surface du sol.
- ***Une large répartition géographique*** : les vers de terre colonisent tous les sols et sous différents climats. Une grande partie des espèces est cosmopolite, permet la constitution d'une vaste base de données et la comparaison d'études réalisées sur différents sites, au niveau local comme international.
- ***Une intégration rapide des variations des conditions de milieu***. Du fait de leur contact permanent avec le sol par voies cutanée et intestinale, ces organismes peuvent réagir directement aux polluants. Leur grande sensibilité aux facteurs environnementaux et la très grande spécificité de certaines espèces dans leurs préférences et tolérances écologiques renseigne sur un grand nombre de paramètres physico-chimiques des sols. Ils possèdent également la capacité d'accumuler les ETMs et des substances organiques dangereuses. De plus, leurs mouvements (horizontal et vertical) dans le sol permettent d'obtenir, à la différence des analyses physicochimiques, une mesure intégrée dans le temps des variations de la qualité du milieu. Leurs facteurs d'accumulation sont très élevés.
- ***Des facilités d'échantillonnage et de conservation des prélèvements***. Les vers ont une constitution corporelle relativement constante. Leur durée de vie est assez longue (jusqu'à 10 ans). *In situ*, ils sont disponibles presque toute l'année. Leur taille et leur masse facilitent leur capture sur le terrain et sont assez robustes pour être élevés au laboratoire et subir des manipulations. Dans le cas où il y a absence de vers autochtones dans le sol, l'apport de vers allochtones se fait sans aucun impact sur ceux-ci. Cependant, les vers allochtones reflètent mieux les changements de qualité des sols qui composent leur environnement que les espèces exotiques *a priori* plus compétitives.

Ces critères font par conséquent des vers de terre d'excellents bio-intégrateurs de la qualité des milieux édaphiques. Ce constat s'est d'ailleurs traduit par la mise en œuvre de méthodes permettant de caractériser l'état de santé des sites à partir de croisements entre les connaissances acquises sur ce compartiment écologique. Les informations acquises peuvent ainsi être déduites de leur contenu en composés ou éléments particuliers, de leur structure cellulaire ou morphologique, de modifications métaboliques ou biochimiques, d'études comportementales ou de la structure de leurs populations.

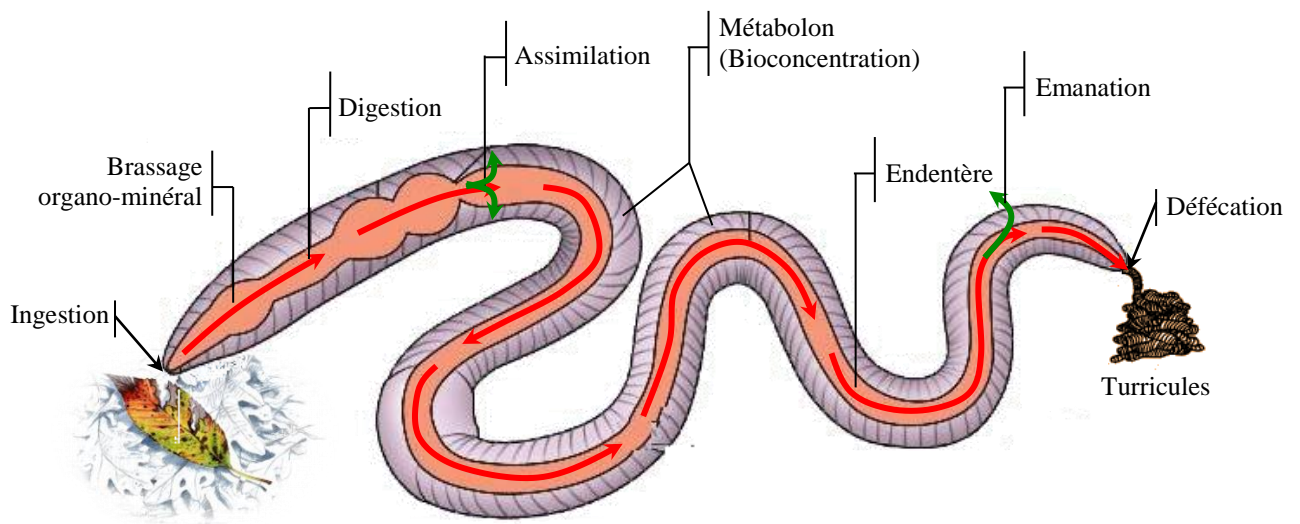


Figure 16 : Etats et cinétique des ETMs dans les vers de terre (modifié d'après [Abdul Rida, 1992](#)).

3- Relation vers de terre - ETMs

3-1- Généralités

Les vers de terre sont connus, depuis longtemps, comme des accumulateurs des ETMs, tel que : As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn (Gish et Christensen, 1973; van Hook, 1974; van Rhee, 1977; etc.) et peuvent être utilisés dans la bioindication de la contamination métallique des sols (Ma et al., 1983; Morgan et Morgan, 1988; Stafford et Mc Grath, 1986; etc.). Dans le sol, ils sont exposés à différentes teneurs et formes de ces éléments. En fonction des catégories écologiques, *i.e.* les vers épigés, anéciques ou endogés, on constate que :

- Les vers épigés tels que *Lumbricus rubellus*, *Eisenia fetida* et *E. andrei* sont très mobiles et se localisent préférentiellement dans les horizons de surface (Edwards et Bohlen, 1996). Ce mode de vie les expose directement aux apports externes en ETMs par voie cutanée, *i.e.* par absorption directe par le derme (Langdon et al., 2005). En plus, ces vers consomment de grandes quantités de matières organiques déposées à la surface du sol ce qui favorise la libération des ETMs et l'augmentation de leur disponibilité. Ces espèces ont été largement employées dans diverses expériences étudiant leur influence sur la biodisponibilité des ETMs dans le sol (Wen et al., 2004; Udovic et al., 2007). D'ailleurs, *Eisenia fetida* a même été choisi par l'ISO. (International Organization for Standardization) et l'OECD. (Organisation for Economic Co-operation and Development) comme un taxon de référence pour les tests standards de toxicité (ISO., 1993b, 1999, 2008; OECD., 1984, 2004).
- Les vers anéciques, tel que *Lumbricus terrestris* et *A. longa*, entraînent les débris organiques superficiels et s'en nourrissent, mélangés au sol pris en profondeur. Ils creusent des galeries (subverticales) profondément dans le sol (Bouché, 1972). Ils sont d'avantage en contact avec les ETMs de surface, mais aussi ceux existant déjà dans le sol. Tout comme les épigés, ils semblent augmenter leur disponibilité dans le sol (Ma et al., 2000; Cheng et Wong, 2002; Sizmur et Hodson, 2009).
- En revanche, les vers endogés évoluent en permanence dans le sol et demeurent dans les couches peu profondes où ils creusent des galeries horizontales. Ils sont donc en contact permanent avec les teneurs métalliques dans le sol. De ce fait, cette catégorie est probablement la plus adaptée pour ces études. Les études portant sur ces vers rapportent une influence de ceux-ci sur la disponibilité des ETMs présents dans le sol (Sizmur et Hodson, 2009).

Au niveau corporel, la cinétique des ETMs dans les vers de terre dépend surtout de l'équilibre ingestion - assimilation - sécrétion (fig. 16). Toutefois, l'assimilation joue un rôle important dans l'immobilisation et l'élimination des ETMs, et diminue par conséquent leur toxicité (Morgan et Morgan, 1993). Ils peuvent ainsi supporter des concentrations métalliques élevées dans les sols qui seraient mortelles pour d'autres animaux (Hopkin, 1989).

3-2- Localisation et contrôle des ETMs dans les vers de terre

De par leur vie terricole, ils sont en contact perpétuel avec les ETMs dans le sol *via* leurs téguments, et ils les ingèrent également dans la mesure où ils sont géophages. Leur capacité d'accumulation a été reconnue dans la littérature dès la fin du 19^e siècle (Gish et Christensen, 1973). Les ETMs s'accumulent notamment dans leurs tissus soit par voie digestive, soit par voie cutanée (Goven et al., 2005; Hobbelen et al., 2006_b).

3-2-1- Le chloragosome

Chez les vers de terre, le tissu chloragogène représente le principal tissu concentrant les ETMs (Morgan et Morris, 1982; Morgan et Morgan, 1990), ce qui est unique pour les oligochètes. Il est formé de chloragocytes qui tapissent surtout la partie postérieure du tube digestif des vers (Vijver et al., 2004). Facile à isoler, il contient de nombreux composés organiques tels les carbohydrates, les protéines, les lipides, les acides aminés et les pigments. L'analyse de ce tissu a montré qu'il contient (en poids sec) 3 % de phosphate inorganique et organique, 2 à 3 % de calcium, 1-3 % de Zn, 0,2 - 0,4 % de Mn. Les principaux constituants inorganiques de ce tissu sont le Zn et le Ca, ainsi que la présence variable de sulfure et de fer (Morgan, 1981). Cependant, il existe deux voies de liaisons intracellulaires des ETMs dans le tissu chloragogène. La première voie implique la rétention des métaux (en particulier le Pb) dans les granules phosphatés insolubles appelés chloragosomes (Morgan et Morris, 1982; Morgan et Morgan, 1988). Ces granules, riches en soufre, phosphore et calcium, fonctionnent comme tampon pour le fluide coelomique et le sang (Stürzenbaum, 1997). La seconde voie fait intervenir les ligands riches en soufre qui sont capables de lier les ETMs (en particulier le Cd) à l'intérieur de structures appelées cadmosomes (Morgan et Morgan, 1990; Morgan et al., 1993).

3-2-2- Les métallothionéines

Un autre mécanisme de séquestration cellulaire existe dans le cytoplasme, impliquant des protéines spécifiques se fixant aux ETMs (les métallothionéines). Ces molécules ont d'abord été étudiées chez les vers de terre en réponse au cadmium (Cd) (Gish et Christensen, 1973), mais peuvent être induites par différents ions métalliques. Le fait que les vers produisent ces métallothionéines pourrait expliquer leur capacité à accumuler des quantités métalliques très importantes sans être affectés par sa toxicité (Vijver et al., 2004). Selon van Straalen et Hoffmann (2000), ces protéines impliquées dans la régulation des ETMs ne constituent qu'une petite partie de la teneur totale en protéines du corps. L'induction de métallothionéines joue donc un rôle important dans la tolérance des ETMs (Andersen et Laursen, 1982).

3-2-3- Les glandes calcifères

Appelées aussi glandes de Morren, elles se situent, lorsqu'elles existent, au niveau des gonades. Il s'agit d'une formation constituée de nombreuses lamelles longitudinales provenant d'une différenciation œsophagienne (Bouché, 1972). En présence d'un excès de gaz carbonique, ces glandes le combinent au Ca du sang, ce qui produit de gros cristaux

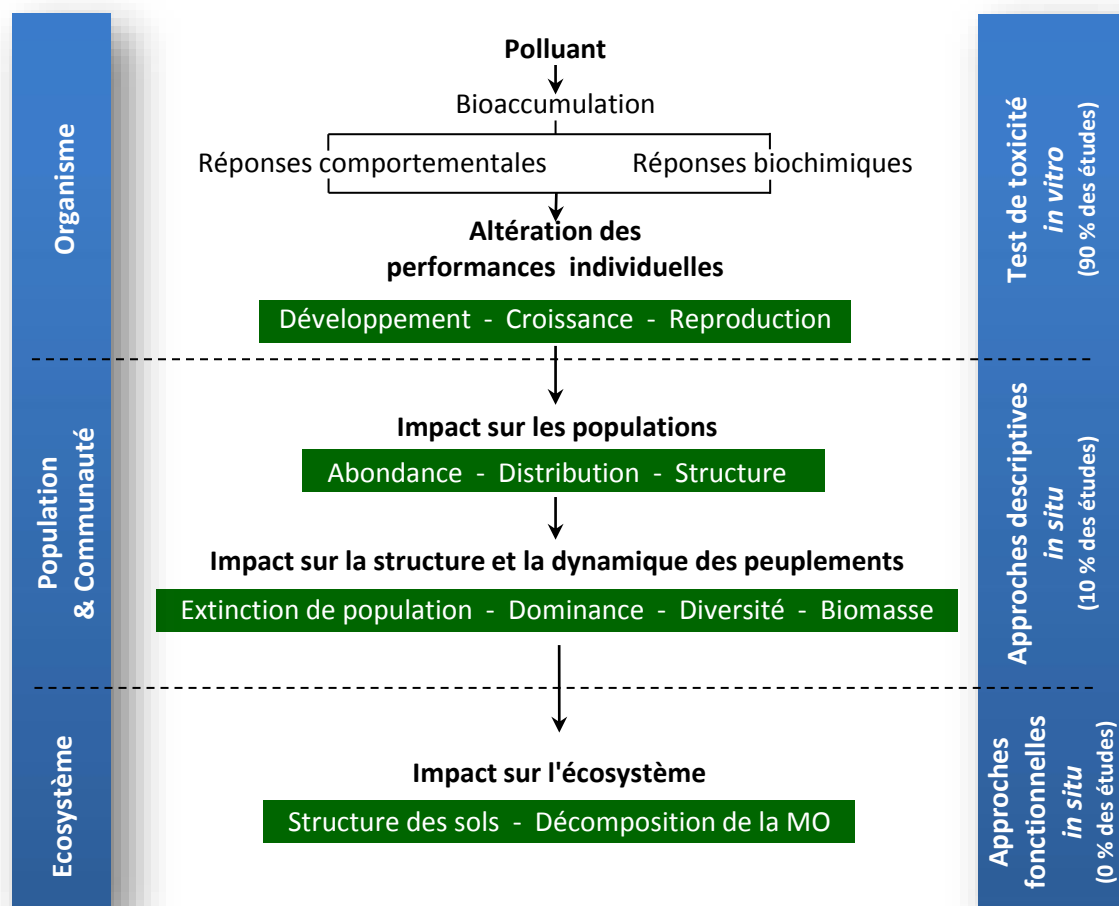


Figure 17 : Impacts des polluants à divers échelles, types d'études et leurs proportions relatives (modifié d'après Nahmani, 2003).

insolubles de carbonates de calcium sous forme de petites concrétions de calcites. Une importante régulation des équilibres ioniques s'établit à leur niveau avec le sang qui l'irrigue abondamment. Ces glandes peuvent aussi accumuler les ETMs ([Andersen et Laursen, 1982](#)).

3-2-4- Les corps bruns

Les ETMs (en particulier le Cd et le Pb) peuvent aussi être accumulés dans des amas particuliers, appelés corps bruns. Ces amas regroupent des résidus et des soies dans les cavités coelomiques caudales avant d'être rejetés dans le milieu extérieur, souvent par autotomie ([Jamieson, 1981](#); [Andersen et Laursen, 1982](#)).

3-2-5- Les cocons

Les cocons renferment des teneurs plus importantes que tous les autres tissus ou organes. En effet, [Abdul Rida et Bouché \(1995\)](#) a enregistré des teneurs plus élevées dans les cocons.

3-3- Les mécanismes de détoxification chez les vers de terre

La tolérance des vers de terre vis-à-vis des ETMs peut s'expliquer par les mécanismes d'accumulation et d'élimination. Pour les premiers, les ETMs sont fixés sous forme non toxique dans des structures stables de l'organisme, telles que les métallothionéines ([Morgan et Morgan, 1988](#); [Ardestani et al., 2014](#)). Pour le second, les ETMs sont éliminés par émanation, soit adsorbés sur les carbonates de calcium sécrétés par les glandes de Morren, soit dans le mucus et les urines. En plus, la formation de granules spécifiques "corps bruns", suivi par l'autotomie de fragments contenant ces granules permet d'éliminer ces éléments, en particulier le Pb ([Andersen et Laursen, 1982](#); [Ablain, 2002](#)). Enfin, les vers éliminent une partie des ETMs absorbés lors de la production des cocons ([Abdul Rida et Bouché, 1995](#)).

3-4- Les effets des ETMs

Malgré leur tolérance vis-à-vis des ETMs, les vers de terre sont plus ou moins sensibles face aux ETMs ([Lukkari, 2004](#)). En effet, l'exposition des vers de terre aux ETMs s'accompagne de conséquences observables du niveau cellulaire à celui de la communauté (fig. 17). En plus, les observations réalisées *in situ* et *in vitro* ont permis de décrire les réponses spécifiques de certains taxons lombriciens. Globalement, on distingue trois types de réponses :

- l'apparition d'anomalies morphologiques et comportementales ([Lukkari et Haimi, 2005](#); [Sivakumar, 2015](#)) ;
- des effets sur la croissance ([van Gestel et al., 2009](#); [Spurgeon et Hopkin, 1996](#); [Panda et al., 1999](#); [van Gestel et al., 2009](#)), la reproduction ([Cikutovic et al., 1993](#); [Spurgeon et Hopkin, 1996](#); [Siekierska et Urbanska-Jasik, 2002](#)) et la production des cocons ([Reinecke et al., 2001](#); [Ma et al., 2002](#); [Spurgeon et al., 2006](#)) ;
- la disparition de certains taxons, tel le genre *Sherotheca* ([Abdul Rida, 1992](#)) et l'amplification de la distribution d'autres taxons plus tolérants.

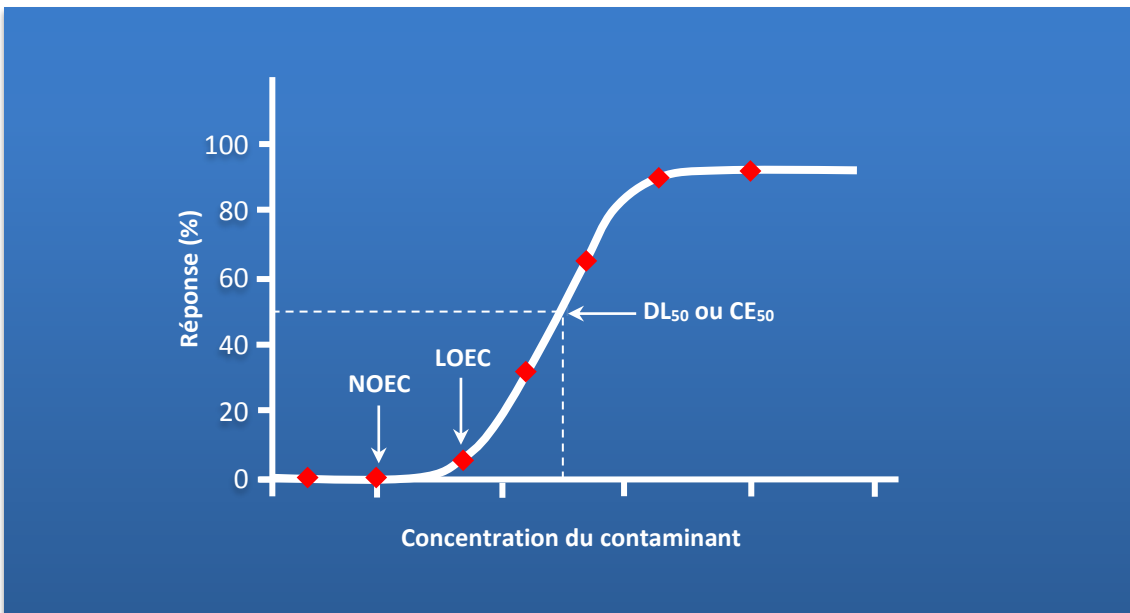


Figure 18 : Courbe théorique Dose-Réponse (D'après Payet et Hugonnot, 2014)

Quoi qu'il en soit, au-delà d'un certain seuil, les ETMs réduisent le taux de survie des vers (Abdul Rida et Bouché, 1995; Khalil et al., 1996). Selon Nahmani (2003), la dose létale médiane (DL₅₀) diffère selon les espèces. Dans les conditions de laboratoire, les taxons testés se classent dans l'ordre de résistance décroissant : *E. fetida* > *L. rubellus* > *L. terrestris* > *A. caliginosa* > *A. rosea*. Les vers épigés seraient ainsi plus résistants que les vers endogés.

3-5- L'évaluation des risques liés aux ETMs

Les vers de terre représentent des organismes modèles pour évaluer le risque des ETMs dans le sol *via* des études *in situ* ou *in labo*. Plusieurs auteurs ont tenté à travers des études *in situ* d'évaluer les effets des ETMs sur la diversité et la densité des communautés lombriciennes. Cependant, ces études ne représentent que 10 %. Les 90 % restant sont des études *in vitro* (fig. 17). Ces tests de toxicité, d'accumulation et d'adaptation sont réalisés en conditions contrôlées à l'échelle individuelle (Nahmani, 2003). Ces tests, d'une grande importance, permettent d'évaluer la toxicité des ETMs et le comportement des taxons lombriciens testés vis-à-vis d'une éventuelle contamination métallique des sols.

3-5-1- Les tests d'écotoxicité

Ces tests ont pour objet d'évaluer la sensibilité d'un taxon lombricien à un ETM donné. Les bioessais les plus fréquemment utilisés concernent les effets létaux et, dans une moindre mesure, les effets sublétaux. Les premiers sont évalués par la détermination de la dose létale médiane (DL₅₀) qui entraîne la mort de 50 % des vers testés (fig. 18). Les effets sublétaux sont évalués par la détermination de la concentration efficace médiane (CE₅₀) qui conduit à la diminution de 50 % du paramètre biologique mesuré (Nahmani, 2003). Ces essais permettront aussi de déterminer d'autres valeurs de références : la dose sans effet observable (NOEC) et la dose minimale ayant un effet observable (LOEC). Parmi les effets sublétaux, certains peuvent engendrer la mort des individus, tel que la perte de poids ou la réduction des capacités locomotrices. Selon les tests standards ISO. (1993_b) et OECD. (1984), des sols artificiels ont été utilisés dans le but de tester seulement le facteur souhaité. Ces sols sont contaminés par l'ajout d'une série de solutions d'ETM. Cependant, certains auteurs ont choisi de travailler à partir de sols " naturels ". La diversité des sols utilisés, des formes chimiques des ETMs (nitrates, chlorure, ...), et des méthodes de mesures rend toute comparaison des résultats difficile. Encore trop peu d'étude ont été réalisées sur une même espèce dans les mêmes conditions (Nahmani et al., 2007). En plus, d'autres tests plus rapides, 24 à 72 heures, visent à déterminer le comportement d'évitement manifesté par les vers testés à l'égard des teneurs métalliques sublétales (Lukkari, 2004). Ainsi, ils sont capables de réduire au minimum leur exposition à ces éléments, toxiques, grâce à ce comportement (Lukkari et al., 2005).

3-5-2- Les études de la bioaccumulation

La bioaccumulation est un phénomène par lequel l'ETM présent dans le sol, puis dans le ver de terre, et est par conséquent, susceptible de s'accumuler au cours du temps dans leurs tissus. Elle représente un bon indicateur de la disponibilité des métaux dans le sol (Conder et

Lanno, 2000; Oste et al., 2001; Lanno et al., 2004). En effet, les vers de terre semblent être de bons candidats pour servir d'indicateurs d'accumulation afin d'évaluer la biodisponibilité des ETMs dans les sols (Lanno et al., 2004).

Que ce soit *in situ* ou *in labo*, elle est déterminée par le rapport de la teneur biologique d'un ETM en fonction de celle mesurée dans un sol, généralement appelé facteur de bioaccumulation (BAF). Cette notion est ainsi fortement liée à la fraction biodisponible de l'ETM dans le sol et aux conditions physicochimiques du sol (Ma, 1982). Mais, elle est aussi liée aux phénomènes physiologiques propres à l'organisme, à son stade de vie (juvénile et adulte), et à sa catégorie écologique (Terhivuo et al., 1994). Lorsqu'ils sont réalisés, ces rapports donnent ainsi des indications sur la biodisponibilité des ETMs dans le sol.

3-5-3- Les études adaptatives

Ces études visent à mettre en évidence le développement d'une résistance par la mise en place de mécanismes d'excrétion ou de détoxification des ETMs (suscités), à l'échelle de l'individu (acclimatation), ou de sa descendance (adaptation génétique, induction des gènes) (Nahmani et al., 2007). Ces tests sont réalisés sur une longue durée (plus d'un mois).

3-6- Les conséquences sur l'environnement

Les vers de terre peuvent modifier de nombreux paramètres du sol (Bouché, 1972; Brown et al., 2000; Lavelle et Spain, 2001; Lavelle et al., 2007). Leur étude apparaît donc indispensable à la compréhension de la dynamique des ETMs dans le sol car ils influencent la mobilité des ETMs et la stabilité de leurs phases porteuses dans le sol, par différents mécanismes, soit directement en modifiant les paramètres physico-chimiques du sol, soit indirectement en modifiant les communautés bactériennes du sol. Selon Zorn et al. (2005) et Wen et al. (2004), les vers de terre augmentent surtout la disponibilité des ETMs suite à la décomposition de la MO. Certains taxons peuvent dans certains cas survivre à des concentrations très élevées en ETMs. Leurs activités doivent nécessairement être prises en compte dans les stratégies de réhabilitation des sols contaminés par ces éléments, soit seul (vermiremediation) soit en combinaison avec certaines plantes hyperaccumulatrices (phyto-remédiation).

Par ailleurs, ce qui fait des vers de terre de bons indicateurs écologiques de la contamination métallique des sols est leur potentiel de bioaccumulation ou de biorégulation des ETMs dans leurs tissus. La quantification des teneurs métalliques dans les vers de terre peut aussi être intéressante pour la protection de l'environnement car ils représentent une source importante de nourriture pour plusieurs vertébrés et invertébrés (comme les oiseaux par exemple) (Sandoval et al., 2001). Les ETMs, *via* leur bioaccumulation dans les vers de terre, pourraient entrer dans les chaînes trophiques terrestres et contaminer *in fine* l'homme. Il y a un grand potentiel pour le transfert des ETMs le long des chaînes alimentaires (Spurgeon et al., 2003). Selon Landis et Yu (2004) et Demuynck et al. (2007), la survie et l'état des êtres vivants qui se nourrissent de vers de terre ont été liés à l'accumulation des ETMs dans ces derniers du fait que ces éléments sont facilement absorbés dans les tissus vivants.

Chapitre 2

MATERIEL ET METHODES

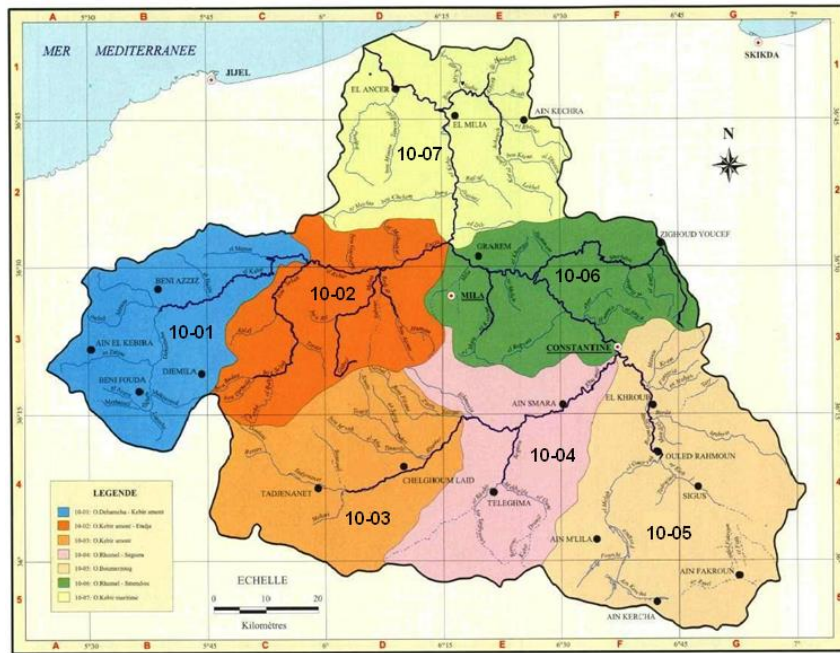


Figure 19 : Grand bassin versant de l'oued Rhumel-Kébir (ABH-CSM, 1999).

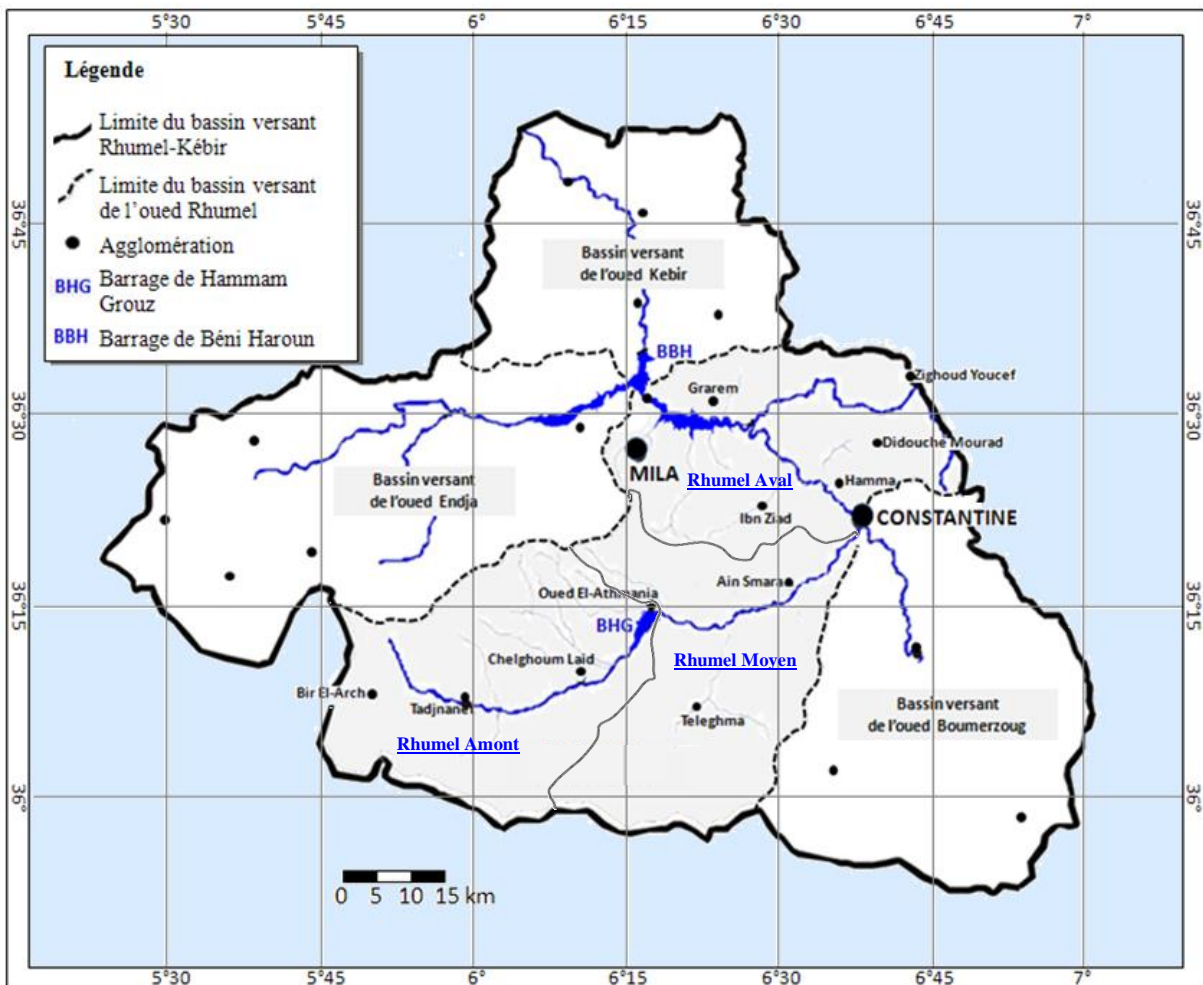


Figure 20 : Situation du bassin de l'oued Rhumel et ses principales agglomérations.

1- Région d'étude

D'après Mébarki (1984), le bassin versant Kebir Rhumel (fig. 19) est l'un des plus importants bassins du Nord Algérien. La superficie planimétrique de ce grand bassin est de l'ordre de 8795 km². Selon l'Agence des Bassins Hydrographiques : Constantinois - Seybousse - Mellegue (ABH-CSM, 1999). Il peut être subdivisé en trois grandes parties:

- ✚ le bassin supérieur ou domaine des hautes plaines correspondant à l'oued Rhumel et ses effluents (10-03, 10-04 et 10-05) ;
- ✚ le bassin moyen ou tell sud par l'oued Endja et l'oued Rhumel à l'aval de Constantine jusqu'à leur confluence (10-01, 10-02 et 10-06) ;
- ✚ le bassin inférieur ou tell nord correspond à l'oued Kébir, après la confluence des oueds Endja et Rhumel (10-07).

L'oued Rhumel représente le principal cours d'eau de ce grand bassin (fig. 19). Son bassin versant couvre plus 60 % de la superficie totale du grand bassin Kebir Rhumel, soit une superficie de 5328 km². Il représente une zone intermédiaire entre le domaine tellien à très forte influence méditerranéenne au nord et le domaine des hautes plaines à forte influence continentale au sud. Cette entité hydrographique est subdivisée en 4 sous bassins : Rhumel amont (10-03), Rhumel moyen (10-04), Rhumel aval (10-06) et Boumerzoug (10-05).

Actuellement, les eaux de l'oued Rhumel se jettent dans le Barrage de Béni Haroun juste après sa confluence avec l'oued Smendou. Ce barrage est le plus grand en Algérie avec une capacité maximale d'un milliard de mètre cube (1 Mm³). Il alimente 6 wilayas de l'Est Algérien en eaux de consommation et d'irrigation (Mila, Constantine, Oum El-Bouaghi, Batna et Khenchla).

1-1- Localisation

Dans la région d'étude, l'oued Rhumel s'écoule de sa source dans la commune de Belaa (wilaya de Sétif) jusqu'à sa confluence avec l'oued Endja dans la région de Sidi Meroune (wilaya de Mila) en passant par la ville de Constantine (fig. 20). Il parcourt ainsi une distance de 208 km. Son bassin versant est subdivisé en 03 sous-bassins :

- Rhumel amont (10-03), de sa source jusqu'au barrage réservoir de Hammam Grouz dans la région de Oued El-Athmania ;
- Rhumel moyen (10-04), jusqu'à sa confluence avec l'oued Boumerzoug au niveau de la ville de Constantine ;
- Rhumel aval (10-06), jusqu'à sa confluence avec l'oued Endja.

Administrativement, le bassin versant de l'oued Rhumel couvre quatre wilayas : Constantine en sa quasi-totalité, Mila, et partiellement Sétif et Oum El Bouaghi :

- Constantine : 09communes,
- Mila : 16 communes,
- Oum El Bouaghi : 02 communes.
- Sétif : 03 communes.

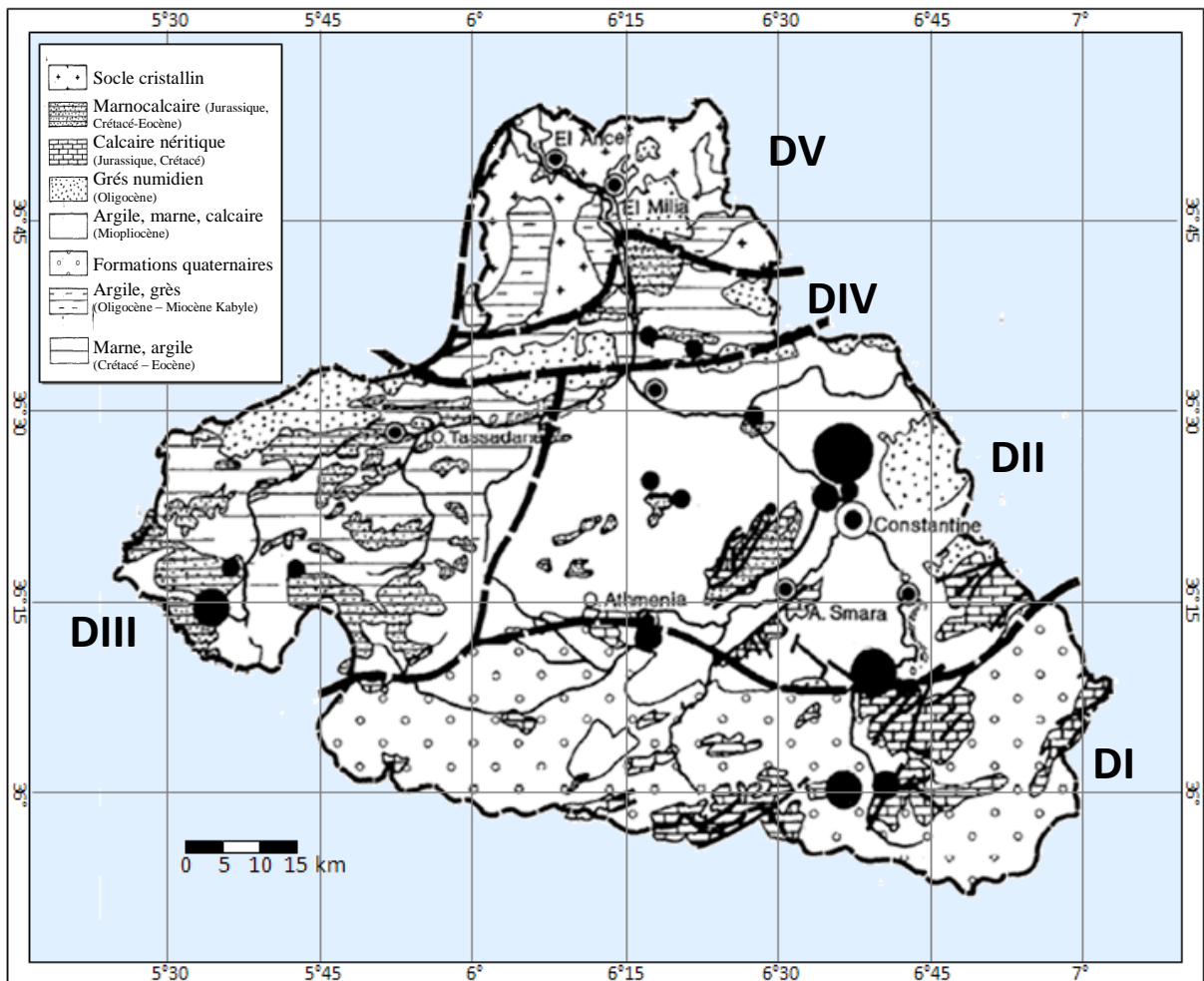


Figure 21 : Carte géologique du bassin versant du Rhumel
(modifié d'après Mébarki et Thomas, 1988)

- DI** : le domaine des Hautes-Plaines sud-constantinoises ;
- DII** : le bassin néogène de Constantine-Mila ;
- DIII** : le domaine des « nappes » tectoniques de Djemila ;
- DIV** : le domaine de la dorsale kabyle et des massifs gréseux numidiens ;
- DV** : le domaine du socle granitique et cristallophylien de la petite Kabyle d'El Milia.

1-2- Contexte géologique

Du point de vue géologique, le sous bassin de l'oued Rhumel est positionné dans l'ensemble de la chaîne alpine d'Algérie et plus précisément dans les zones externes, segment de la chaîne des Maghrébides qui représente la chaîne Alpine d'Afrique du Nord. Il comporte plusieurs ensembles géologiques. La vallée du Rhumel occupe en effet une position charnière entre un domaine occidental où affleurent les formations anciennes du Paléozoïque (granites et schistes) et un domaine oriental où le socle effondré, supporte une épaisse couverture sédimentaire plissée et faillée (fig. 21). Cette disposition est le résultat des événements tectoniques d'échelle régionale qui ont structuré le domaine pyrénéo-provençal depuis le Paléozoïque (Mébarki et Thomas, 1988).

Ainsi, la haute vallée de l'Oued Rhumel draine les eaux d'une cuvette, ancien lac tertiaire. Le relief est marqué par une série de plis aigus de calcaire éocène. Le cours d'eau est adapté à la situation dans les affleurements rocheux les moins résistants à l'érosion. La vallée du Rhumel est légèrement encaissée dans les marnes ou les calcaires continentaux (Mébarki, 1984).

Pour les terrains affleurant, l'analyse synthétique (litho-stratigraphique) résume de bas en haut :

1-2-1- Les formations Secondaires

- **Trias** : est le terrain le plus ancien, essentiellement constitué d'argiles rouges à gypses avec quelques cristaux de quartz. Le Trias n'affleure jamais en situation normale, mais sous forme de pointements diapiriques nombreux jalonnant des accidents tectoniques.
- **Crétacé** : Il est constitué d'une série composée de calcaires, de dolomies et de grès avec de minces intercalations argileuses ou marneuses.

1-2-2- Les formations tertiaires

Le passage du Secondaire au Tertiaire est continu. Les formations tertiaires sont caractérisées par leurs faibles épaisseurs (20 à 40 m) et leurs caractères assez détritiques (marnes noires, lits calcaires grés-glaucouneux à niveaux microbréchiques).

- **Paléocène** : Concordant sur le Maastrichtien et comportant des marnes noires ou jaunes avec des alternances de marnes grises et de marno-calcaires en petits bancs.
- **Eocène inférieur et moyen** : Il est représenté par des calcaires marneux à lits de silex et des calcaires cristallins atteignant environ 280 m.
- **Eocène moyen et supérieur** : Ces sont des marnes jaunes à bancs calcaires marneux épais d'environ 300 m.
- **Mio-Pliocène continental** : Les terrains attribués au Mio-Pliocène continental occupent de vastes espaces sur la zone objet de l'étude, et les formations caractérisant ces terrains sont des sables, des limons rougeâtres, des cailloutis et des conglomérats.

1-2-3- Les formations quaternaires

- **Villafranchien** : Une couverture limoneuse mélangée de fragments calcaires, résultant de la décalcification de l'assise pliocène par ruissellement des eaux superficielles ; il est inséparable du Pliocène.
- **Les alluvions récentes et anciennes** : Les alluvions récentes et anciennes formées de banquettes de limons gris et de graviers (matériaux grossiers) souvent inondés en dehors de la période d'étiages pour les premières, et des alluvions caillouteuses anciennes pour les secondes, sont souvent bien développées le long de l'oued Rhumel. Ces alluvions couvrent la totalité des terres arables.

1-3- Relief

Selon [Kerdoud \(2006\)](#), le bassin versant de l'oued Rhumel est constitué d'un relief compartimenté. Au nord, l'épine dorsale du tell oriental, un ensemble de sommets alignés d'ouest en est appelé " chaîne numidique ". Au sud, les hautes plaines à forte influence continentale, dévoilant chacune des caractères et des problèmes géomorphologiques propres. Du nord au sud, on peut distinguer les unités suivantes :

1-3-1- Le versant nord de la chaîne numidique

La chaîne numidique par son versant nord représente les limites supérieures du bassin, séparant les hautes plaines au sud du bassin et les plaines côtières. De direction ouest-est, elle est composée d'une suite de massifs à altitudes modestes: Djebel Sidi Driss est le point culminant dans le bassin (1364 m). L'altitude décroît chaque fois qu'on se dirige vers l'est. De nombreux cours d'eaux naissent sur les pentes de cette chaîne et descendent soit vers le nord, soit vers le sud comme l'oued Smendou. Dans ces secteurs aux pentes fortes. Selon la nature lithologique des terrains, les processus d'érosion ont ainsi une ampleur plus ou moins grande.

1-3-2- Les piedmonts sud-telliens

Ils correspondent au bassin néogène de Constantine. C'est une grande dépression s'étendant de Mila à l'ouest jusqu'à Zighoud Youcef à l'Est du bassin. Ils sont limités par les hautes plaines au Sud. Il s'agit de basses collines aux formes molles, taillées dans du matériel tendre et un réseau de ravins donnant au relief un aspect disséqué. Le bassin comporte quelques reliefs calcaires isolés. Il s'agit des Djebels Lakhal (1256 m) et Kef En Sour (690 m) au Nord-Ouest du bassin, Djebel Bergli (770 m) au Nord. Ils correspondent à des séries charriées vers le sud pendant la phase alpine.

1-3-3- Les hautes plaines constantinoises

Localisées généralement entre l'atlas tellien au nord et l'atlas saharien au sud, elles correspondent à la limite sud du bassin. C'est une couverture de nappes venues du nord, ces terrains d'âge quaternaire à dominance marneuse et dont les altitudes sont plus ou moins importantes de 800 à 900 m, où émergent des massifs calcaires :

Tableau 11 : Classes des pentes du bassin versant de l'oued Rhumel (Touil, 2004).

Classe	Pente (%)	Superficie (km ²)	Superficie (%)
Très faibles	< 3	2671,20	50,14
Moyenne	3-25	1722,59	32,33
Forte	25-35	559,85	10,50
Très forte	> 35	237,56	4,45

- Djebel Sidi Driss (1364 m) au nord ;
- Djebel Feltene (1113 m), Djebel Teioualt (1285 m) au sud ;
- Djebel El-Ouahch (1080 m) à l'est ;
- Djebel Oum Settas (1326 m) au sud-ouest ;
- Djebel Guerioun (1729 m) et Djebel Fortas (1477 m) au Sud-ouest du bassin (pour le sous bassin de l'oued Boumerzoug).

1-3-4- Les pentes

Selon [Touil \(2004\)](#), la classe des pentes la plus répandue dans le bassin de l'oued Rhumel est celle des très faibles pentes (< 3 %). Elle représente 50 % de la surface totale du bassin (tableau 11). Elle regroupe la partie des hautes plaines au sud du bassin et les bords des oueds, constitués de formations quaternaires. Ces zones à topographie plus ou moins planes représentent le siège de l'érosion linéaire surtout. La classe moyenne, constituée essentiellement de formations miopliocène, est exposée au ruissellement à caractère torrentiel. Les fortes et les très fortes pentes désignent les versants et les sommets montagneux des djebels et des chaînes calcaires.

1-4- Les sols

1-4-1- Sol brun calcaire (type méditerranéen)

C'est le type de sol le plus fréquent dans le bassin. Il est profond et riche en matières organiques et minérales. Il s'est développé sur la nappe du Mio-pliocène continentale. Il renferme des horizons bien distincts :

- Horizon A : couche mince, riche en matière organique (débris de plantes, feuilles et racines).
- Horizon B : couche allant d'une vingtaine de centimètres jusqu'à deux mètres d'épaisseur. On y relève la présence d'éléments minéraux au niveau de sa partie supérieure. Vers le bas, un calcaire altéré en évolution se dissimule avec l'horizon C.
- Horizon C : Il représente généralement la partie supérieure de la roche mère : calcaire primitif peu altéré, massif et compact au fond.

1-4-2- Sol évolué (d'apport)

C'est un sol d'apport alluvial constitué par les dépôts récents des oueds (Rhumel et Boumerzoug). La profondeur de ce sol varie de 1 à 2 m. Il possède une granulométrie fine et riche en matières organiques. Il se divise en :

- Sols d'apport colluvion: à texture grossière et hétérogène (blocs, graviers, sable), leur profil est homogène, et riches en matière organique. Ce type de sol se localise au bas des reliefs et des versants.
- Sols peu évolués (d'érosion) : sols squelettiques de faible épaisseur (50 cm environ). Ce sont les sols de pente et selon la nature du substratum on distingue deux types :
 - Les régosols : formés sur du calcaire marneux.
 - Les lithosols : formés sur du calcaire conglomérat.

Tableau 12 : Données climatiques moyennes de la période de 1990 à 2006.

	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
T (° C)	6,7	7,4	10,3	12,4	17,8	22,7	25,9	26,1	21,8	17,0	11,4	7,8
P (mm)	79,4	57,4	43,1	58,9	44,8	18,3	5,5	10,0	37,8	36,4	68,2	74,2

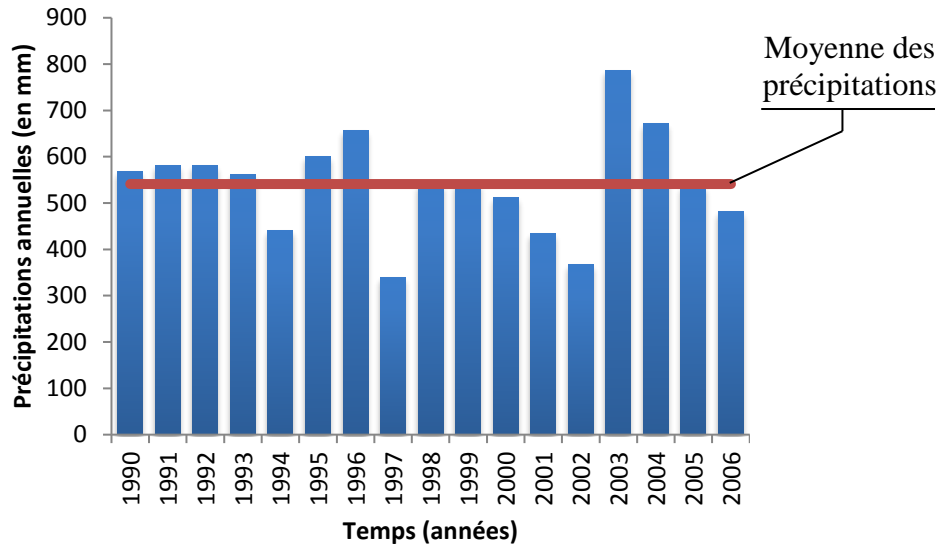


Figure 22 : Variations interannuelles des précipitations (période : 1990 -2006).

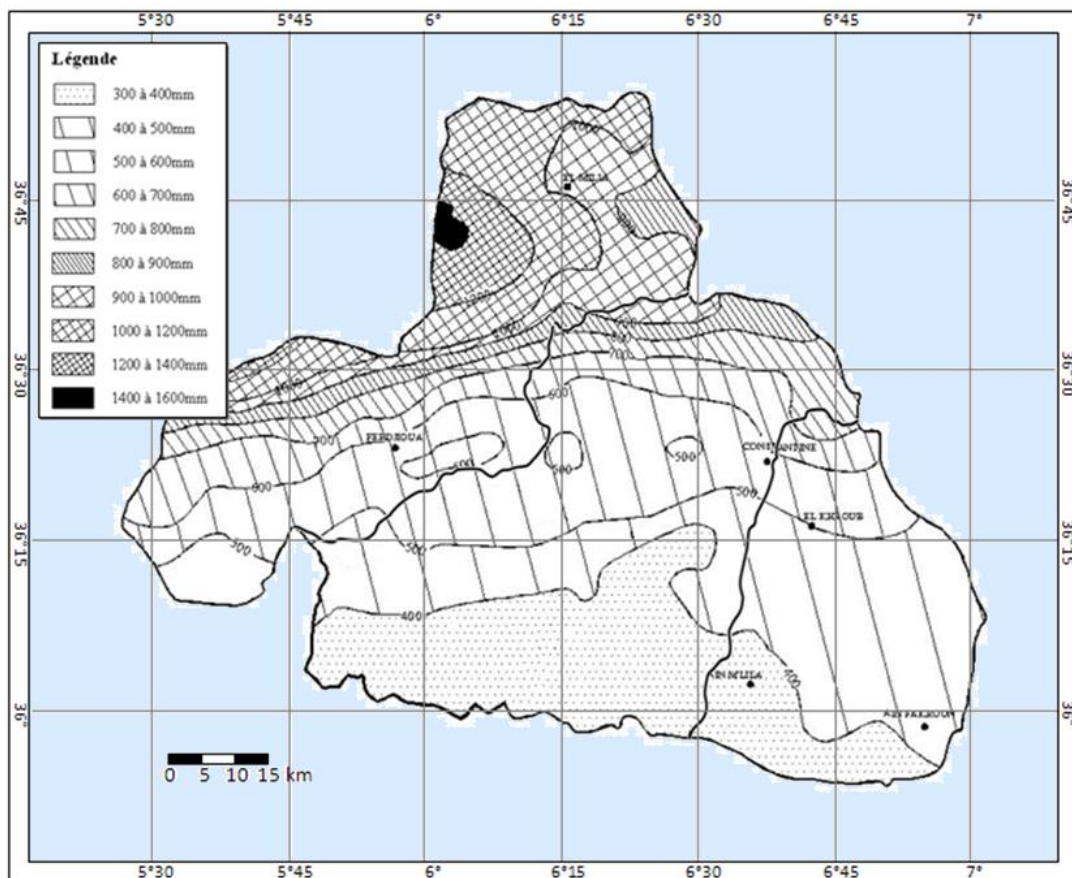


Figure 23 : Les isohyètes du grand bassin Kebir-Rhumel (modifié d'après [Mebarki, 2005](#)).

1-5- Régime climatique

Décrire le climat d'une région, c'est donner les moyennes des températures, des précipitations, et leur évolution au cours de l'année. Cependant, l'absence de stations météorologiques au niveau du bassin versant nous a obligé de nous contenter seulement des données de la station météorologique d'Ain El-Bey (Office National de Météorologie). Ainsi, cette station est considérée comme station de référence pour toute la région d'étude. Les données de températures et de précipitations recueillies au niveau de cette station pour une période de 10 ans (allant de 1990 à 2006). Elles sont résumées par leurs moyennes mensuelles dans le tableau 12.

1-5-1- Les précipitations

Sur la base des données disponibles de la période 1990-2006, la pluviométrie annuelle, varie entre un minimum de 312,7 mm et un maximum de 767,4 mm (fig. 22). Ainsi, il s'avère que l'année extrêmement pluvieuse correspond à l'année 2003. Le régime des précipitations se caractérise par une irrégularité annuelle. L'irrégularité des précipitations mensuelles se traduit par des années sèches avec un maximum des pluies mensuelles qui ne dépasse pas les 40 mm par mois.

Selon le tableau 12, les maximums des précipitations mensuelles se situent en général en hiver (décembre et janvier) et au printemps (avril). Le mois le moins pluvieux est juillet qui se situe au centre de la saison sèche (juin à août).

La carte pluviométrique du bassin versant d'Oued Kébir-Rhumel (fig. 23) montre une répartition géographique des précipitations suivant un gradient latitudinale décroissant du Nord vers le Sud. C'est le cas de la région d'étude où les précipitations annuelles varient entre 900 à 1000 mm au Nord et 300 à 400 mm au Sud.

Globalement, l'irrégularité et le phénomène des fluctuations de la distribution des précipitations dans le bassin versant de l'oued Rhumel obéissent au caractère climatique de l'ensemble de l'Est algérien.

1-5-2- Les températures

La température moyenne est un facteur qui a une grande influence sur le bilan hydrologique du fait qu'elle conditionne le phénomène d'évaporation et par conséquent, le déficit d'écoulement. Les données traitées sont issues de la station de Constantine pour la période de 1990 à 2006. Ainsi, les températures moyennes mensuelles montrent des valeurs supérieures à la moyenne annuelle pendant les mois de mai à octobre, ce qui correspond à la saison chaude avec une moyenne mensuelle maximale des températures, autour de 26 °C au mois d'août. La saison froide s'étale du mois de novembre au mois d'avril avec des températures moyennes qui varient entre 6 à 8 °C pour les mois de décembre et janvier.

1-5-3- Relations températures-précipitations

Le diagramme ombrothermique de Bagnoul et Gausson établi à partir des données en question permet l'évaluation de la durée et de l'intensité de la période sèche. Selon cette méthode simplifiée, le mois véritablement sec correspond à celui où le total des précipitations

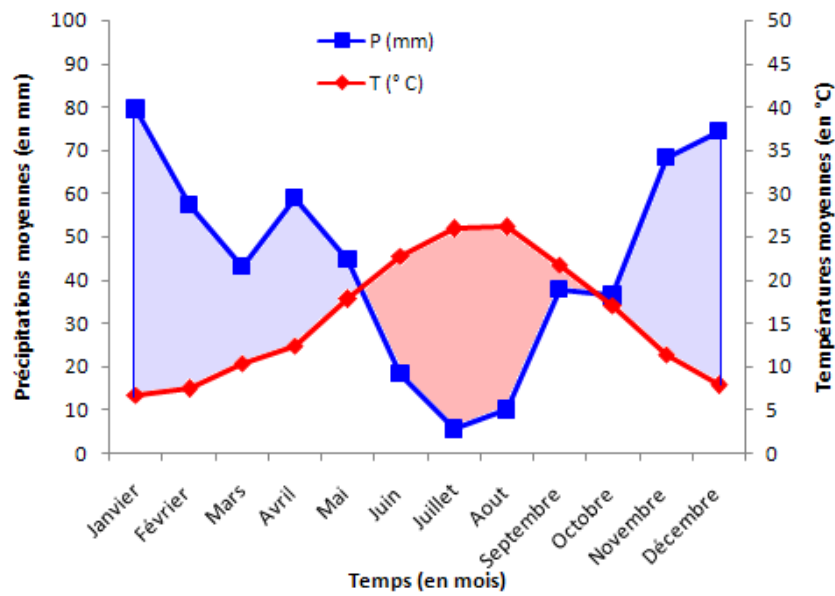


Figure 24 : Diagramme ombrothermique de la station de Constantine (1990-2006).

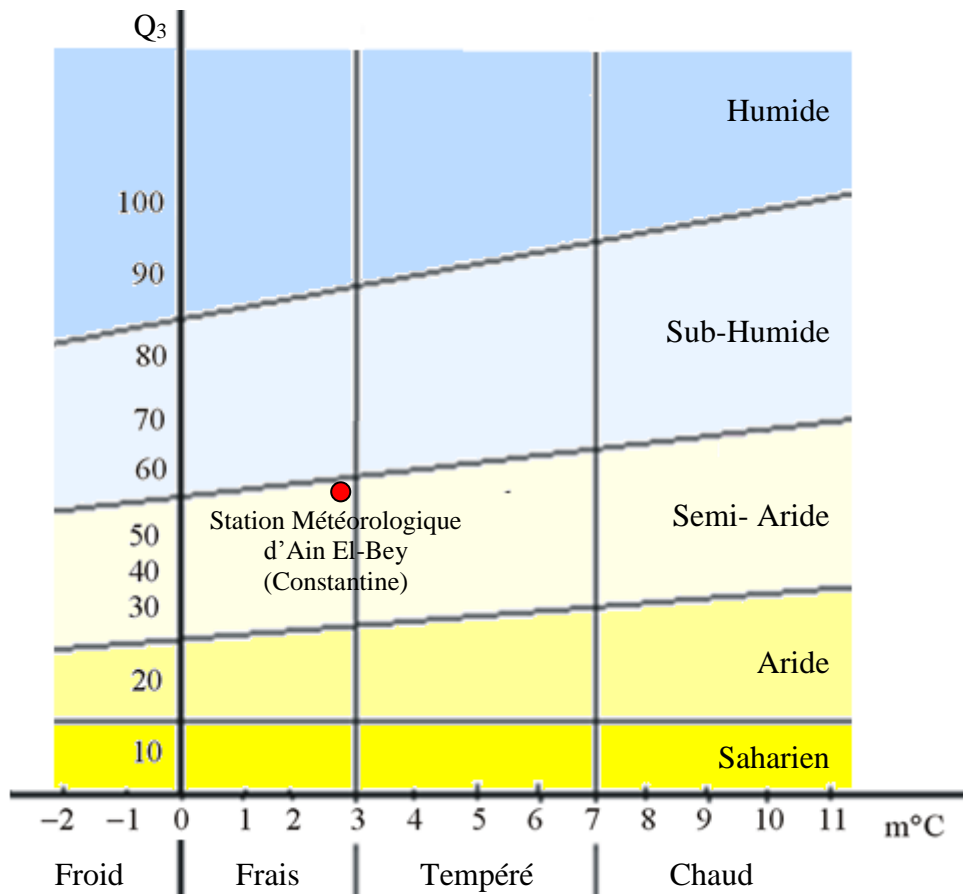


Figure 25 : Bioclimat de la région de Constantine (station météorologique d'Ain El-bey) selon le climagramme d'Emberger.

est égal ou inférieur au double de la température mensuelle (soit $p \leq 2t$). Selon la figure 24, les mois secs se succèdent de mai à octobre. Cette période correspond aussi à la saison chaude. La période humide concerne les autres mois avec des maximums de précipitations qui coïncident avec les mois les plus froids. Ainsi, on peut conclure que le régime annuel est caractérisé par deux saisons distinctes :

- Une saison humide, fraîche à froide durant les mois de novembre à avril ;
- Une saison sèche, chaude durant les mois de mai à octobre.

Pour déterminer l'étage bioclimatique, nous avons utilisé le climagramme d'Emberger se basant sur les limites des aires occupées par différentes associations végétales. [Emberger \(1955\)](#) définit un quotient pluviothermique qui permet de déterminer l'étage bioclimatique d'une région. [Stewart \(1969\)](#) a simplifié ce quotient comme suit :

$$Q_3 = \frac{3,43 \times P}{M - m}$$

Où :

P : Moyenne des précipitations annuelles d'une période donnée (mm) ;

M : Moyenne des températures maximales du mois le plus chaud en °C ;

m : Moyenne des températures minimales du mois le plus froid en °C.

Les coordonnées climatiques de la région de Constantine (Station météorologique d'Ain El-Bey) sont calculées à partir des données de la même période (1990-2006). Ainsi, la moyenne des précipitations annuelles est de l'ordre de 559,62 mm. La température maximale du mois le plus chaud (*M*) est en moyenne de 36,5 °C. Alors que, la température minimale du mois le plus froid est en moyenne de 2,9 °C. Ainsi, il ressort que le quotient pluviothermique (Q_3) de cette station est de 57,13.

La projection des coordonnées de cette station sur le climagramme d'Emberger (fig. 25) a permis de déterminer le bioclimat à la région de Constantine. Il s'agit donc d'un bioclimat de type semi-aride à hiver frais. Cependant, le bassin de l'oued Rhumel présentera des variations des étages bioclimatiques du Nord vers le Sud en fonction du gradient pluviométrique. En effet, [Mébariki \(2005\)](#) a montré que le bassin du Rhumel est soumis à deux climats différents : un climat subhumide dans la partie Nord, en se rapprochant de la chaîne numidique, et un climat semi-aride dans la partie Sud des Hautes Plaines.

1-6- Réseau hydrographique

Un réseau hydrographique est un organisme qui assure le drainage d'une aire délimitée par une ligne de partage des eaux. Il est composé de l'ensemble des cours d'eau et points d'eau irriguant un territoire.

L'oued Rhumel reflète le type de cours d'eau méditerranéen du Nord Algérien. Selon [ABH-CSM \(1999\)](#), son réseau est composé de cinq principaux affluents. De l'amont vers l'aval, il s'agit des oueds suivants : Oued Seguen, Oued Boumerzoug, Oued Bagrat, Oued Smendou et Oued El Kotone.

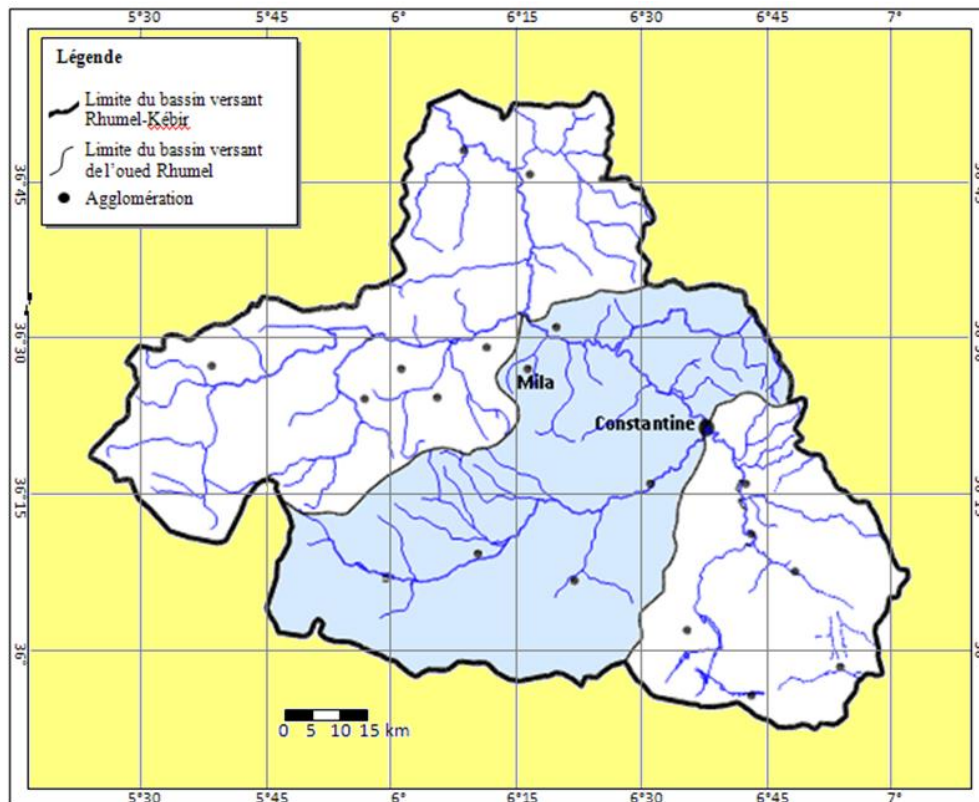


Figure 26 : Réseau hydrographique du grand bassin Kebir-Rhumel (modifié d'après ABH-CSM, 1999).

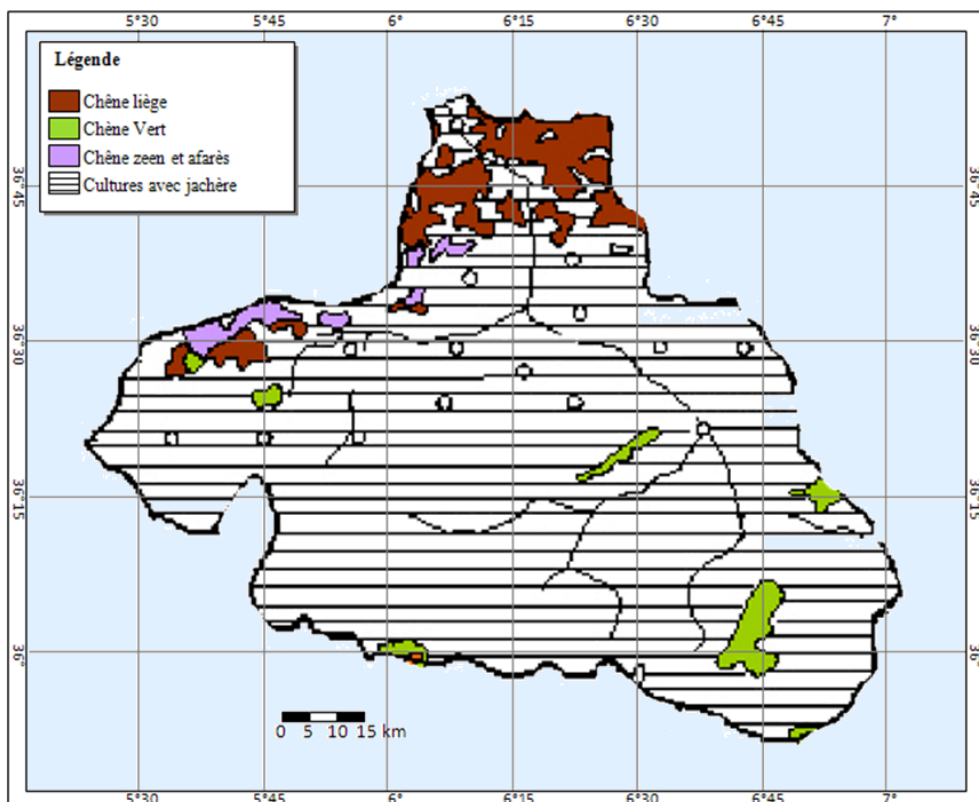


Figure 27 : Couverture végétale du grand bassin Kebir-Rhumel (modifié d'après Mebarki, 2009).

La figure 26 montre une série de ruptures de pentes, la plus importante apparaissant au niveau des gorges de Constantine. Cette zone a un matériel résistant et est profondément entaillée par l'oued Rhumel. De l'amont à partir de la source, l'Oued Rhumel, prend une forme convexe. Paradoxalement, après la grande rupture de pente au niveau du rocher de Constantine, le cours d'eau prend une pente plus faible. Les gorges encaissées qui renforcent la vitesse des eaux, peuvent parfois être à l'origine de catastrophes dans le bassin. D'ailleurs, ces zones ont souvent connu les inondations les plus importantes, lors des fortes pluies, où le cours d'eaux déborde de son lit principal, pour inonder les habitations situées dans la plaine alluviale.

Les apports sont modestes sur les hautes plaines où se conjuguent faiblesse des précipitations (moins de 400 mm par an) et importance relative de l'évapotranspiration. L'oued Boumerzoug principal affluent du Rhumel présente un débit très faible (autour de $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Après le franchissement du rocher de Constantine, le débit de l'oued Rhumel s'accroît progressivement en raison du changement de domaine climatique (du semi aride au subhumide). Le débit serait de $3,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ aux gorges d'El-Kheneg et il atteint $5,52 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Grarem, bénéficiant de l'apport conséquent de l'oued Smendou, affluent qui prend naissance dans les monts élevés du Djebel Ouahch (Constantine). L'oued termine son parcours au niveau du barrage de Béni Haroun.

1-7- Végétation

La végétation est le premier élément à prendre en compte en vue d'une maîtrise systématique du milieu physique. La barrière climatique des reliefs septentrionaux et l'altitude accentuent les contrastes et diversifient la végétation.

Le bassin est caractérisé par une couverture végétale discontinue, favorable à l'écoulement et à l'érosion, mis à part le bassin inférieur, où une bonne partie est recouverte par des formations arbustives efficaces. Par contre, la flore est généralement pauvre dans la zone semi aride compte tenu de la qualité saline de ses sols.

On distingue sur les monts les forêts de chêne vert et de pin d'Alep (Djebels Chettaba, El-Ouahch, ...). Cependant, le domaine semi-aride à hiver frais, le plus répandu dans les Hautes Plaines, portées à 800 ou 1 000 m d'altitude, se caractérise par l'omniprésence de la céréaliculture, souvent pratiquée avec de la jachère (fig. 27).

1-8- Morphologie de l'oued Rhumel dans la région d'étude

La délimitation des différents lits des oueds correspond globalement à chaque classe de débit (moyen annuel, de crues moyennes et de crues exceptionnelles). Selon [Zebiri \(1994\)](#), les différents lits de l'Oued Rhumel ont été délimités comme suit :

1-8-1- Le lit mineur

Le lit mineur est le chenal principal dont l'écoulement des eaux est permanent. Pour le cas de l'Oued Rhumel, l'eau s'écoule à l'intérieur d'un chenal de profondeur moyenne de 1,50 m et de largeur très variable selon le temps et l'espace, allant de 4 à 10 m environ. Présentant des sinuosités d'une rive à l'autre, l'Oued Rhumel à chaque fois qu'il laisse

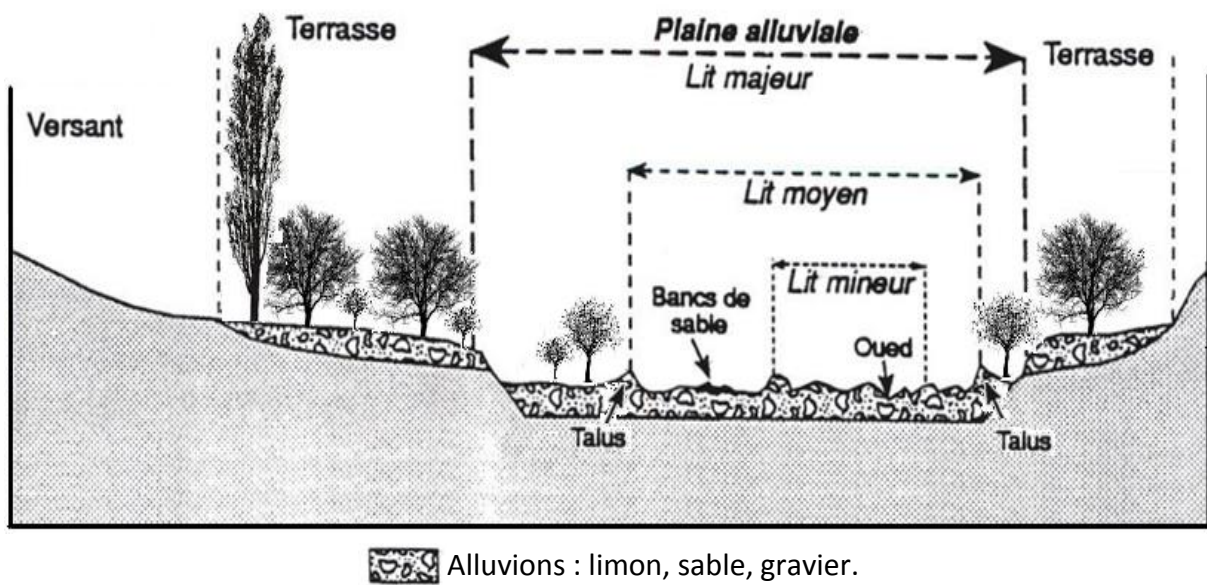


Figure 28 : Unités géomorphologiques de l'oued Rhumel (Zebiri, 1994).
(photos personnelles)

son ancien tracé devenu une zone d'accumulations, prend un autre parcours. L'existence des zones de sédimentations actuelles révèle l'instabilité et l'irrégularité du cours d'eau. L'interprétation cartographique de la dynamique de l'Oued Rhumel montre qu'il est très instable, il sape énormément les berges (en amont) en emportant ainsi des parties entières de basses terrasses vers la partie aval du bassin. Dans les hautes plaines constantinoises, ce lit mineur contient un lit d'étiage nettement plus étroit. Il correspond au point le plus bas de la vallée et permet l'écoulement du débit moyen annuel. L'occupation du sol se caractérise par une végétation très rare avec formation de galets.

1-8-2- Le lit moyen (de débordement)

Il correspond au lit de faibles crues qui canalise les eaux dans les parties très facilement inondables (fig. 28). Beaucoup plus étendu que le lit mineur, il reflète l'irrégularité de l'aspect du Rhumel dont la largeur varie selon l'espace, elle peut aller jusqu'à 20 m de largeur dans les zones étendues (en aval) à la rencontre des basses terrasses, tout en se rétrécissant au pied du massif calcaire constantinois et les gorges de Tiddis, où la largeur du lit ne dépasse pas les 6 m. La limite entre le lit mineur et le lit moyen est matérialisée par une formation alluviale qui constitue un talus plus ou moins marqué. Les formations sont essentiellement des sables, des limons et des argiles (70 % pour l'ensemble), et d'un matériel plus grossier à une proportion de 30 %.

1-8-3- Le lit majeur (d'inondation)

Ce lit est très étendu et submergé lors des crues exceptionnelles et dévastatrices (fig. 28). Recouvrant presque toute la plaine alluviale, sa largeur dépasse généralement les 50 m à partir de la région de Hamma Bouziane en aval de Constantine. Au niveau de la zone de Sidi M'Cid, il est très rétréci et se confond avec le lit moyen de débordement. Le lit majeur d'inondations est généralement séparé du lit moyen par un talus supérieur où égal à 1 m dont la pente est orientée vers le lit moyen. Le matériel est constitué de 30 % de galets et de graviers, et de 70 % de matériel fin argilo-sableux. Ce lit est recouvert de végétations (ripisylve) et bien souvent marqué par l'occupation humaine.

1-9- Contexte anthropique

Au niveau de la région d'étude, les centres urbains les plus importants du bassin Rhumel s'échelonnent le long du cours d'eau. Ces différents centres ont connu ces dernières décennies une extension difficilement contrôlée des secteurs d'activités (urbanisme, industriel, trafic routier). Ces différents secteurs sont à l'origine des divers rejets liquides, déchets solides ainsi que des retombées atmosphériques. Cette situation est accentuée principalement dans un rayon de 20 km de la ville de Constantine, où on observe une concentration d'importants complexes et de zones d'activités industrielles. Selon [Mébarki \(2005\)](#), la ville de Constantine constitue le plus important apport de déchets et de rejets dans le bassin versant de l'oued. Ajoutant à cela les rejets des agglomérations situées le long du cours d'eau, les eaux de l'oued Rhumel présentent une importante charge polluante.

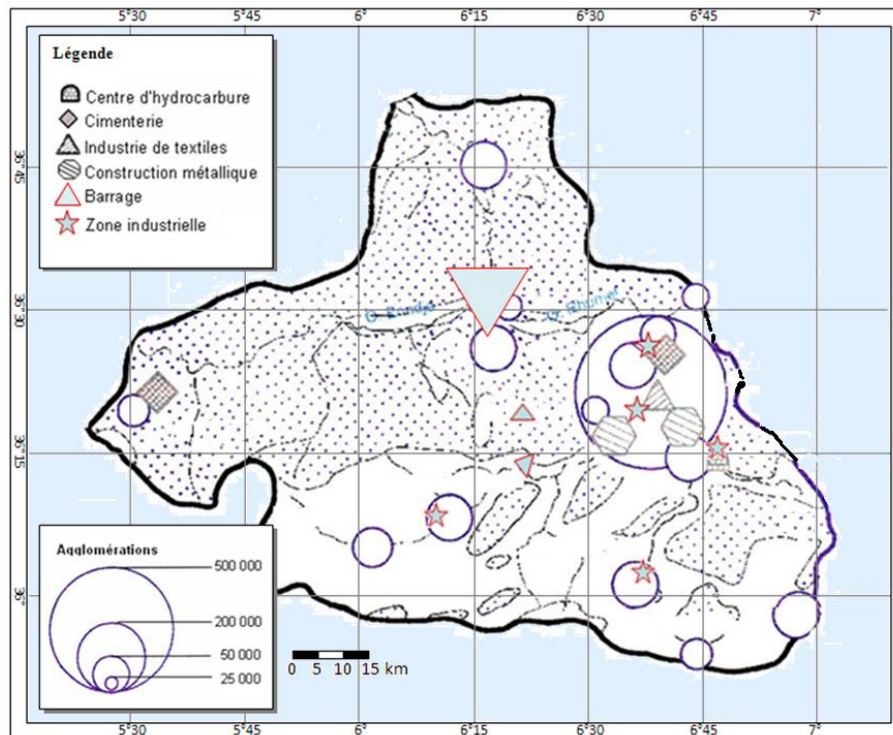


Figure 29 : Localisation des principales industries et agglomérations du bassin versant de Kébir-Rhumel (modifié d'après [Mébarki, 2005](#)).

Tableau 13 : Zones industrielles (ZI) et d'activités (ZAI) situées dans la zone d'étude.

	Dénomination	Commune	Wilaya	Nombre total de lots
ZI	Palma + 24 Février 56	Constantine	Constantine	167
	Aissa Ben H'mida	Didouche Mourad	Constantine	205
	Chelghoum Laid	Chelghoum Laid	Mila	113
ZAI	Rhumel	Constantine	Constantine	83
	Zighoud Youcef	Zighoud Youcef	Constantine	156
	Ibn Ziad (I et II)	Ibn Ziad	Constantine	56
	Messaoud Boudjeriou	Messaoud Boudjeriou	Constantine	75
	Ain Smara	Ain Smara	Constantine	110
	Békira	Hamma Bouziane	Constantine	134
	Mila	Mila	Mila	62
	Chelghoum Laid	Chelghoum Laid	Mila	120
	Tadjenanet (I et II)	Tadjenanet	Mila	171
	Oued El-Athmania	Oued El-Athmania	Mila	97
	Grarem Gouga	Grarem Gouga	Mila	84
	Telegma (I et II)	Telegma	Mila	86
	Oued Seguen	Oued Seguen	Mila	84

Tableau 14 : Importance du réseau routier du bassin de l'oued Rhumel

Axe routier	Longueur (en km)
Autoroute (Est-Ouest)	82
Route nationale	368,7
Chemin de wilaya	603
Chemin communal	719

Pour le secteur industriel, on dénombre plusieurs unités et zones industrielles ainsi que des zones d'activités (fig. 29). Concernant les unités industrielles, il s'agit principalement des industries mécaniques (d'Ain Smara), des unités de textiles et de produits laitiers (Constantine), la cimenterie du Hamma Bouziane, l'unité de production de détergents de Chelghoum Laïd, les unités de matériaux de construction et autres unités agroalimentaires. En plus, d'autres activités industrielles sont regroupées dans des zones industrielles (ZI) ou zones d'activités (ZAI). Ces zones sont dispersées dans cette région (tableau 13). Les ZI sont au nombre de 3 zones : Constantine, Didouche Mourad et Chelghoum Laid. Les principales activités installées dans ces zones sont les industries mécaniques, pharmaceutiques, chimiques, agroalimentaires, de plastique, des matériaux de construction et de textiles. Pour les ZAI, presque chaque agglomération contient une zone qui regroupe les activités des différentes activités des PMI (petites et moyennes entreprises).

De part sa position de carrefour entre le Sud Est du pays et la côte méditerranéenne d'une part et entre l'Est et le centre du pays d'autre part, la région d'étude est traversée par l'unique axe autoroutier d'Est en Ouest sur une distance d'environ 82 km. Au niveau des bassins amont et moyen, cette autoroute suit le parcours de l'oued Rhumel, avec 4 ouvrages d'art qui permettent de le traverser d'une rive à l'autre. Le réseau comprend aussi 9 routes nationales et plusieurs chemins de wilaya et chemins communaux (tableau 14).

1-9-1- Les rejets atmosphériques

Le trafic routier dans la région d'étude est assez intense. Ce réseau est à l'origine de plusieurs retombées atmosphériques qui peuvent gagner directement ou après ruissellement les cours d'eau et par conséquent l'oued Rhumel qui constitue l'exutoire naturel du réseau hydrologique dans cette région.

1-9-2- Les rejets liquides

Ces rejets sont composés, en général, des eaux usées des différentes collectivités urbaines, des eaux pluviales (collectées avec une fréquence plus au moins importante) et des rejets industriels. Pour le bassin versant de l'oued Rhumel, les eaux usées sont faiblement traitées puisqu'il n'existe que deux stations de traitement (STEP), l'une à Oued El-Athmania et l'autre à Ibn Ziad. Cette dernière est la plus importante puisqu'elle traite, principalement, les eaux usées de la ville de Constantine. Située à 12 km en aval de la ville de Constantine. Cette station s'étend sur une superficie de 12 ha. Elle a été mise en service en 1997. Le type de traitement est à boues-activées avec une capacité maximale de traitement équivalant à 450000 habitants. Cependant, elle ne fonctionne qu'au tiers de sa capacité (autour de 250 l.s⁻¹) (Mébarki, 2005). Le surplus d'eau usée est donc relâché directement dans l'oued Rhumel. Les autres agglomérations urbaines, plus ou moins importantes, jettent aussi leurs eaux usées directement dans l'oued Rhumel ou dans l'un de ses affluents. Ces différents rejets urbains contribuent à la contamination des eaux, des sédiments et des sols des bordures des différents cours d'eau (El-Hadef El-Okki, 2002; Bentellis-Mosbah et al., 2003; Afri-Mehennaoui, 2006; Sahli, 2012; Krika et al., 2013; etc.).

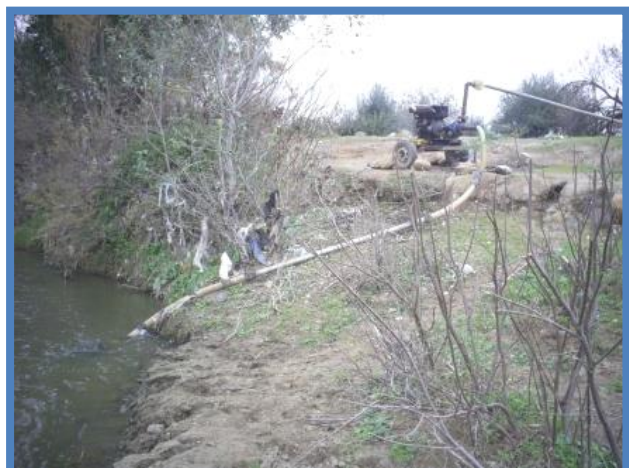


Figure 30 : Impact des activités humaines sur l'oued Rhumel et ses berges.
(photos personnelles)

En l'absence de station de traitement spécialisé, les ZI et ZAI existantes dans le bassin versant de l'oued Rhumel (à l'exception de l'unité mécanique d'Aïn Smara) déversent leurs rejets directement dans les eaux des oueds (fig. 30). Ces eaux chargées en éléments organiques et inorganiques constituent une véritable menace pour les écosystèmes naturels que comprend ce bassin versant.

1-9-3- Les rejets solides

Le bassin de l'oued Rhumel comprend 03 sites d'enfouissement technique (CET) et plusieurs décharges sauvages. La décharge publique, située dans la commune d'Aïn Smara à 11 km de Constantine, est la plus importante dans le bassin. Même après l'arrêt de son exploitation, elle demeure une menace permanente pour la santé et le bien être des populations, et l'environnement. En effet, les fumées nauséabondes qui se dégagent de temps en temps de cette décharge, dérangent les habitations aux alentours, les automobilistes et même la partie ouest de la ville de Constantine. D'autre part, les eaux de lixiviation, concentrées, aux odeurs nauséabondes, terminent leur parcours dans les eaux de l'oued en aval de cette décharge.

Par ailleurs, les berges de l'oued Rhumel constituent un véritable dépotoir de divers déchets solides (carcasse de voiture, remblais de construction,) (fig. 30). Cette situation est préoccupante, surtout que lors des crues tous ces déchets sont emportés par les eaux et déposés plus en aval.

1-9-4- Les rejets agricoles

Les phytosanitaires utilisés dans les différentes exploitations agricoles et les différents résidus sont recueillis dans l'oued Rhumel. En plus, la réutilisation des eaux de l'oued (fig. 30) pour l'irrigation des terres agricoles a lieu lors de la saison sèche où le cours d'eau ne comporte que des eaux usées. Elles servent à produire différents produits agricoles à forte consommation locale.

1-9-5- Les ouvrages hydrauliques

Les débits et hauteurs d'eau de l'oued ont été influencés au cours du temps par les diverses modifications anthropiques du cours d'eau. Ainsi, le bassin a subi un certain nombre d'aménagements hydroélectriques (notamment sur le bassin supérieur) par la construction du Barrage de Hammam Grouz dans la région d'Oued El-Athmania (en 1987), ainsi qu'un nombre de retenues collinaires sur ses affluents (15 retenues d'une capacité totale de 6404 m³). A partir de l'année 2006, date d'entrée en exploitation, le barrage de Béni Haroun, situé dans la région de Sidi Merouane, est le plus grand barrage en Algérie. Il reçoit les eaux des deux principaux oueds du grand bassin versant Kebir Rhumel, *i.e.* oued Rhumel et oued Endja. Sa capacité maximale peut atteindre 1 milliard de M³. Sa principale fonction est la production d'eau destinée à la consommation humaine et l'irrigation des terres pour 5 wilayas de l'Est Algérien. Ainsi, il alimente plusieurs barrages « réservoirs », tels Hammam Grouz (Wilaya de Mila), Koudiet Lemdouar (wilaya de Batna), Ouerkis (wilaya d'Oum El-Bouaghi), etc.

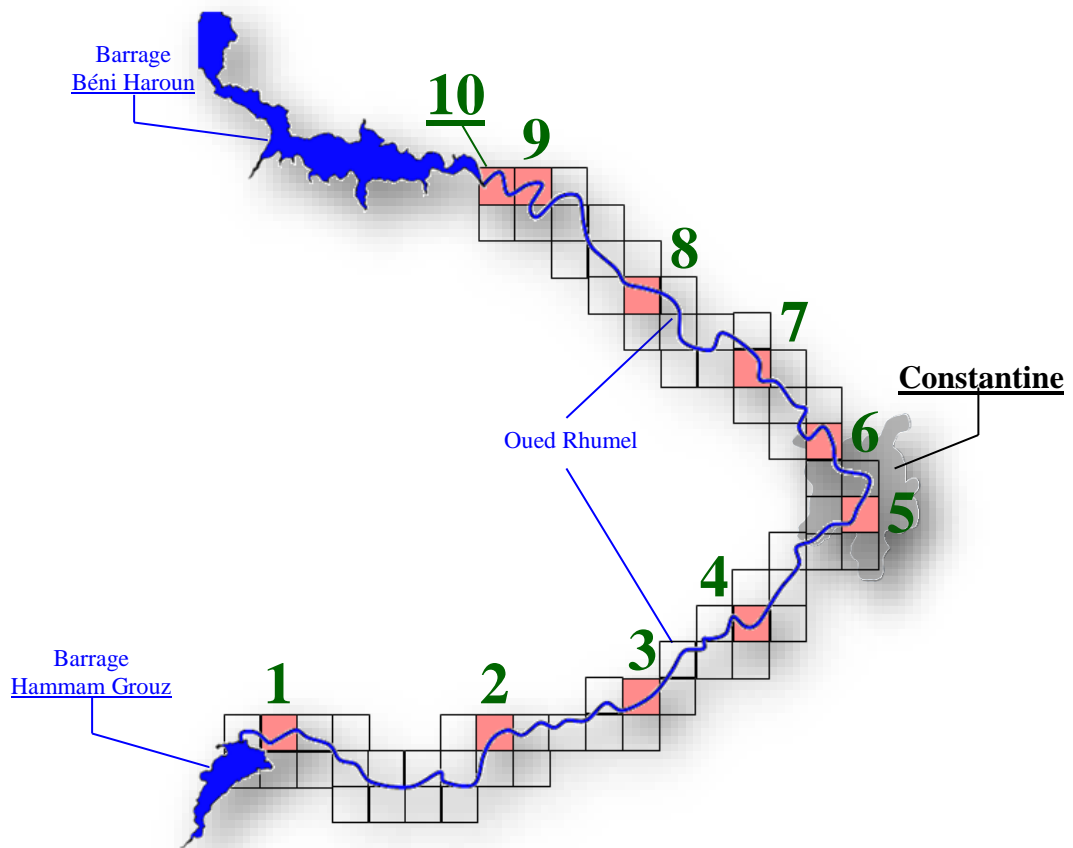


Figure 31 : Localisation des stations d'échantillonnage le long de l'oued Rhumel dans la zone d'étude.

2- Méthodologie de prélèvement et conditionnement des échantillons

2-1- Choix de la région d'étude

Dans le bassin versant de l'oued Rhumel, la zone d'étude a été choisie entre le barrage réservoir de Hammam Grouz et le grand barrage de Béni Haroun. Elle est située entre 36°13' et 36°30' de latitude Nord et entre 6°17' et 6°37' de longitude Est, sur une distance d'environ 95 km. La position géographique des stations et des points de prélèvement a été déterminée à l'aide d'un appareil GPS (système de positionnement global) et des supports cartographiques (cartes et Google-map).

Ce transect représente la partie la plus influencée par les différentes activités humaines qui s'accumulent le long de l'oued sans rupture du cours d'eau. Plusieurs études montrent que cette partie de l'oued est contaminée par les ETMs (El-Hadef El-Okki, 1998, 2002; Sahli, 2002, 2012; Bentellis-Mosbah et al., 2003; Krika et al., 2013). En effet, ces auteurs ont enregistré des contaminations métalliques plus ou moins importantes des eaux et des sédiments ainsi que des sols des bordures de cette partie du cours d'eau.

2-2- Les stations de prélèvement

2-2-1- Choix des stations

Afin que les stations choisies soient les plus représentatives possibles, un maillage (de 2 km²) a été réalisé le long du transect choisi de l'oued Rhumel (fig. 31). Parmi l'ensemble des situations possibles, 10 stations ont été retenues du fait qu'elles présentaient des caractéristiques voisines. En revanche, elles enregistrent différents degrés d'influence dus aux activités humaines sur le cours d'eau et les sols de bordures. Par rapport à la ville de Constantine, les stations choisies peuvent être réparties comme suit :

- 4 stations en amont
- 1 station en plein ville au niveau de la confluence avec l'oued Boumerzoug
- 1 station à la sortie de la ville
- 4 stations en aval de la ville

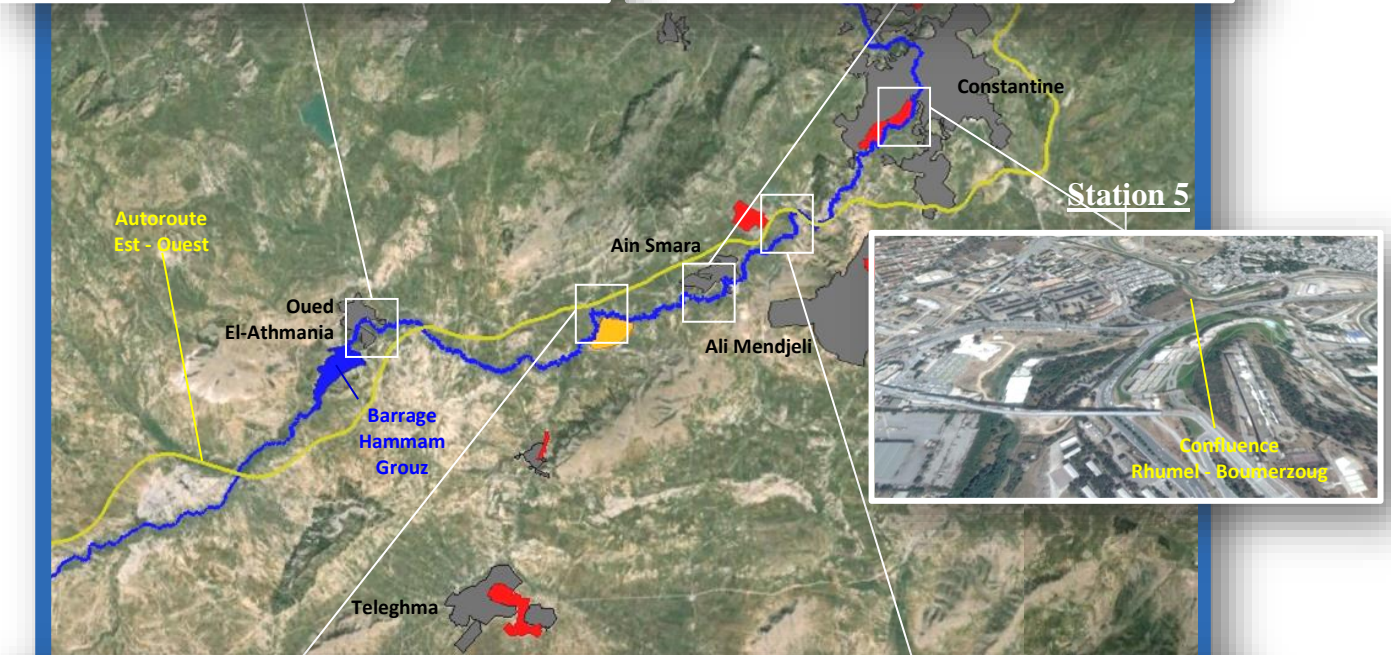
Ces stations sont situées au niveau des zones inondables caractérisées par des dépôts récents d'alluvions, avec une végétation de bordure (ripisylve) constituée principalement de tamarix et de peupliers.

Par ailleurs, nous avons choisi une station témoin (de contrôle) au niveau de la source de l'oued Rhumel (commune de Belaa, wilaya de Sétif). Cette station présente les coordonnées suivantes : latitude 36° 12' Nord ; longitude 5° 50' Est et une altitude de 1020 m. Elle est située à 1 km en amont du village de Belaa (Environ 95 km à l'ouest de la ville de Constantine ; et à 65 km de la première station de prélèvement). Cette région est supposée être à l'abri de tout type d'apport anthropique urbain et industriel (source potentielle des d'ETMs dans le sol). Elle sera donc utile dans la détermination du fond géochimique (background).

Station 1



Station 3



Station 2



Station 4



■ Agglomérations urbaines ■ Zones industrielles et d'activités ■ Mines et carrières ■ STEP

Figure 32 : Localisation et description des cinq premières stations de prélèvement.
(images réalisées avec Google Earth)

2-2-2- Caractéristiques des stations

Station 1 [36° 14'Nord ; 6° 18'Est, altitude 690 m]

Elle est située en aval d'Oued El-Athmania (Wilaya de Mila) à environ 35 km à l'ouest de la ville de Constantine (fig. 32). Au niveau de cette station l'oued Rhumel reçoit les eaux du barrage de Hammam Grouz, des stations thermales et des eaux traitées de la STEP. La végétation est dominée par le peuplier blanc et le tamarix avec la présence de quelques pieds de frêne. Les terres des bordures de l'oued sont utilisées pour des cultures céréalières et maraichères (irriguées par les eaux de l'oued). L'axe autoroutier (autoroute Est-Ouest) est situé à environ 1 km vers le sud de la station.

Station 2 [36° 14'Nord ; 6° 25'Est, altitude 640 m]

Cette station est située au niveau de l'exploitation des carrières dans la région d'Oued Seguen (Wilaya de Mila) à environ 26 km à l'ouest de la ville de Constantine (fig. 32). Dans cette station les eaux de l'oued Seguen se jettent dans celles de l'oued Rhumel. Ce cours d'eau traverse différentes agglomérations et des terres agricoles (Teleghma et Oued Seguen). Les exploitations des matériaux de construction (carrières) caractérisent cette station qui présente donc un apport atmosphérique très important de particules. La végétation de bordures est beaucoup plus importante : peuplier blanc, frêne, tamarix et lauriers roses. L'axe autoroutier est situé vers le Nord à environ 1 km de la station.

Station 3 [36° 15'Nord ; 6° 29'Est, altitude 610 m]

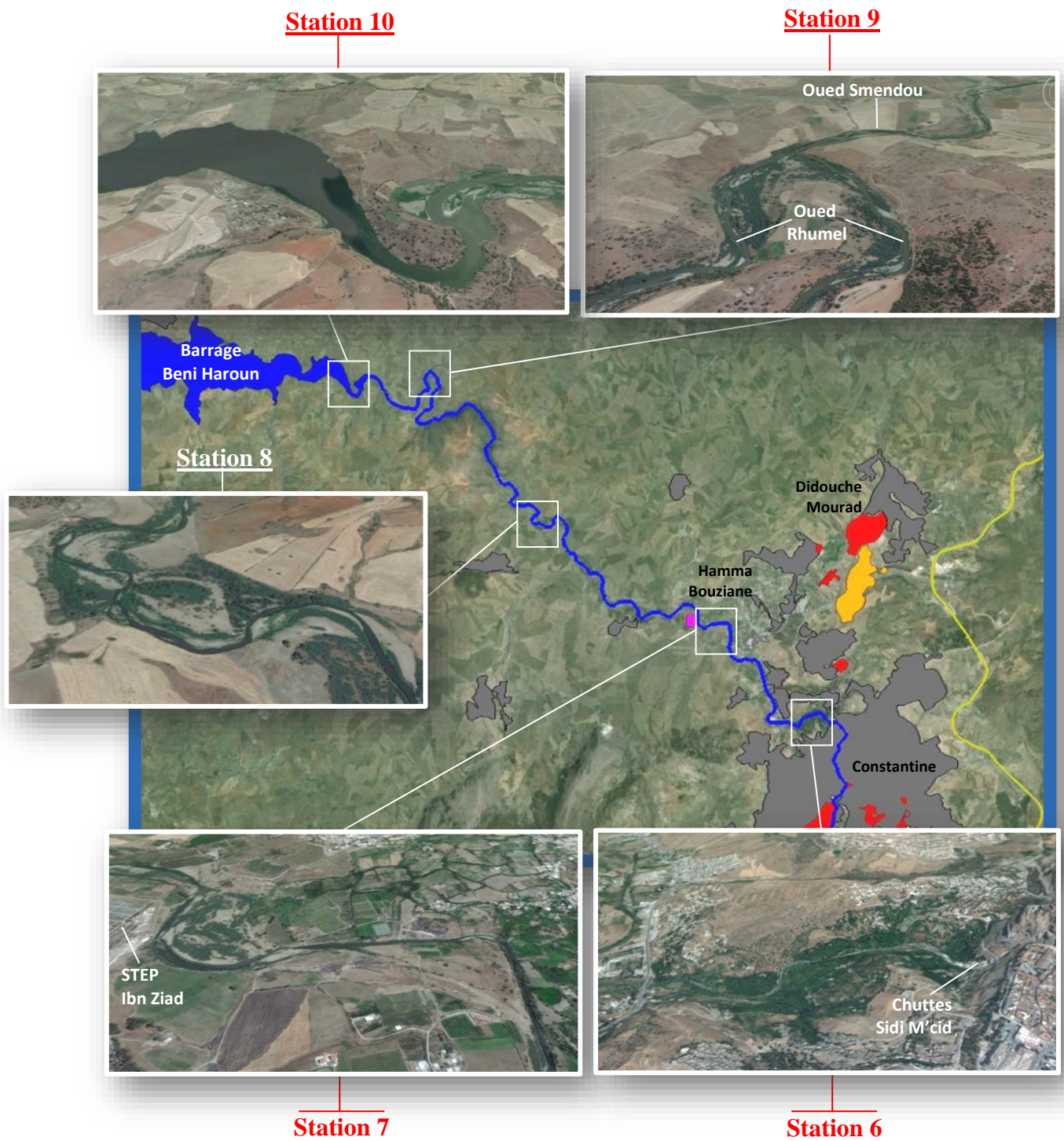
Cette station est située en amont de l'agglomération d'Ain Smara à 1 km de celle-ci et 21 km à l'ouest de la ville de Constantine (fig. 32). La végétation de bordures est constituée principalement de tamarix et de lauriers roses avec quelques pieds de frêne. L'axe autoroutier est situé à environ 1 km au Nord de la station.

Station 4 [36° 17'Nord ; 6° 33'Est, altitude 580 m]

Située entre l'unité mécanique (Ex. ENMTP) et la décharge publique de la ville de Constantine (fig. 32), l'oued Rhumel reçoit en amont les eaux usées de l'agglomération d'Ain Smara, et les rejets industriels de l'unité suscitée. La végétation de bordures est constituée principalement de tamarix et de lauriers roses. Au niveau de cette station l'autoroute Est-Ouest passe au-dessus du cours d'eau *via* un pont de 200 m de longueur (largueur de la zone inondable).

Station 5 [36° 20'Nord ; 6° 36'Est, altitude 525 m]

Cette station est située en plein centre de Constantine, en aval de zone industrielle de Palma, juste au niveau de la confluence de l'oued Rhumel avec l'oued Boumerzoug (fig. 32). Au niveau de celle-ci, les eaux de l'oued reçoivent tous type de rejets liquides et déchets solides (urbains et industriels). Le débit de l'eau de l'oued augmente par les rejets de la ZI, et est plus important après sa confluence avec l'oued Boumerzoug. La végétation est assez dense avant la confluence (principalement l'eucalyptus,



Agglomérations urbaines
 Zones industrielles et d'activités
 Mines et carrières
 STEP

Figure 33 : Localisation et description des cinq dernières stations de prélèvement.
(images réalisées avec Google Earth)

le peuplier, le laurier rose) et se limite à un couvert herbacé après la confluence suite aux différents travaux d'aménagement durant cette période. Actuellement, les bordures de l'oued sont aménagées (fig. 32).

Station 6 [36° 20'Nord ; 6° 36'Est, altitude 370 m]

Cette station est située à la sortie nord de la ville de Constantine juste après les chutes de Sidi M'cid (fig. 33). Le lit d'oued est assez large et composé par des matériaux grossiers (rochers et galets). Les eaux sont très chargées en matière en suspension (couleur foncée). La végétation est assez riche : eucalyptus, peuplier blanc, frêne, tamaris et laurier rose. Les sols agricoles sont occupés par des arbres fruitiers.

Station 7 [36° 24'Nord ; 6° 34'Est, altitude 335 m]

Elle est située en amont de la STEP d'Ibn Ziad et à environ 10 km au Nord-Ouest de Constantine (fig. 33). La pente est très faible et le lit est beaucoup plus large. Les dépôts sur les berges sont de plus en plus importants. La végétation des berges est principalement représentée par le tamarix et le laurier rose, avec une régénération importante en peuplier blanc. Les berges de l'oued font partie du domaine agricole de la commune d'El-Hamma. Les cultures sont très variées : céréales, arbres fruitiers, cultures maraichères, ...

Station 8 [36° 26'Nord ; 6° 39'Est, altitude 295 m]

Elle est située à 9 km environ de la STEP d'Ibn Ziad et 25 km Nord-Ouest de Constantine (fig. 33). Dans cette station, seule la présence des déchets, emportés par les eaux de l'oued et déposés sur les berges, témoignent de l'influence des activités humaines sur ce cours d'eau. Le lit de l'oued est assez large et la zone inondable est très bien marquée. La végétation de bordures est dominée par le tamarix, alors que les sols cultivés des deux rives sont dominés par les céréales.

Station 9 [36° 29'Nord ; 6° 26'Est, altitude 210 m]

Cette station est située à environ 35 km de la ville de Constantine, au niveau de la confluence avec l'oued Smendou et à la sortie des gorges de la région de Tiddis (fig. 33). Le lit est assez large. La végétation est dominée par le tamarix et le laurier rose avec quelques pieds de frêne. L'activité agricole est dominée par la céréaliculture.

Station 10 [36° 28'Nord ; 6° 25'Est, altitude 200 m]

Au moment de l'échantillonnage, la station se situait juste à la limite de l'accumulation des eaux du Barrage de Béni-Haroun (fig. 33). Actuellement, une partie de la station (3 points de prélèvement) est submergée par les eaux du barrage. Cette station est située à environ 40 km de Constantine. La végétation de bordures est toujours dominée par le tamarix. La céréaliculture est l'unique pratique agricole des terres voisinant les bordures.



Figure 1 : Méthode de prélèvement *in situ* des sols et des vers de terre.

2-3- Le prélèvement des échantillons

Le plan d'échantillonnage est de type linéaire. Les prélèvements ont été effectués le long de la section de l'oued Rhumel sur laquelle porte notre étude. Pour une bonne appréciation des relations sol-vers de terre, nous avons adopté la démarche ponctuelle proposée par plusieurs auteurs, tels Zicsi (1962), Bouché (1972), Lee (1985), Abdul Rida (1992) et Blakemore (2008). Cette démarche permet de conserver le lien existant entre les deux types de prise (sol et vers de terre) dans le même point de prélèvement (Abdul Rida, 1996). Elle consiste donc à prélever le sol et les vers de terre dans un seul point dans le but de conserver l'information des deux compartiments échangeant les ETMs. En effet, elle vise à associer spatio-temporellement le maximum d'information. Par la suite, chaque prélèvement permet de dégager les propriétés écotoxicologiques liant les deux compartiments (sol et vers de terre).

Dans chaque station, nous avons réalisé 4 prélèvements distants les uns des autres d'environ 250 m et à environ 5 mètres en moyenne du lit mineur de l'oued, *i.e.* Dans la partie inondable des bordures de l'oued, au niveau de la bande végétale (ripisylve) à dominance de tamarix et de peuplier. Le principal facteur pris en considération pour la réalisation du prélèvement est l'humidité du sol car celle-ci conditionne la présence des vers de terre dans le sol (Lee, 1985).

Les prélèvements ont été réalisés durant la période humide et fraîche de février à mars 2006 et ont porté sur un ensemble de 40 points répartis sur les 10 stations.

2-3-1- Le prélèvement des sols

Dans chaque point, le prélèvement consiste à retirer, à l'aide d'une pelle un volume de sol de 25 × 25 cm² de surface et 30 cm de profondeur (fig. 34). Le choix du volume échantillonné a été effectué sur la base de plusieurs travaux réalisés sur le peuplement lombricien (Bouché, 1972; Bachelier, 1978; Lee, 1985; Abdul Rida, 1992; Nahmani, 2003). Pour les ETMs, plusieurs travaux démontrent que les ETMs, d'origine anthropique, restent dans les 25 à 30 premiers cm du sol (Anderson et Nilsson, 1972; Kabata-Pendias, 1995; Linde et al., 2001; Meuser, 2010; Wuana et Okieimen, 2011).

In situ, les sols ont été triés manuellement pour retirer la faune lombricienne. Ensuite, environ 1 kg de sols sont mis dans des sachets plastiques étiquetés et numérotés (fig. 34). Les sols sont ramenés au laboratoire pour analyse.

2-3-2- Le prélèvement des vers de terre

Au niveau de chaque point de prélèvement, les vers sont retirés manuellement du sol (hand-sorting). Cette technique est largement répandue et très sollicitée pour ce type d'étude (Bouché, 1972; Lee, 1985; Abdul Rida, 1992; Edwards et Bohlen, 1996; Nahmani et al., 2007; Valckx et al., 2011). Les vers collectés sont aussitôt lavés à l'eau distillée puis fixés dans l'éthanol à 95 % pendant quelques minutes (fig. 34). Après fixation, ils sont rapidement lavés à l'eau distillée et égouttés sur papier filtre. Les vers adultes sont ensuite mis séparément dans des flacons en polyéthylène alors que les juvéniles sont placés dans un seul flacon. Les flacons étiquetés et numérotés sont conservés dans une glacière à 4 °C.

Tableau 15 : Grille d'évaluation des valeurs du pH du sol
(SSDS. : Soil Survey Division Staff, 1993).

Classe	pH
Fortement acide	< 5,0
Acide	5,0 - 6,0
Légèrement acide	6,0 - 6,6
Neutre	6,6 - 7,4
Légèrement alcalin	7,4 - 7,8
Alcalin	> 7,8

3- Détermination des paramètres physicochimiques des sols

La préparation des sols est réalisée selon la norme ISO-11464 (Prétraitement des échantillons pour analyses physicochimiques : [ISO., 2006](#)). Une fois ramenés au laboratoire, les grosses mottes ont été brisées manuellement. Les sols sont aussitôt mis à sécher à l'air ambiant à l'abri de la poussière. Après séchage, les petites pierres et les débris végétaux ont été retirés et les agrégats réduits à l'aide d'un mortier. Les sols sont tamisés à travers un tamis à mailles de 2 mm afin d'éliminer les gros éléments et les débris végétaux et obtenir ainsi une fraction homogène et assez fine pour les différentes analyses. Ensuite, les sols ont été conservés dans des contenants en papier à la température ambiante.

Pour notre étude, les analyses les plus courantes ont été choisies. Ces analyses visent à caractériser la qualité physicochimique des sols des bordures de l'oued Rhumel dans la région d'étude. Les protocoles utilisés pour les différentes propriétés des sols correspondent aux normes internationales.

3-1- L'humidité (H)

La détermination de l'humidité du sol (teneur pondérale en eau) a été réalisée par la méthode gravimétrique selon la norme ISO-11465 ([ISO., 1993a](#)). Elle s'exprime en grammes d'eau pour 100 g de sol déshydraté à 105 °C (*i.e.*, en %). Ainsi, le taux d'humidité est calculé comme suit :

$$H(\%) = \frac{P_2 - P_0}{P_1 - P_0}$$

- Où : P_0 : poids (en g) du récipient vide avec couvercle,
 P_1 : poids (en g) du récipient plus le sol humide,
 P_2 : poids (en g) du récipient plus le sol séché au four.

3-2- La densité apparente (Da)

La détermination de la densité apparente est réalisée selon la norme ISO-11272 ([ISO., 1998](#)). Les résultats sont exprimés en g.cm^{-3} .

3-3- Le pH

La détermination des valeurs du pH des sols a été faite selon la norme NF X 31-103 ([AFNOR., 1998](#)). Elle consiste en la mise en suspension de l'échantillon de sol dans l'eau distillée dans un rapport pondéro-volumique de 1/2,5. Les suspensions (2 répétitions par point) sont mises à agiter pendant 1 heure, puis laissées au repos deux heures. Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre (pré-étalonné avec des étalons pH 4 et 10). L'appréciation des valeurs mesurées du pH est réalisée selon tableau 15.

La prise d'essai est de 10 g de sol tamisé à 2 mm.

Tableau 16 : Grille d'appréciation de la salinité des sols en fonction de la CE (SSDS., 1993).

Classe	EC (dS.m ⁻¹)
0 Non-salin	0 – 2
1 Salinité très faible	2 – 4
2 Salinité faible	4 – 8
3 Salinité modérée	8 – 16
4 Salinité élevée	≥ 16

Tableau 17 : Grille d'appréciation du calcaire total du sol (proposées par GEPPA in Baize, 1988).

Classe	Taux de CT
Non calcaire	≤ 1 %
Peu calcaire	1 % - 5 %
Modérément calcaire	5 % - 25 %
Fortement calcaire	25 % - 50 %
Très fortement calcaire	50 % - 80 %
Excessivement calcaire	> 80 %

Tableau 18 : Grille d'appréciation du calcaire actif du sol (Baize, 2000).

Classe	Taux de CA
Taux faible	≤ 5%
Taux assez élevé	5 – 10 %
Taux élevé	10 – 20 %
Taux très élevé	> 20 %

Tableau 19 : Grille d'appréciation de la MO 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 – 1,0
Taux modéré	1,0 – 1,8
Taux élevé	1,8 – 3,0
Taux très élevé	> 3,0

Tableau 20 : Grille d'appréciation de la teneur en azote (SSDS, 1993).

Classe	N (%)
Faiblement riche en azote	< 0,1 %
Moyennement riche en azote	0,1 – 0,2 %
Riche en azote	0,2 – 0,3 %
Très riche en azote	> 0,3 %

3-4- La conductivité électrique (CE)

La CE a été déterminée par la méthode ISO-11265 (ISO., 1994). Elle permet d'estimer le taux de salinité d'une solution. Pour cela, on prépare une suspension selon le rapport pondéro-volumique de 1/5. Les suspensions (2 répétitions par point) sont mises à agiter pendant 1 heure, puis centrifugées à 1000 tr.min^{-1} durant 2 min. La mesure a été réalisée à l'aide d'un conductimètre en plongeant l'électrode dans le surnageant. Les résultats sont exprimés en dS.m^{-1} et appréciés en classes de salinité (tableau 16).

La prise d'essai est de 10 g de sol tamisé à 2 mm.

3-5- Le calcaire total (CT)

L'échantillon de sol à analyser est acidifié en milieu fermé par l'acide chlorhydrique. En présence de carbonates, il y a dégagement de CO_2 correspondant au taux de carbonates. Cette quantification est réalisée par la méthode du calcimètre de Bernard selon la norme ISO-10693 (ISO., 1995a). Le taux de CaCO_3 présent dans les sols est déduit de la courbe d'étalonnage effectuée avec une série de quantités connues de carbonates. La teneur en calcaire total est exprimée en % et appréciée selon la grille du tableau 17.

La prise d'essai est de 0,5 g de sol tamisé à 2 mm.

3-6- Le calcaire actif (CA)

La détermination de cette fraction est faite après agitation du sol avec une solution d'oxalate d'ammonium qui permet de former des oxalates de calcium insolubles. Selon la méthode Drouineau (NF X 31-106 : AFNOR., 2002), le rapport d'extraction est 1/25 (m/v). Le dosage de la quantité d'oxalate résiduelle est effectué par titrimétrie en présence d'une solution de permanganate de potassium ($0,02 \text{ moles.l}^{-1}$) et d'acide sulfurique. Les résultats sont exprimés en % de CaCO_3 et appréciés selon la grille du tableau 18.

La prise d'essai est de 4 g de sol tamisé à 2 mm.

3-7- La matière organique (MO)

Ce dosage est effectué suivant la méthode de Walkley et Black (Duchaufour, 1991). Il est basé sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu fortement acide (H_2SO_4). Le carbone organique est ainsi transformé en CO_2 . L'excès de bichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) est titré à l'aide d'une solution de sulfate ferreux sept fois hydraté. Les résultats sont exprimés en % de C_{org} et appréciés selon la grille du tableau 19. Le taux de MO est obtenu en multipliant le taux du C_{org} par le coefficient 1,724.

La prise d'essai est de 1 g de sol tamisé à 2 mm.

3-8- L'azote total (N)

La détermination de l'azote total est effectuée par la méthode de Kjeldahl selon la norme ISO-11261 (ISO., 1995b). L'azote du sol est minéralisé sous forme de NH_4^+ grâce à l'acide sulfurique concentré (H_2SO_4). Le NH_4^+ est transformé en NH_3 en présence de soude (NaOH) en excès. Le NH_3 est ensuite déplacé par distillation et piégé dans une solution d'acide borique (H_3BO_3) où il est titré à l'aide de H_2SO_4 1N, en présence d'un indicateur

Tableau 21 : Grille d'appréciation du rapport C/N
(LCA. : Laboratoire de Conseils et d'Analyses, 2008).

Classe	C/N (%)	Evolution de la MO
Très faible	< 06 %	Décomposition rapide de la MO
Faible	06 % – 08 % 08 % – 09 %	
Normal	09 % – 10 % 10 % – 11 %	Bonne décomposition de la MO
Légèrement élevé	11 % – 12 %	
Elevé	12 % – 14 %	Décomposition lente de la MO
Très élevé	> 14 %	

Tableau 22 : Grille d'appréciation de la capacité d'échange cationique
(Baize, 2000).

Classe	CEC (cmol ⁺ .kg ⁻¹)
Très faible	< 05
Faible	05 – 10
Moyenne	10 – 20
Elevée	20 – 30
Très élevée	> 30

Tableau 23 : Grille d'appréciation des unités granulométriques du sol (terre fine)
(Duchaufour, 1991).

Classe	Taille des particules (µm)
Argile	< 2
Limon fin	2 – 20
Limon grossier	20 – 50
Sable fin	50 – 200
Sable grossier	200 – 2000

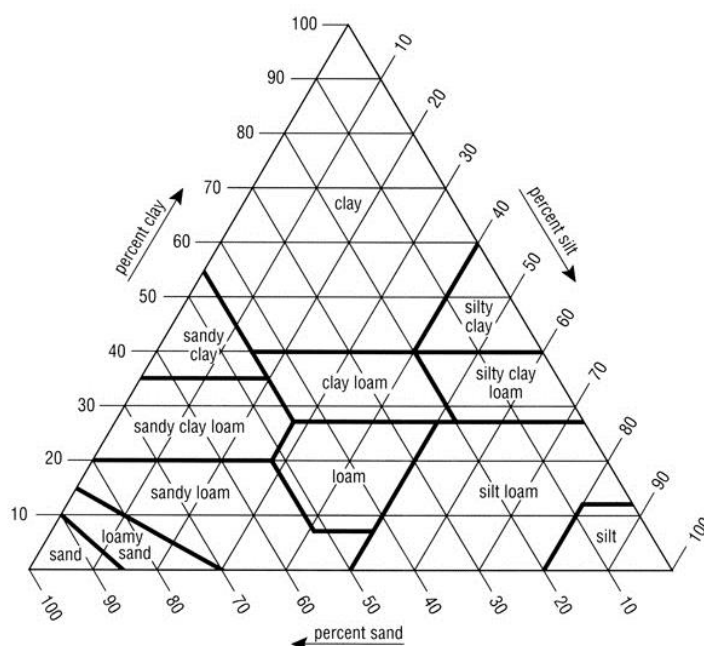


Figure 35 : Triangle textural américain, système USDA (SSDS, 1993).

coloré (vert de bromocrésol et rouge de méthyle). Le résultat est exprimé en %. La grille d'appréciation de ce taux est représentée dans le tableau 20.

La prise d'essai est de 1 g de sol tamisé à 2 mm.

3-9- Le rapport C/N

Calculé à partir des taux de carbone organique et d'azote, les valeurs du rapport C/N renseignent sur l'état biologique du sol, en évaluant l'évolution de la MO (tableau 21). En effet, lorsque la MO est décomposée, il y a perte de carbone sous forme de CO₂ et l'azote se combine à l'humus. Ainsi, le rapport C/N diminue. Par contre, si le rapport est trop élevé, il doit y avoir un problème de décomposition de la MO.

3-10- La capacité d'échange cationique (CEC)

La CEC représente la capacité maximale de cations échangeables qu'un sol peut retenir à un pH donné. Elle détermine selon une méthode spectrophotométrique (NF X 31-130 (AFNOR., 1999) qui consiste à saturer le sol avec une solution de chlorure de cobaltihexamine (utilisé comme ion échangeur). Après saturation, l'excès de cobaltihexamine est dosé par un spectrophotomètre UV (à une longueur d'onde de 475 nm). La CEC est exprimée en cmol⁺.kg⁻¹ et appréciée selon la grille du tableau 22.

La prise d'essai est de 2,5 g de sol tamisé à 2 mm.

3-11- La texture (analyse granulométrique)

La détermination de la texture des sols prélevés a été effectuée selon le protocole standardisé des fractionnements granulométriques décrit par la norme NF X 31-107 (AFNOR., 2003). En premier, la matière organique est détruite par une solution de peroxyde d'hydrogène à 10 %. Puis, l'échantillon est dispersé dans de l'eau distillée en présence de solution d'hexamétophosphate de sodium et de solution ammoniacale. Les fractions > 50 µm sont séparées par tamisage (séparation gravimétrique) et les fractions < 50 µm sont récupérées par sédimentation à l'aide de la pipette de robinson. Ces 2 méthodes complémentaires permettent de classer les particules en fonction de leur taille (tableau 23). Les résultats sont exprimés en % du poids de l'échantillon initial. Les résultats granulométriques obtenus permettent de déterminer la texture globale des sols en se référant à un diagramme textural (triangle textural américain, USDA). Ce dernier permet de regrouper les sols en classes (fig. 35) ayant un comportement et des propriétés communes. Cette détermination est réalisée par un programme libre (annexe 1) sous Excel, téléchargeable à l'adresse suivante :

https://prod.nrcs.usda.gov/internet/fse_documents/nrcs142p2_053196.xls

La projection des sols sur le triangle textural est faite par le logiciel R-Software version 3.2 (R Development Core Team, 2014) en utilisant le package 'soiltexture'. Ce module permet de tracer, classer et explorer les données granulométriques du sol. Le triangle textural utilisé est celui du Département Américain d'Agriculture (USDA : United States Department of Agriculture) obtenu par la fonction : TT.plot (class.sys = "USDA.TT").

La prise d'essai initiale est de 20 g de sol tamisé à 2 mm.

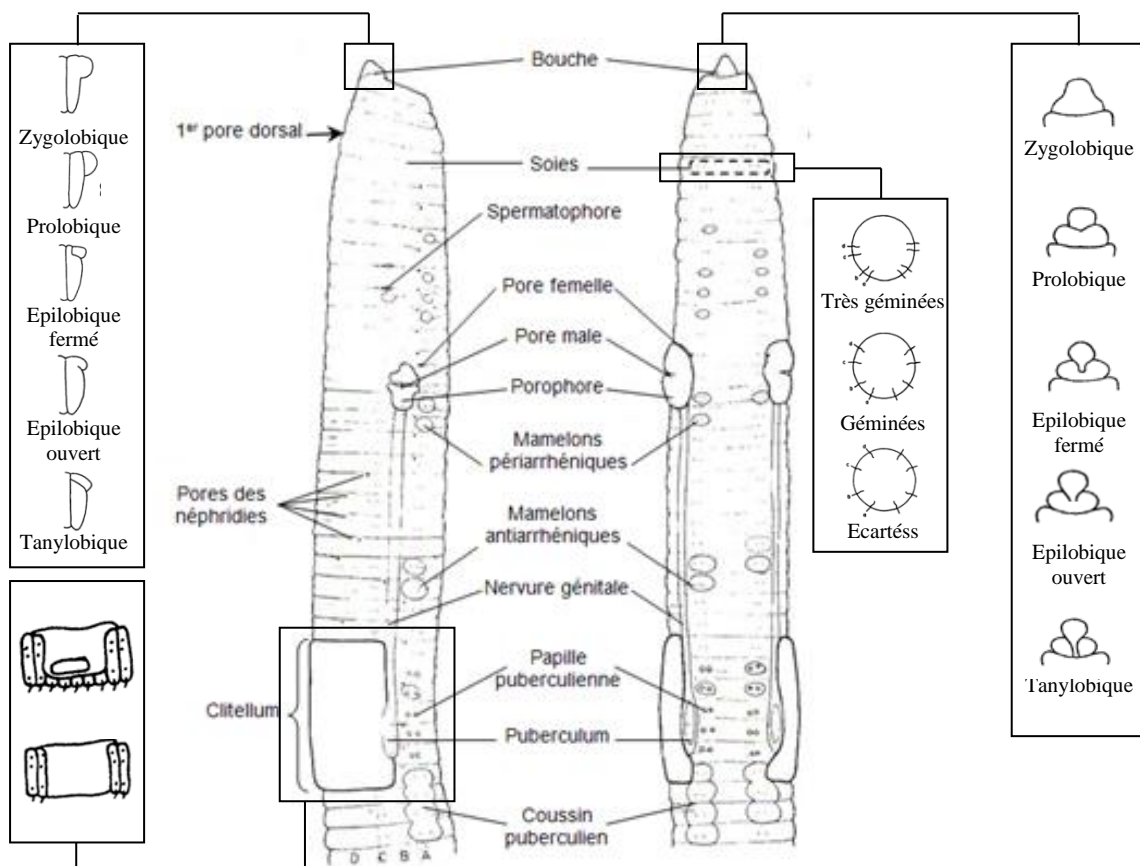


Figure 36 : Caractères internes et externes des vers de terres.
 (Bouché, 1972; Bachelier, 1978; Blakemore, 2008)

4- Détermination des paramètres biologiques des vers de terre

Chaque ver a été déterminé pour connaître son taxon, son stade de développement, son état et enfin sa catégorie écologique. Tous les individus adultes ou sub-adultes ont été comptés et soumis à des mesures massiques individuellement. Pour les vers juvéniles, ils étaient quant à eux comptés et pesés globalement par groupe de même morphologie, taille et couleur.

4-1- Identification des espèces

La détermination taxonomique des vers récoltés dans la région d'étude est réalisée essentiellement à partir des caractères morphologiques externes en plus de quelques caractères anatomiques internes (fig. 36).

Pour les différents taxons déterminés, nous avons utilisé la nouvelle nomenclature de [Blakemore \(2008\)](#) dans laquelle il a révisé l'ensemble des familles de vers de terre. Ainsi, plusieurs espèces précédemment déterminées ([El-Hadef El-Okki, 1998](#) et [2002](#)) se retrouvent dans d'autres genres voire d'autres familles. Selon [Blakemore \(2007\)](#), il s'agit parfois d'une erreur taxonomique, tel est le cas de *Hydrilus ghaniae* ([Qui et Bouché 1998](#)). Cette espèce endémique, rencontrée seulement dans la région de Constantine, a été classée par Qui en 1998 sous un nouveau genre *Hydrilus* créé spécialement pour cette espèce du fait de son caractère aquatique. Cependant, cette espèce n'est qu'une variante ou un ancêtre de l'espèce *Criodrilus lacuum* ([Blakemore, 2007](#)). De ce fait, elle sera classée dans sa famille d'origine (Criodrilidae [Vejdovsky, 1884](#)) au lieu de la famille des Lumbricidae.

Par la suite, les taxons déterminés sont rattachés aux trois catégories écologiques (épigés, endogés et anéciques) définies par [Bouché \(1984\)](#).

4-2- Détermination des paramètres biologiques

Les paramètres biologiques renseignent sur l'importance, la place et l'influence d'une espèce, ou d'un groupe d'espèces, au sein d'un peuplement. Plusieurs descripteurs classiques sont utilisés à cet effet, tels que l'abondance, la densité, la dominance, la biomasse, et la diversité.

4-2-1- L'abondance et la densité

L'abondance est le nombre d'individus récoltés dans le prélèvement considéré. Dans cette étude, elle correspond au nombre total de vers ou par classe d'âge (adulte et juvénile) par point d'échantillonnage, *i.e.* l'abondance ponctuelle globale. Cependant, l'abondance spécifique représente le nombre de vers de chaque taxon lombricien, alors que l'abondance des catégories écologiques désigne le nombre de vers de chaque catégorie écologique.

Pour chaque station, la valeur moyenne de chaque abondance mesurée est rapportée à 1 m², désignant ainsi la densité. Les résultats sont exprimés en vers par point de prélèvement pour l'abondance ou vers.m⁻² pour la densité.

4-2-2- La biomasse

Elle correspond au poids des vers prélevés. De même que l'abondance, les biomasses ponctuelles, spécifiques et par catégorie écologique ont été calculées pour l'ensemble des points et des stations de prélèvement. Elle est exprimée en g par point, ou en g.m⁻² pour les valeurs moyennes des stations étudiées.

4-2-3- La dominance

Elle correspond à l'abondance d'une espèce par rapport à l'abondance totale des individus de toutes les espèces dans un prélèvement. La dominance est exprimée en pourcentage selon l'équation suivante :

$$D_i = \frac{n_i}{N} \times 100$$

Où : n_i : l'abondance de l'espèce i ;

N : la somme des abondances des espèces du prélèvement

4-2-4-La diversité

La diversité du peuplement lombricien dans la région d'étude est déterminée par plusieurs indices dont le plus évident est la richesse spécifique (S) qui correspond au nombre total d'espèces récoltés. Cependant, cet indice ne permet pas de faire la différence entre une station où toutes les espèces sont équiprobables et une autre où quelques espèces dominantes sont présentes en grande quantité alors que les autres espèces sont beaucoup plus rares. Pour cela, plusieurs indices qui tiennent compte du nombre total d'espèces (S), du nombre d'individus (N), de la proportion d'individus d'une espèce i (p_i) et du nombre d'individus d'une espèce i (n_i) sont utilisés. L'utilisation de ces indices, de manière concomitante, permet une étude plus complète de la structure du peuplement lombricien dans la région d'étude. Les différents indices choisis sont :

- *L'indice de Shannon (1948)*, indice H' , est une mesure de la diversité spécifique, couramment employé, en relation avec les fréquences relatives des différentes espèces de l'échantillon. Il est calculé par la formule :

$$H' = - \sum (p_i \ln p_i)$$

Où : p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce ;

avec $p_i = n_i/N$

n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon ;

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Proportionnel au logarithme du nombre d'espèce, cet indice permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Sa valeur varie de 0 à $\log S$. La valeur 0 correspond à une seule espèce dans l'échantillon. Il sera maximal lorsque $n_i = N/S$, *i.e.* lorsque toutes les espèces sont équiprobables, et correspond à un prélèvement équilibré et diversifié (Legendre et Legendre, 2012).

- L'indice d'équitabilité de *Pielou* (1966), qui accompagne souvent l'indice de Shannon, est défini par la formule :

$$J = H'/H'_{max}$$

Où : $H'_{max} = \log S$;

Cet indice permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 à 1. Si J tend vers 1, le peuplement est en équilibre, la distribution des individus entre les espèces est équitable. À l'inverse, une équitabilité qui tend vers 0 caractérise un peuplement déséquilibré (Legendre et Legendre, 2012).

- L'indice de *Simpson* (1949) correspond à la moyenne pondérée de l'abondance relative des espèces dans un site étudié :

$$D = \sum (p_i)^2$$

Cet indice permet de mesurer la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. La valeur de D peut varier de 1 à S , en fonction de la régularité des abondances des espèces. L'inverse, *i.e.* $1/D$, permet de faire varier l'indice dans le même sens que la diversité spécifique. De ce fait, plus S est élevée plus l'indice est fort. Cependant, la probabilité que deux individus choisis au hasard appartiennent à différentes catégories est donné par $1-D$. Ce dernier est plus élevé pour les espèces les plus abondantes dans l'échantillon.

- L'indice de *Hill* (1973) est une mesure de l'abondance proportionnelle qui associe les deux indices précédents (H' et D) comme suit :

$$D_H = \frac{1}{e^{H'}}$$

En utilisant la sensibilité de H' aux effectifs des espèces rares, et la sensibilité de D aux effectifs des espèces abondantes, cet indice semble le plus synthétique.

- L'indice de *Margalef* (1958) permet d'estimer la richesse spécifique absolue indépendamment de la taille de l'échantillon (Peet, 1974). Il a été choisi pour vérifier la diversité dans les différentes stations et a l'avantage de ne pas avoir de seuil défini. Selon Magurran (2004), cet indice permet aussi de pondérer la taille des échantillons. La valeur de cet indice s'obtient par la formule suivante :

$$D_M = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Les calculs des différents indices ont été réalisés par le logiciel R-Software version 3.2 (R Development Core Team, 2014) en utilisant le package 'Vegan'.

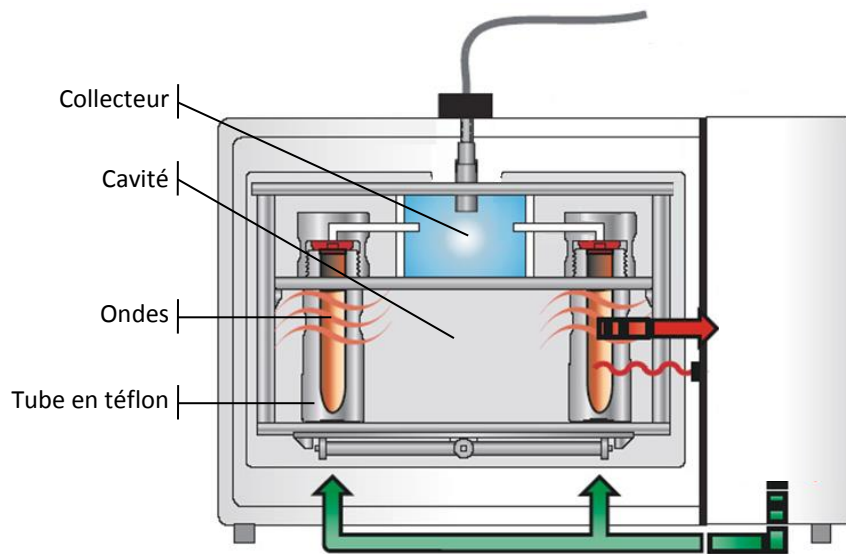


Figure 37 : Système micro-ondes fermé.



Figure 38 : Le four à microondes et les bombes en téflon utilisés dans l'extraction des ETMs.

Tableau 24 : Programme de minéralisation du Speedwave MWS-2 pour l'extraction métallique à l'eau régale dans le sol.

Etape	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
1	20	100	80
2	20	175	20

5- Détermination des teneurs métalliques

5-1- Détermination des ETMs dans les sols

Différentes techniques sont utilisées pour déterminer les teneurs des ETMs. Ainsi, les extractions chimiques permettent de spécifier des compartiments, en fonction du réactif utilisé et de la procédure d'extraction. Cinq phases sont généralement retenues: la fraction échangeable, la fraction liée aux carbonates, la fraction liée aux oxydes et hydroxydes de Fer, la fraction liée à la MO et la fraction résiduelle (Tessier et al., 1979; Sposito et al., 1982; Emmerich et al., 1982; Ure et al., 1995; Lebourg et al., 1998). Cependant, devant le coût des analyses, la quantité d'échantillons de sol et les difficultés analytiques posées par le dosage des ETMs, toutes les extractions sélectives citées n'ont pas été réalisées. Ainsi, nous avons choisi 4 types d'extraction : une extraction totale à l'eau régale et trois extractions séquentielles (soluble, échangeable et liée aux carbonates). Les prises d'essai correspondent au sol séché à l'air libre et tamisée à 2 mm préparé selon la norme ISO-11466 (ISO., 1995c).

5-1-1- La fraction totale

Cette fraction correspond aux ETMs incorporés dans les minéraux du sol. L'extraction est réalisée en présence d'un mélange d'acides purs. Le protocole utilisé est inspiré de la norme ISO-11466 (ISO., 1995c) transposé à la méthode dite assistée par microondes. Dans le four, les ondes entrent dans la cavité dans toutes les directions possibles grâce à une hélice métallique (fig. 37). La plupart de cette énergie est réfléchi sur les parois et seulement une petite partie permet de chauffer l'échantillon. Sous le champ des microondes généré par le magnétron, la température augmente rapidement dans la cavité du four. La réaction engendre des dégagements gazeux suivis d'une augmentation de la pression. Le point délicat de la digestion en système fermé est le contrôle de cette pression. Cependant, l'augmentation de la pression dans les tubes permet d'augmenter le point d'ébullition des réactifs et de ce fait d'accroître leur efficacité sur l'échantillon à solubiliser. De plus, les risques de contamination sont diminués ainsi que la perte d'éléments volatiles lors du chauffage.

La mise en solution des éléments métalliques est réalisée sur des échantillons de sol légèrement humidifiés à l'eau distillée. Ces échantillons sont placés dans les tubes (bombes) en téflon en présence de 2,5 ml d'acide nitrique concentré 65 % (Merck supra pur) et 7,5 ml d'acide chlorhydrique concentré 37 % (Merck supra pur). Les ajouts d'acide sont réalisés sous hotte avec des gants. La prise d'essai est de 0,5g de sol broyé à 2 mm.

Les bombes, fermées hermétiquement, sont placées à l'intérieur de la cavité du four microondes (type Berghof – Speedwave MWS-2, fig. 38).

Le programme des températures est celui donné par le guide d'utilisation du four (tableau 24)

Après refroidissement, les liquides obtenus sont filtrés sur papier filtre sans cendres (Whatman, 540, Réf. 1540125) dans des fioles jaugées de 50 ml. Les bombes et l'entonnoir sont rincés à l'eau bidistillée. Les fioles sont complétées d'eau bidistillée jusqu'au trait de

Tableau 25 : Résultats des dosages métalliques du sol de référence
(BCR CRM 141R : sol limoneux calcaire).

ETM	Réf.	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Moy.	Et	RSD %	% de récupération
Cd	14,0 ± 0,4	12,81	13,08	12,69	12,86	0,20	1,55	91,9 ± 1,4
Cr	138 ± 5,0	129,68	124,59	131,2	128,49	3,46	2,69	93,1 ± 2,5
Cu	46,9 ± 1,8	40,93	40,37	39,98	40,43	0,48	1,18	86,2 ± 1,0
Ni	94,0 ± 5,0	84,04	81,39	88,07	84,50	3,36	3,98	89,9 ± 3,6
Pb	51,3 ± 2,0	44,46	44,04	45,79	44,76	0,30	0,66	87,3 ± 1,8
Zn	270 ± 8,0	261,01	262,84	252,08	258,64	5,76	2,23	95,8 ± 2,1

Tableau 26 : Mode opératoire des extractions séquentielles des ETMs.

Fraction	F _S	F _E	F _C
Réactifs	H ₂ O	NaNO ₃ (0,1 mol.l ⁻¹)	HOAc (0,5 M) NaOAc (1 M) pH 5
Prise d'essai	10	10	10
Volume de solution	50	25	25
Agitation	2 heures	2 heures	2 heures
Centrifugation	1000 tr.min ⁻¹ (15 min)	1000 tr.min ⁻¹ (15 min)	1000 tr.min ⁻¹ (15 min)
Filtration	0,22 µm	0,22 µm	0,22 µm
Acidification	0,5 ml HNO ₃	0,5 ml HNO ₃	0,5 ml HNO ₃
Conservation	4 °C	4 °C	4 °C

auge. Enfin, les filtrats sont stockés dans des flacons en polyéthylène (préalablement nettoyés à l'acide nitrique 10 %) et conservés au réfrigérateur à 4 °C.

Cette extraction est validée par un échantillon de sol de référence certifié (BCR-CRM 141R : sol limoneux calcaire). Pour cela, 3 répétitions ont été effectuées dans les mêmes conditions de minéralisation. Selon le tableau 25, les résultats de la quantification des teneurs métalliques montrent que les pourcentages de récupération des ETMs sont acceptables, entre 86,2 et 95,8 %.

En plus, 2 échantillons blancs de minéralisation composés uniquement des réactifs ont été préparés afin de vérifier la validité de la méthode d'extraction.

5-1-2- Extractions séquentielles

Dans cette étape d'analyse, seule les fractions mobilisables des ETMs dans le sol, *i.e.* facilement disponible, ont été analysées. Il s'agit des fractions solubles, échangeables et liées aux carbonates.

- *La fraction des ETMs solubles* (ETM_S) correspond à la quantité de métal qui se trouve dans la solution du sol. Elle est extraite à l'eau distillée (Tessier et al., 1979) dans un rapport 1/5.
- *La fraction des ETMs échangeables* (ETM_E) correspond aux éléments actuellement disponibles dans le sol au contact d'une solution de nitrate de sodium 0,1 mol (Pueyo et al., 2004) dans un rapport 1/2,5.
- *La fraction des ETMs liés aux carbonates* (ETM_C) correspond aux éléments actuellement disponibles dans le sol est extraite avec une solution de NaOAc (1 mol) ajusté à pH 5 (Tessier et al., 1979) dans un rapport 1/2,5.

Les différentes extractions ont été réalisées sur la fraction de sol inférieure à 2 mm séchée au four à 105 °C pendant 2 heures. Selon le tableau 26, les sols (10 g de prise d'essai) et les réactifs ont été mis dans des tubes à centrifugation, précédemment rincées à l'acide nitrique (HNO₃ 10 %) puis rincées à l'eau bidistillée. A la fin de chaque extraction, la récupération du surnageant du sol a ainsi été faite par centrifugation afin d'éviter toutes contaminations des extraits par filtration. A la fin de la centrifugation, les échantillons sont acidifiés avec du HNO₃ (Merck Suprapur) sous une hotte chimique. Les échantillons sont conservés dans des flacons en polyéthylène (préalablement nettoyés à l'acide nitrique 10 %) à 4 °C.

Un blanc est préparé lors de chaque extraction pour tester une éventuelle contamination lors des manipulations.

5-2- Méthode d'extraction des ETMs dans les vers de terre

Pour la détermination des concentrations biologiques en ETMs, l'espèce *A. trapezoides* a été choisie pour sa représentativité au sein des populations prélevées dans la zone d'étude. En effet, c'est le seul taxon des Lumbricidae qui était présent dans tous les points de prélèvements. Ainsi, 3 vers adultes par point de prélèvement ont été pris pour la minéralisation, soit au total 120 vers. Avant minéralisation, les vers doivent être débarrassés du contenu de leur cavité coelomique (organes internes).

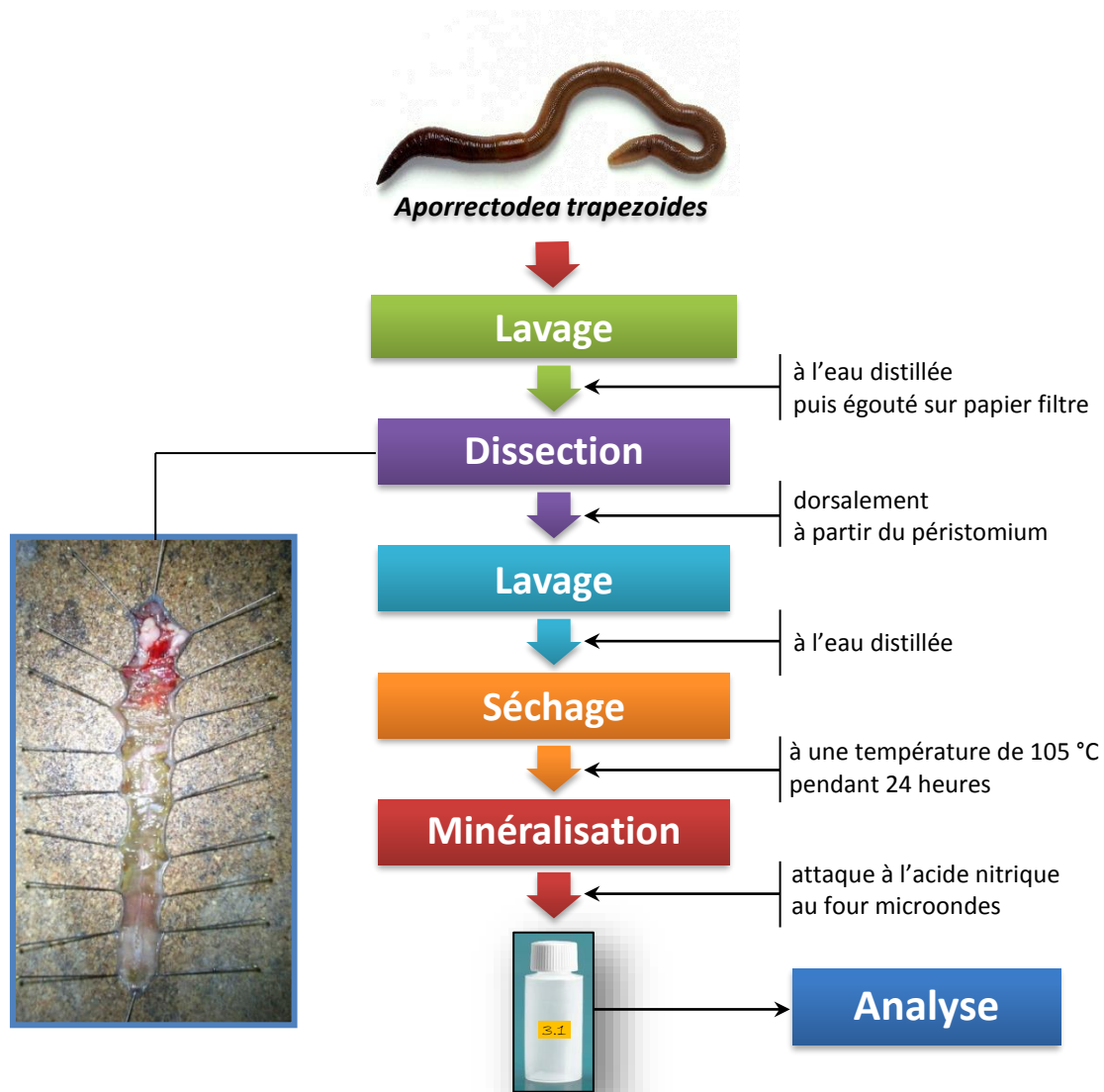


Figure 39 : Préparation des vers de terre pour l'analyse métalliques.

Tableau 27 : Programme de minéralisation du Speedwave MWS-2 pour l'extraction métallique dans les vers de terre.

Etape	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
1	2,5	150	80
2	7,5	200	80
3	10	100	10

Tableau 28 : Le pourcentage de récupération des ETMs (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) selon la méthode d'extraction utilisée sur le tissu de référence (*BCR CRM 185R* : foie de bovin).

ETM	Réf.	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Moy	Et	RSD %	% de récupération
Cd	0,544 ± 0,017	0,557	0,539	0,534	0,543	0,01	2,22	99,8 ± 2,2
Cr	-	0,025	0,026	0,027	0,026	0,00	3,88	-
Cu	277 ± 5,0	274,8	279,3	275,9	276,7	2,35	0,85	99,9 ± 0,8
Ni	-	0,036	0,037	0,036	0,036	0,00	1,81	-
Pb	0,172 ± 0,009	0,170	0,174	0,169	0,171	0,00	1,78	99,5 ± 1,6
Zn	138,6 ± 2,1	136,1	142,2	135,9	138,1	3,58	2,59	99,6 ± 2,6

5-2-1- Préparation des vers

Elle se déroule en plusieurs étapes (fig. 39). En premier lieu, chaque ver d'*A. trapezoides* a été pesé (poids frais total : P_1). Ensuite, les vers ont été disséqués dorsalement de la tête jusqu'à la queue. Ils ont été débarrassés de leurs contenus, y compris leurs tubes digestifs, lavés à l'eau distillée puis pesés (poids frais disséqués : P_2). L'étape suivante consiste à sécher les vers dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures. Après séchage, ils ont été pesés (poids sec disséqué : P_3) et broyés dans un mortier en agate.

5-2-2- Minéralisation

Le protocole de minéralisation utilisé permet de minéraliser les échantillons de faibles biomasses sèches. Comme pour le sol, l'extraction des ETMs dans le vers de terre est réalisée dans le four à microondes (type Berghof – Speedwave MWS-2). Ainsi, les broyats de vers (200 mg de matière sèche au maximum) sont placés dans les bombes en téflon en ajoutant 5 ml d'acide nitrique concentré 65 % (Merck supra pur) sous hotte chimique.

Les bombes, fermées hermétiquement, sont placées à l'intérieur de la cavité du four. Le programme des températures de minéralisation est celui données par le guide d'utilisation de four (tableau 27).

Après refroidissement, les extraits sont obtenus après filtration sur papier filtre sans cendres (Whatman, 540, Réf. 1540125) dans des fioles jaugées de 10 ml. Les bombes et l'entonnoir sont rincés à l'eau bidistillée. Les fioles sont complétées d'eau bidistillée jusqu'au trait de jauge. Enfin, les filtrats récupérés sont stockés dans des flacons en polyéthylène (préalablement nettoyés à l'acide nitrique 10 %) et conservés au réfrigérateur à 4 °C.

Afin de vérifier notre méthode d'extraction des ETM dans les vers analysés, nous avons réalisé des minéralisations (trois répétitions) dans les mêmes conditions avec un tissu animal de référence. Il s'agit d'un lyophilisat de foie de bovin du Bureau de la commission de référence (BCR CRM 185R : foie de bovin). Selon le tableau 28, les résultats des dosages des concentrations biologiques des 6 ETMs étudiés montrent que les pourcentages de récupération de ces éléments dans les tissus des vers de terre sont très acceptables, entre 99,5 et 99,9 %.

5-3- La quantification des ETMs dans les deux compartiments

La quantification des six ETMs (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) dans les sols et les vers de terre a été effectuée au niveau du Laboratoire de Chimie Analytique et Ecochimie Appliquée à l'Université de Gand (Laboratory of Analytical Chemistry and Applied Ecochemistry, Ghent University, Belgium), par des techniques analytiques à plasma induit :

- ICP-OES (Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometer)
- ICP-MS (Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometer).



Figure 40 : Varian type Vista-MPX CCD Simultaneous (ICP-OES).
(Laboratoire de Chimie Analytique et Ecochimie Appliquée, Belgique)

Tableau 29 : Domaine de linéarité et reproductibilité analytique de l'ICP-AES.

ETM	Longueur d'onde	R ²	Domaine de linéarité en mg.l ⁻¹	LOD	LOQ
Cd	228,8	1.0000	10-100	0,007	0,024
Cr	357,9	0,9997	10-1000	0,003	0,011
Cu	324,7	0,9967	10-1000	0,008	0,026
Ni	232,0	0,9983	10-1000	0,009	0,031
Pb	217,0	0,9996	10-1000	0,013	0,043
Zn	213,9	0,9997	10-10000	0,016	0,053

5-3-1- L'ICP-OES

L'appareil sur lequel nous avons travaillé est un Varian type Vista-MPX CCD Simultaneous (fig. 40). Pour cette technique, on utilise le fait que les électrons des atomes ionisés, lorsqu'ils retournent à l'état fondamental, émettent un photon dont l'énergie est caractéristique de l'élément. La lumière émise par le plasma est dans ce cas analysée par un ou plusieurs monochromateurs, ou par un réseau polychromateur, ou encore par une combinaison des deux. La lumière émise par l'élément recherché est alors détectée et mesurée, et son intensité est comparée à celle émise par le même élément contenu dans les étalons.

L'analyse de l'échantillon par l'ICP-OES se fait en cinq étapes :

- *Introduction* : un passeur automatique couplé à une pompe péristaltique introduit la solution dans une chambre de vaporisation.
- *Nébulisation* : dans cette chambre, un nébuliseur transforme, à l'aide d'argon, la solution en un aérosol liquide composé de micro-gouttelettes de quelques μm de diamètre.
- *Ionisation* : l'aérosol est envoyé dans une torche à plasma d'argon à très haute température. Les éléments qui s'y trouvent y sont vaporisés, dissociés, atomisés et ionisés.
- *Séparation en masse et charges* : une partie des ions (10 %) passe par un orifice de 1 mm de diamètre (appelé le sampler) pour arriver dans une chambre de pompage différentiel où elle n'est plus soumise qu'à une pression de 1 à 2 mbar et s'y détend. Les ions passent alors par un deuxième orifice (appelé skimmer) puis par un système de vide différentiel qui les accélère vers un ensemble de lentilles électrostatiques. Celles-ci extraient les ions positifs et les dirigent vers le spectromètre. Là, les ions passent d'abord par un champ électrostatique qui les amène à posséder la même énergie cinétique. Puis, ils passent dans un secteur magnétique où les trajectoires qu'ils suivent dépendent du rapport entre leur masse et leur charge. Le champ magnétique est ajusté afin de pouvoir amener au détecteur les ions ayant le rapport masse/charge voulu.

Les raies d'émission sont 228,8 nm, 357,9 nm, 324,7 nm, 232,0 nm, 217,0 nm et 213,9 nm pour les éléments Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement.

La linéarité des analyses mesurées et le coefficient de corrélation des droites de calibration présentés dans le tableau 29 valident les analyses dans les gammes de concentrations étudiées. La reproductibilité en % des éléments mesurés successivement dans dix solutions étalons de 200 mg.l^{-1} est inférieure à 1 %.

En plus, les limites de détection (LOD) et de quantification (LOQ) de la méthode ont été déterminées à partir de l'analyse de 10 répétitions de blancs de minéralisations et sont rapportées au poids initial des échantillons. Ces indices permettent d'évaluer la justesse de nos mesures mais aussi la justesse de l'appareillage utilisé dans le dosage métallique.



Figure 41 : Perkin Elmer type ELAN 9000 (ICP-MS).
(Laboratoire de Chimie Analytique et Ecochimie Appliquée, Belgique)

Tableau 30 : conditions instrumentales de l'ICP-MS Elan 9000 Perkin Elmer pour l'analyse des ETMs dans le sol et les vers de terre.

Paramètre	Valeur
Débit échantillons	$1.10^{-3} \text{ l.min}^{-1}$
Gaz plasmagène (Ar)	15 l.min^{-1}
Débit nébulisation	0.88 l.min^{-1}
Cônes en Nickel	
Puissance	1250 W
Résolution	0.5 -0.6 uma
Dwell time	25 ms
Sweep	50
Replicate	10
Isotopes	$^{111,114}\text{Cd}$, ^{52}Cr , $^{63,65}\text{Cu}$, ^{60}Ni , $^{207,208}\text{Pb}$, $^{66,68}\text{Zn}$

Tableau 31 : Domaine de linéaire et sensibilité de l'ICP-MS.

ETM	Isotope	R ²	Domaine de linéarité (ng.l ⁻¹)	LOD (µg.l ⁻¹)	LOQ (µg.l ⁻¹)
Cd	111	1.0000	50-2000	-	-
	114	0.9997	50-2000	-	-
Cr	52	0.9996	50-5000	0,9	2,9
	53	0.9941	50-5000	1,4	4,7
Cu	63	0.9969	50-5000	0,1	0,3
	65	0.9932	50-5000	0,1	0,3
Ni	60	0.9972	50-5000	0,2	0,7
	61	0.9941	50-5000	0,9	2,9
Pb	207	1.0000	50-10000	-	-
	208	0.9909	50-10000	0,01	0,04
Zn	66	1.0000	50-10000	0,3	1,0
	68	0.9991	50-10000	-	-
Ga	71	-	-	-	-

5-3-2- L'ICP-MS

Pour les teneurs non détectables par l'ICP-OES, de l'ordre de $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (ppb, partie par billion), nous avons eu recours à l'ICP-MS. Cette technique est basée sur le couplage d'une torche à plasma générant des ions et un spectromètre de masse quadripolaire pour séparer ces ions en masse. Le principe d'introduction de l'échantillon liquide est identique à celui de l'ICP-OES, cependant l'ICP-MS est plus sensible. L'avantage de cet appareillage est sa capacité d'analyse multi-élémentaire. Son grand pouvoir de détection et sa faible consommation d'échantillons permettent une grande capacité à distinguer les analytes des interférences potentielles (Barbante et al., 1999). L'appareil utilisé est un Perkin Elmer type Elan 9000 (fig. 41).

Selon le manuel de l'appareil, l'échantillon est ramené jusqu'à la torche à plasma par une pompe péristaltique. Au contact avec l'argon, l'échantillon est alors nébulisé, puis transporté jusqu'au centre du plasma où les températures atteignent 6000 à 10000 °C. L'échantillon est alors atomisé puis ionisé dans sa totalité sous forme de cations monovalents. Une interface composée de deux cônes de nickel et d'une série de lentilles permet de stopper les photons et de focaliser les ions pour les amener au quadripôle pour la séparation en masse. Cette séparation est effectuée pour chaque ion en fonction du rapport masse atomique/charge. Le faisceau ionique est amené sur un détecteur de type multiplicateur d'électrons. Dans le détecteur, les ions heurtent la surface semi-conductrice de la première dynode. Cette collision provoque l'émission d'électrons qui, à leur tour, heurtent la seconde dynode provoquant l'émission d'autres électrons. La réaction en chaîne qui en résulte amène environ 10⁸ électrons par ion à un collecteur. Le signal se traduit alors en nombre de coups (nombre d'impulsions) que seule une interface informatique peut traiter (logiciel adapté).

L'ICP-MS, analysant sur la base de la masse, détecte séparément les différents isotopes. Il est calibré à partir d'une solution dont la composition est connue. Pour calibrer, la teneur en un isotope est mesurée en considérant que celle-ci est représentative de la teneur totale de la solution en l'élément. Les teneurs en cet élément dans les échantillons sont extrapolés en se basant sur la constance des proportions naturelles en cet isotope (tableau 30). Les teneurs ont été mesurées en basse résolution.

Les solutions de calibrations multi élémentaires de tous les éléments analysés ont été préparées par dilutions successives dans de l'eau ultra pure acidifiées avec 2 % d' HNO_3 à partir des solutions de 1000 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ICP-MS (Accu Trace Reference Standard ICP-MS : cal₁₋₁, cal₂₋₁, cal₃₋₁). La courbe de calibration externe est également obtenue à partir de 3 blancs d'analyses et 5 standards qui couvrent toute la gamme des concentrations des échantillons en début et fin d'analyse. Les échantillons sont analysés en une seule fois pour l'ensemble des ETMs étudiés.

Tous les 10 échantillons un étalon externe du milieu de la gamme de concentration est mesuré afin d'apprécier la dérive de l'appareil dans le temps. La linéarité pour les gammes de concentration des analytes mesurées est présentée dans le tableau 31. Pour tous les isotopes, le coefficient de détermination (R^2) des droites de calibration est toujours supérieur à 0.99.

5-3-3- La validation des méthodes analytiques

Les méthodes analytiques sont validées par la détermination de certains paramètres en utilisant des solutions standards et des blancs.

Ainsi, une solution standard de multiéléments sert à préparer la solution mère qui sera utilisée pour établir les droites de calibration. Les gammes des concentrations choisies pour chaque métal correspondent aux concentrations les plus couramment rencontrées dans les échantillons étudiés. Durant l'analyse, un étalon de concentration connue est intercalé entre les échantillons afin de suivre l'état du spectromètre.

Selon Davidson (2013), la proximité d'un ensemble de mesures est une mesure de la répétabilité de l'analyse. Elle indique l'ampleur de l'erreur aléatoire associée, et est souvent exprimée comme l'écart type relatif (RSD) :

$$RSD = \frac{Et.}{Moy.} \times 100$$

où : Et. est l'écart-type

Moy. : est la valeur moyenne.

Les calculs du RSD pour les 6 ETMs sont résumés dans les tableaux 25 et 28 pour les sols et les vers de terre, respectivement.

Par ailleurs, ces techniques analytiques souffrent également de «bruit de fond » à partir de diverses sources. Pour cela, des blancs sont systématiquement passés au début de chaque mesure. Il s'agit d'une solution (matrice d'extraction) sans sol préparé de la même manière et au même moment que les échantillons naturels. Ces blancs sont ensuite soustraits des valeurs mesurées pour les échantillons, ainsi on enlève la contamination liée au bruit de fond et à la préparation des échantillons.

Par ailleurs, ces blancs serviront également à l'estimation de l'incertitude analytique (l'erreur) qui s'exprime par l'intervalle des valeurs de la moyenne et de l'écart type. Ainsi, la limite de détection (LOD) est la limite en dessous de laquelle les concentrations ne peuvent être mesurées de manière fiable. La limite de quantification (LOQ) correspond à la plus faible concentration d'analytes qui peut être déterminée avec un niveau acceptable de répétabilité, d'exactitude et de précision. Ces limites sont estimées par une analyse d'un témoin (blanc) et peuvent être calculées à partir des équations suivantes :

$$LOD = \frac{3 \times Et.(blanc)}{s} \times 100$$

$$LOQ = \frac{10 \times Et.(blanc)}{s} \times 100$$

où : Et. est l'écart-type de 10 mesures répétées

s est la pente de la courbe d'étalonnage.

Les résultats des calculs des valeurs du LOD et du LOQ sont résumés dans les tableaux 29 et 31 pour l'ICP-OES et L'ICP-MS, respectivement.

Tableau 32 : Doses des ETMs testés dans les différents bioessais.

Support	ETM	Témoïn	1	2	3	4	5
Sol ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Cd	0	0,1	1	10	100	1000
	Pb	0	1	10	100	1000	5000
Papier filtre ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$)	Cd	0	0,001	0,01	0,1	1	10
	Pb	0	0,01	0,1	1	10	100

6- Les bioessais

Selon Wang et al. (2012), les études *in situ* sur les vers de terre sont limitées. Afin de mieux identifier et quantifier l'influence de la contamination des sols par les ETMs sur les vers de terre et aussi pour comparer les résultats obtenus lors de l'étape du terrain, il est nécessaire de contrôler les vers de terre dans des expérimentations dans des conditions de laboratoire. L'usage de ces systèmes, dits « contrôlés », permet de s'affranchir des variations des conditions biotiques et abiotiques du milieu naturel et de comparer les effets des concentrations des ETMs sur les vers testés.

L'effet aigu des contaminants (tels que les ETMs) est généralement évalué dans des essais *in vitro*. Ces tests sont relativement peu coûteux et faciles à réaliser. Selon Frampton et al. (2006), un ensemble de données substantielles est disponible pour la comparaison de la toxicité des ETMs sur ce compartiment biologique du sol. L'OECD. (1984; 2004) a proposé des lignes directrices pour les essais de produits chimiques, y compris les ETMs. Pour les oligochètes terrestres, ces tests sont le plus souvent réalisées avec les espèces *Eisenia fetida*, *E. andrei*, ou *Lumbricus terrestris*. Les deux premières espèces vivent en permanence à la surface du sol (dans la litière) alors que *L. terrestris* est une espèce anécique, *i.e.* se nourrit principalement à la surface du sol. Il ressort que ces espèces sont de mauvais indicateurs de l'état réel des sols. De ce fait, ces tests restent des standards pour évaluer la toxicité des différents produits chimiques. Pour des études écotoxicologiques, il est préférable de choisir un représentant parmi le groupe écologique qui vis en permanence dans le sol, *i.e.* les endogés. Faisant parti de ce groupe, le taxon *A. trapezoides* semble être une espèce appropriée pour l'élevage en laboratoire (expérience personnelle) et pour les tests écotoxicologiques. En effet, il est fortement recommandé dans les études appliquées et les bioessais des substances toxiques organiques (Choo et Baker, 1998; Wang et al., 2012; Fernández et al., 2014) et inorganiques (Nahmani, 2003; van Gestel et al., 2009). En plus, ce taxon est le plus abondant dans la région d'étude.

L'usage d'un sol homogénéisé permet de comparer l'influence des ETMs de manière répétitive. Selon les méthodes standardisées, il s'agit d'un sol totalement artificiel. Dans le cas de cette étude, le sol utilisé est un sol naturel non contaminé amendé d'un terreau. L'ETM constitue le seul facteur variant entre les systèmes qui consistent à mettre les vers en contact avec différentes doses de l'élément. Ainsi, nous avons pris en considération le Cd et le Pb qui semblent contaminer le plus les sols des bordures de l'oued Rhumel dans la région d'étude.

Le plan utilisé dans les différents bioessais consiste en un plan factoriel avec répétition. La concentration de l'ETM y est le principal facteur testé afin de déterminer son effet sur le taxon *A. trapezoides*. Dans cet essai, nous avons choisis 5 doses croissantes de chaque ETM (tableau 32). La majorité des études utilisent les ETMs sous forme de nitrates ou de chlorures. Dans notre cas, il s'agit du chlorure de Cd et du nitrate de Pb. Pour le test de toxicité sur papier filtre, ces produits ont servi pour la préparation de solutions mères de 1000 mg.l⁻¹ de chaque ETM testé.

Tableau 33 : Caractéristiques physicochimique du sol de l'expérience.

	Paramètres	Unité	Valeurs
Sol forestier	pH		7,65 ± 0,12
	Conductivité électrique	dS.m ⁻¹	2,37 ± 0,44
	Matière organique	%	6,74 ± 0,51
	Azote total	%	0,36 ± 0,07
	Rapport C/N		13,7 ± 0,79
	Calcaire total	%	23,84 ± 3,91
	Calcaire actif	%	3,03 ± 0,09
	Capacité d'échange cationique	%	29,87 ± 5,17
	Argile	%	19,00
	Limon	%	32,00
	Sable	%	51,00
	Cd	µg.g ⁻¹	0,05
	Pb	µg.g ⁻¹	0,0
	Terreau (NFU 44 551)	pH	
Matière sèche		%	25 à 40 %
Conductivité électrique		mS.m ⁻¹	10 à 65
Capacité de rétention d'eau		ml.l ⁻¹	500 à 780
Matière organique		%	55 à 90



Figure 42 : Le ver de terre utilisé dans les bioessais (*A. trapezoides*)

6-1- Le matériel utilisé

6-1-1-Le sol

Il s'agit d'un sol forestier (région de Chettaba) non contaminé loin de toute influence humaine. Le choix est basé sur la richesse de ce sol en matière organique. Le sol a été séché à l'air libre puis tamisé à 2 mm, ensuite analysé. Selon le tableau 33, il s'agit d'un sol limoneux, faiblement alcalin, non salin, modérément calcaire, cependant, il est riche en matière organique. Selon le rapport C/N, il semble que la décomposition du contenu organique est bonne. Toutes ces caractéristiques sont proches des propriétés des sols étudiés. En revanche, les teneurs métalliques de ce sol sont relativement faibles par rapport aux sols étudiés.

Malgré cette richesse en MO, nous avons ajouté du terreau comme apport nutritif mis à la disposition des vers de terre durant la période d'essai. Il s'agit d'un mélange spécial, parmi ses principaux constituants : engrais composés NPK NFU 42002/1, tourbe blonde de sphagne, tourbe brune, etc. Ce terreau est de provenance d'Allemagne commercialisé en Algérie sous le nom Floragard dont les caractéristiques physicochimiques sont résumées dans le tableau 33.

6-1-2- Le matériel biologique

Dans le cadre des expérimentations, les vers utilisés (fig. 42) appartiennent au taxon *A. trapezoides* (Dugès, 1828) et à la catégorie écologique des endogés (Bouché, 1984). Les vers ont été collectés dans le bassin versant de l'oued Rhumel.

Afin d'optimiser les conditions d'élevage de ces vers, une planification expérimentale a été utilisée dans les conditions de laboratoire. Pour cela, deux plans expérimentaux sont réalisés, le premier servait pour le criblage des facteurs testés (plan de Plackett-Burman) et le second (plan de surface de réponse) consiste à optimiser les valeurs des facteurs choisis par le premier plan. Il ressort ainsi que le mélange de 70 % de sol et de 30 % de MO (terreau, compost, ...) donne le meilleur rendement de ces vers (croissance et reproduction). Les valeurs optimales étaient de 20 ± 2 °C pour la température et de 30 % pour l'humidité.

Les vers récoltés ont été élevés dans ces conditions optimales pendant deux années (2009-2011). Durant cette période, les bacs d'élevage ont été vidés de leurs contenus tous les 2 à 3 semaines afin de retirer les individus morts.

Avant chaque bioessai, les vers adultes (présence de clitellum) sont prélevés de leurs bacs d'élevage. Ils ont été rincés à l'eau distillée, puis égouttés sur un papier filtre. Ils sont ensuite mis individuellement dans des boîtes de Pétri munies de papier filtre imbibé d'eau distillée. Afin de vider leur tube digestif, les boîtes de Pétri sont mises dans une chambre de culture durant 24 heures, à l'obscurité et à une température de 22 ± 2 °C. Après conditionnement, les vers sont retirés de leurs boîtes et sont aussitôt pesés séparément (poids frais initial : P_1). Enfin, les vers sont prêts à intégrer les différentes batteries de bioessais.

6-1-3- Les containers

Les différents supports utilisés dans les bioessais, représentés dans la figure 43, sont :

- a- Les boîtes de pétri en polystyrène cristal, stérile, classe 100, de diamètre 90 mm.

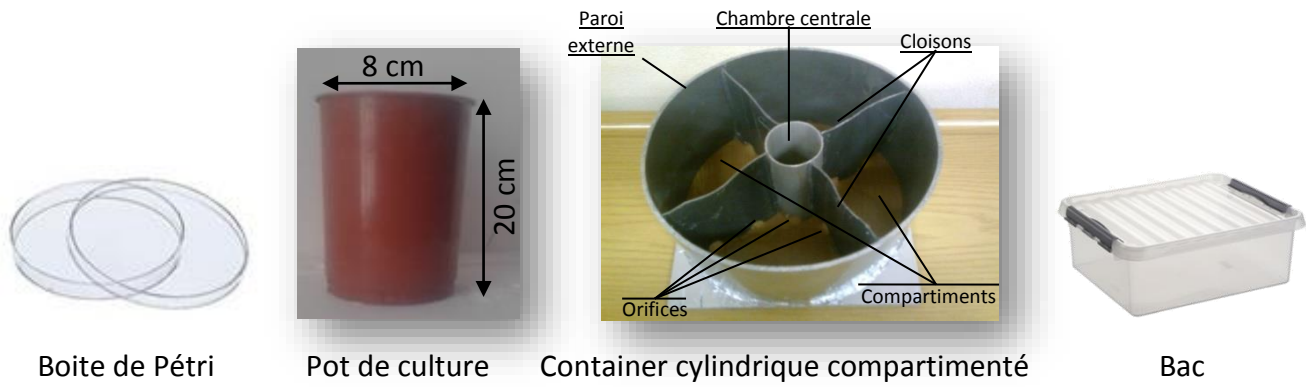


Figure 43 : Le matériel utilisé dans les différents bioessais.



Figure 44 : L'incubation des boites de Pétri dans l'étuve.

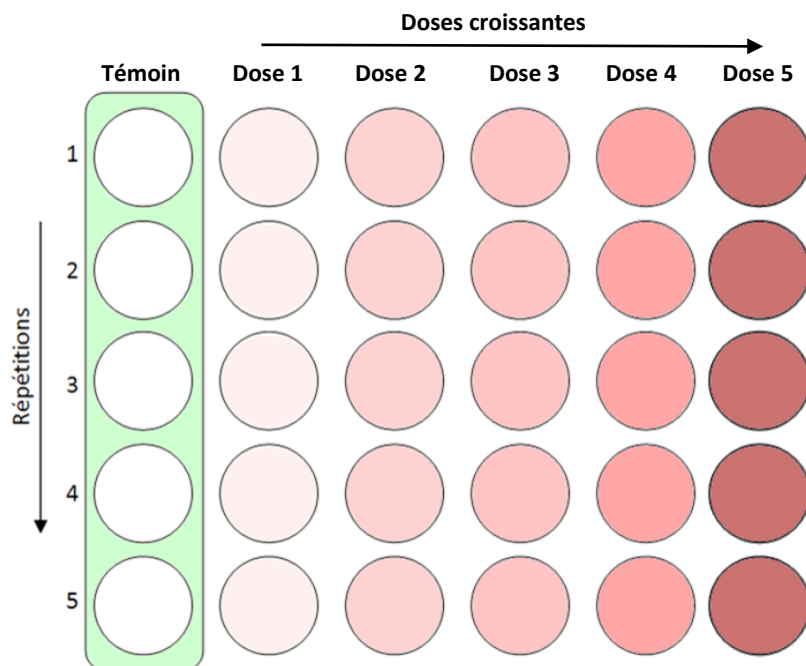


Figure 45 : Le plan expérimental pour l'essai de toxicité aiguë dans les pots de culture.

- b- *Les pots* en polychlorure de vinyle, de forme cylindrique.
- c- *Les containers cylindriques* en polychlorure de vinyle, de 12 cm de hauteur et 20 cm de diamètre. Chaque cylindre est partagé en quatre compartiments triangulaires reliés à une chambre centrale. L'ensemble est muni de trous dans la base (1 cm² de dimension) permettant au vers de terre de circuler entre les différents compartiments.
- d- *Les bacs* en polyéthylène téréphtalate de dimension 15 × 20 cm² et d'une hauteur de 10 cm.

6-2- Les tests de toxicité aigue

En fonction du type de support et de la durée, deux bioessais ont été réalisés :

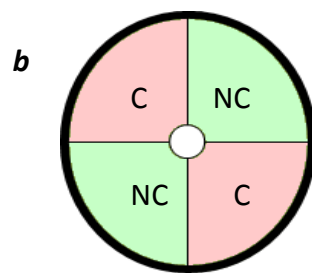
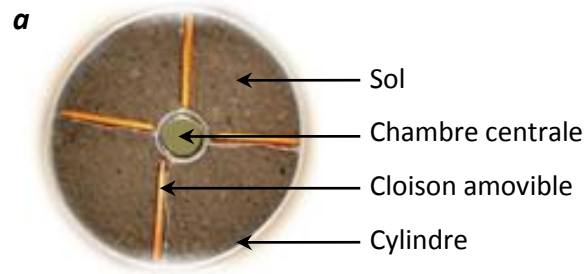
6-2-1- Test de toxicité aigue sur papier filtre

Le test réalisé se base sur la directive n° 207 de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OECD., 1984). Il s'agit d'un test de contact dans lequel les vers de terre sont exposés à des substances chimiques sur un papier filtre. Tel que recommandé par Wang et al. (2012), les flacons ont été remplacés par des boîtes de Pétri (fig. 43). Dans chaque boîte, un papier filtre (Whatman n° 1) est placé d'une manière qu'il recouvre les côtés de la boîte. Ce papier filtre est préalablement traité avec la solution de la dose correspondante, puis séché à l'air libre durant 24 heures, et réhumidifié ensuite avec 2 ml d'eau distillée. Un volume d'eau distillée équivalent a été apporté dans les boîtes servant de témoin (non contaminés). Les vers adultes d'*A. trapezoides* sont introduits dans les boîtes de Pétri à raison d'un ver par boîte. Dix réplicats ont été réalisés pour chaque dose métallique, soit 110 vers au total. Les boîtes sont incubées dans une étuve (fig. 44) à une température de 20 ± 2 °C et une humidité relative d'environ 80 %. La durée du test est de 48 heures.

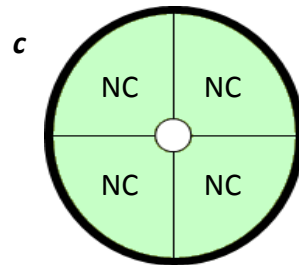
6-2-2- Test de toxicité aigue dans le sol

Ce test a été réalisé selon la même référence précédente (OECD., 1984). Dans notre cas, le sol artificiel a été remplacé par un sol naturel (Römbke et al., 2006). Pour chaque dose, 5 répétitions ont été réalisées. Au total, 30 pots de culture sont mis en expérience selon la figure 45. Dans chaque pot de culture, environ 1 kg du mélange sol-terreau sont utilisés avec les proportions respectives 85 % et 15 %. Les doses métalliques ont été ajoutées selon le plan expérimental. Ainsi, le chlorure de Cd et le nitrate de Pb (sous forme de poudre) ont été bien mélangés au sol. Par la suite, les sols sont réhumidifiés avec de l'eau distillée jusqu'à 80 % de leurs capacités maximales de rétention. Les vers adultes d'*A. trapezoides* sont introduits délicatement dans le sol de façon à obtenir un contact intime avec l'échantillon. Le nombre total de vers utilisés est de 600 vers, à raison de 10 vers par pot.

Les observations ont été réalisées le premier jour (J₁), le septième jour (J₇) et le quatorzième jour (J₁₄), ce qui nous a permis de constater les différents changements et aussi de déterminer la mortalité chez les vers testés. Ainsi, les pots sont vidés de leur sol et les vers sont délicatement séparés du sol. Les vers sont aussitôt testés afin de déterminer la mortalité. Les vers morts sont retirés du sol, comptés et pesés. Les vers survivants sont pesés et ensuite remis dans le sol. La durée du test était de 14 jours.



Pour les doses appliquées des deux ETMs



Pour le témoin

Figure 46 : Plan expérimental du test d'évitement dans les containers (NC : non contaminé ; C : contaminé).

6-2-3- Les mesures et les observations

Elles ont été effectuées en fonction de la durée du test, *i.e.* Après chaque 24 heures pour le premier test et aux 1^{er}, 7^e et 14^e jours pour le second test :

- a- *les biomasses* : elles concernent les vers survivants à chaque étape d'observation. Comparées à celles enregistrées dans les témoins, elles permettront de déterminer l'effet de l'augmentation des doses de l'ETM dans le sol sur la biomasse des vers testés.
- b- *la mortalité* : elle est évaluée en testant la réaction des vers à un stimulus mécanique exercé à leur extrémité antérieure (prostomium). Ainsi, le ver est considéré comme mort lorsqu'il ne répond pas à ce stimulus. Les vers morts sont retirés et notés à chaque étape d'observation. Les données de la mortalité enregistrée en fonction des concentrations permettent de déterminer la concentration létale médiane (CL₅₀).
- c- *les changements* : d'ordre comportementaux ou pathologiques, peuvent être observés chez les vers testés, tels : des gonflements anormaux, des gonflements accompagnés de saignement, l'enroulement et des fragmentations, etc.
- d- *la concentration létale médiane (CL₅₀)* : est déterminée à partir des données des mortalités enregistrées en fonction des doses métalliques durant chaque étape d'observation. La CL₅₀ est obtenue par une équation de régression (théorique) en prenant en compte les Probits des mortalités corrigées et la transformation logarithmique des concentrations (Litchfield et Wilcoxon, 1949).

6-3- Les tests d'évitement

Ces tests ont été développés en 1996 par [Yeardley et al. \(1996\)](#). En 2008, l'ISO. a établi des lignes directrices des tests d'évitement pour un rapide dépistage et l'évaluation de la fonction des sols et de l'influence des contaminants et des produits chimiques sur le comportement des vers de terre. [L'Environnement Canada \(2004\)](#) a également publié une norme pour tester la toxicité des sols contaminés. Ces tests ont une plus grande sensibilité aux contaminants et ont besoin de moins de temps expérimental que les autres tests de toxicité de vers de terre ([Yeardley et al., 1996](#); [Schaefer, 2004](#)).

Dans cette étude, deux protocoles différents ont été réalisés : celui des containers cylindriques compartimentés et celui des bacs ([Yeardley et al., 1996](#)).

6-3-1- Essai dans les containers cylindriques

Chaque container comporte 4 chambres munies de cloisons amovibles (fig. 46_a). Les chambres sont intercalées vis-à-vis de la contamination du sol par l'ETM considéré (fig. 46_b). Le container, dont l'ensemble des chambres comporte des sols non contaminés, est considéré comme témoin (de contrôle) (fig. 46_c). 3 réplicats ont été réalisés pour chaque dose testée (tableau 32). Au total, 18 containers cylindriques sont utilisés pour chaque ETM testé. 500 g de sol séché et tamisé ont été placés dans chaque compartiment, en respectant le plan expérimental (contaminé et non contaminé). Puis, il a été hydraté avec de l'eau distillée. Un nombre de 360 vers ont été utilisés dans ce test, à raison de 10 vers par cylindre. Les vers ont été introduits individuellement à partir de la chambre centrale. Ensuite, les cloisons entre les 4 ont été retirées et le couvercle a été placé au dessus du cylindre pour

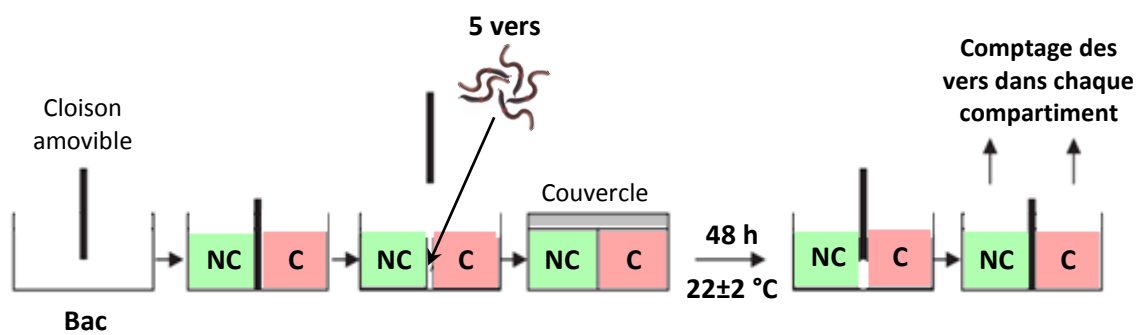


Figure 47 : Plan expérimental du test d'évitement dans les bacs.
 (NC : non contaminé ; C : contaminé).

empêcher la fuite des vers. Les cylindres ont été ensuite placés à l'abri dans un endroit bien aéré à une température de 22 ± 2 °C. Après 48 heures, le couvercle a été retiré et les cloisons réinsérées pour séparer une autre fois les chambres afin d'éviter le mouvement des vers et leur migration de nouveau entre les compartiments. Ensuite, les cylindres ont été vidés par compartiment et les vers séparés de la matrice par tri manuel. Le nombre de vers a été enregistré pour chaque compartiment séparément.

6-3-2- Essai dans les bacs

Les récipients utilisés sont des bacs ordinaires (fig. 44) divisés en deux chambres par une séparation amovible qui comportent deux sols, l'un contaminé l'autre non contaminé. 250 g de sol contaminé et 250 g de sol non contaminé ont été placés dans chaque bac selon le protocole expérimental (fig. 47). Pour chaque dose (tableau 32), 5 répétitions ont été réalisées ce qui fait 30 bacs ont été utilisés pour chaque élément. Dans les bacs témoins, seuls les sols non contaminés ont été placés. Ensuite, les sols ont été réhumidifiés avec de l'eau distillée et les cloisons amovibles ont été retirées. On introduit, par la suite, 5 vers entre les deux sols (fig. 47). Au total, 275 vers ont été utilisés pour chaque ETM testé. Les bacs ont été ensuite fermés à l'aide d'un couvercle troué. L'ensemble des bacs ont été placés dans une chambre de culture bien aérée, à l'obscurité et à une température de 22 ± 2 °C. La durée du test a été de 48 heures. A la fin du test, les séparations amovibles ont été replacées et les bacs vidés de leurs contenus séparément. Les vers ont été aussitôt retirés manuellement et délicatement du sol. Le nombre de vers ont été comptés dans chaque compartiment de chaque bac.

6-3-3- Les mesures et les observations

Pour les deux types de test d'évitement, différentes mesures et observations concernant les vers utilisés ont été effectuées :

- a- *le dénombrement des vers* : il consiste à compter les vers dans chaque compartiment à part. Si un vers est coupé par la partition (amovible) et séparé entre deux compartiments, on note 0,5 pour l'un et 0,5 pour l'autre compartiment.
- b- *les biomasses* : elles sont mesurées à la fin du chaque test pour déterminer l'influence des doses croissantes en ETM dans le sol sur les vers de terre.
- c- *les changements* : les différents changements observable sont notés individuellement.
- d- *la concentration efficace médiane (CE₅₀)* : elle correspond à une adaptation de la méthodologie standard pour le calcul de la CE₅₀ après 48 heures d'expérimentation. Sa valeur est calculée par la méthode des Probits. Les données brutes (évitement) sont initialement transformées selon l'équation suivante :

$$E (\%) = \frac{N_{NC} \times N_C}{N_T}$$

Où : E : évitement ;

N_c : nombre de vers dans le sol contaminé ;

N_{nc} : nombre de vers dans le sol non contaminé ;

N_{nc} : nombre total de vers introduit dans le bac (5 vers).

7- Méthodologie d'interprétation des résultats

Pour mieux apprécier les différents résultats obtenus, les paramètres bio-physico-chimiques étudiés sont reproduits par leurs éléments statistiques pour l'ensemble de la région d'étude, comme suit :

Min.	: la valeur minimale
D ₁	: la valeur correspondant à 10 %
Q ₁	: la valeur correspondant à 25 %
Moy.	: la moyenne arithmétique
Med.	: la valeur correspondant à 50 %
Q ₃	: la valeur correspondant à 75 %
D ₉	: la valeur correspondant à 90 %
Max.	: la valeur maximale
Et.	: l'écart type

A priori, l'homoscédasticité des variances et la normalité des résidus ont été réalisées pour chaque paramètre analysé. Les résultats de ce test ont démontré que l'ensemble des paramètres testés présentent des distributions normales, qui nous permettent de réaliser des tests paramétriques.

Dans le but de détecter les différences entre les différentes situations étudiées, l'analyse de la variance (Anova) à un facteur (effet station) a été effectuée pour chaque paramètre étudié. Cette analyse permettra de mettre en évidence l'effet des activités humaines, d'une part sur les propriétés physicochimiques et les teneurs métalliques des sols, et d'autre part sur la structure et la diversité des populations lombriciennes. Si le résultat du test est significatif, *i.e.* il existe une différence réelle, l'analyse est suivie d'un test post-hoc, celui de Student-Newman-Keuls (SNKt) (Zar, 1999), qui permet de réunir les moyennes en groupes homogènes.

En plus, des comparaisons 2 à 2, à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson, ont été effectuées entre les différents paramètres mesurés. Lorsqu'une corrélation entre deux variables est suspectée, les données sont soumises à une analyse de régression linéaire (simple ou multiple) en utilisant la méthode des moindres carrés. Cette méthode statistique est utilisée pour prévoir les relations entre les différents paramètres. Elle a été réalisée d'une part entre les paramètres physicochimiques et les teneurs métalliques des sols, et d'autre part, entre les teneurs métalliques des vers et ceux des sols correspondants.

Ces différentes analyses ont été, par la suite, complétées et confirmées par des analyses multivariées. Ces méthodes semblent respecter le mieux la démarche écologique. La combinaison entre l'analyse en composantes principale (ACP) et la classification hiérarchique ascendante (CHA) est la mieux adaptée à cette étude. En effet, l'ACP, en définissant de nouveaux indicateurs sous forme d'axes factoriels, résume le maximum de l'information du tableau initial dans un espace géométrique afin d'identifier de nouvelles variables (composantes principales) qui expliqueraient l'ensemble de la variance observée.

La CHA a pour objectif le regroupement de paramètres analysés en un nombre restreint de classes homogènes, autrement dit d'aboutir à une typologie. Pour procéder à l'ACP et interpréter ses résultats, les différents paramètres mesurés ont été introduits comme variables actives (ne contribuent pas à la construction des axes factoriels) ou illustratives (ne contribuent pas, mais aident à les décrire). L'analyse des paliers de décroissance des valeurs propres nous a amené à conserver les axes dont les valeurs propres (*Eigen values*) étaient supérieures à 1 (Kaizer, 1960). Ainsi, les différentes relations existantes, d'une part entre les propriétés physicochimiques des sols et leurs contenus métalliques, et d'autre part, entre les paramètres biologiques et les teneurs corporelles des vers analysés ont été mises en évidence.

Pour les bioessais, les doses létales médianes (DL_{50}) et les concentrations efficaces médianes (CE_{50}) ont été obtenues par l'analyse des Probits selon la méthode de Litchfield et Wilcoxon (1949). Cette analyse est réalisée par le logiciel GraphPad Prism, version 6 (GraphPad Software Inc., 2013). Pour l'effet des ETMs sur la biomasse et le comportement d'évitement, une Anova à un seul facteur a été effectuée sur les mesures biologiques. Cette analyse est suivie par le test post hoc de Dunnett qui permet de comparer chaque groupe de vers testé au groupe témoin.

Pour les différents tests, les seuils de signification utilisés sont :

- $p > 0,05$: non significatif, "ns") ;
- $p < 0,05$: significatif, "*") ;
- $p < 0,01$: très significatif, "**") ;
- $p < 0,001$: hautement significatif, "***").

Pour ces différentes analyses statistiques, nous avons utilisé les logiciels R-Software, version 3.2 (R Development Core Team, 2014) en utilisant le package 'Rcmdr' et le plug-in 'FactoMiner' ; et Statistica, version 12.0 (StatSoft Inc., 2014).

Chapitre 3

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 34 : Résultats des analyses physicochimiques des 40 sols étudiés.

	H	Da	pH	CE	CT	CA	MO	N	C/N	CEC	A	L	S
Min.	17,9	1,40	7,20	1,39	21,3	4,12	0,43	0,12	1,78	14,1	5,00	26,0	39,0
D₁	18,7	1,45	7,34	1,55	25,4	5,62	0,91	0,14	2,92	15,6	9,00	28,0	44,0
Q₁	19,7	1,46	7,43	2,03	28,0	6,97	1,26	0,17	3,43	17,0	10,0	33,0	47,0
Moy.	22,5	1,49	7,54	2,71	31,8	8,16	1,83	0,21	5,24	19,3	13,3	36,5	50,3
Méd.	21,9	1,49	7,51	2,75	30,7	8,04	1,64	0,21	4,34	19,3	13,0	37,0	49,5
Q₃	24,6	1,53	7,68	3,27	36,2	9,79	2,35	0,25	6,04	21,2	15,5	40,0	54,0
D₉	27,0	1,55	7,76	3,94	38,2	10,4	3,17	0,29	8,45	24,1	17,5	42,0	59,0
Max.	29,1	1,63	7,80	4,58	38,7	10,7	3,66	0,33	17,7	26,7	21,0	49,0	61,0
Et.	3,07	0,05	0,16	0,87	4,83	1,71	0,84	0,06	3,13	3,16	3,59	5,30	5,64

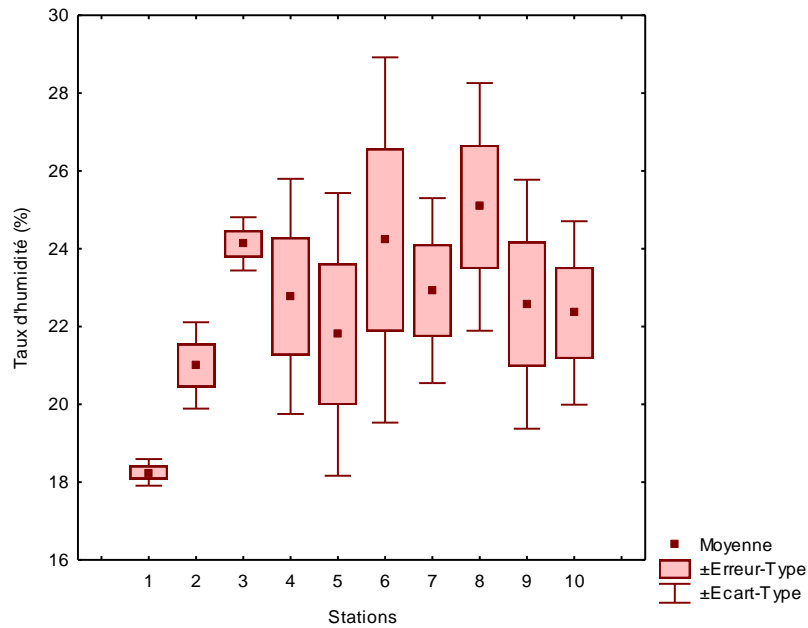


Figure 48 : Répartition des taux d'humidité des sols selon les stations étudiées.

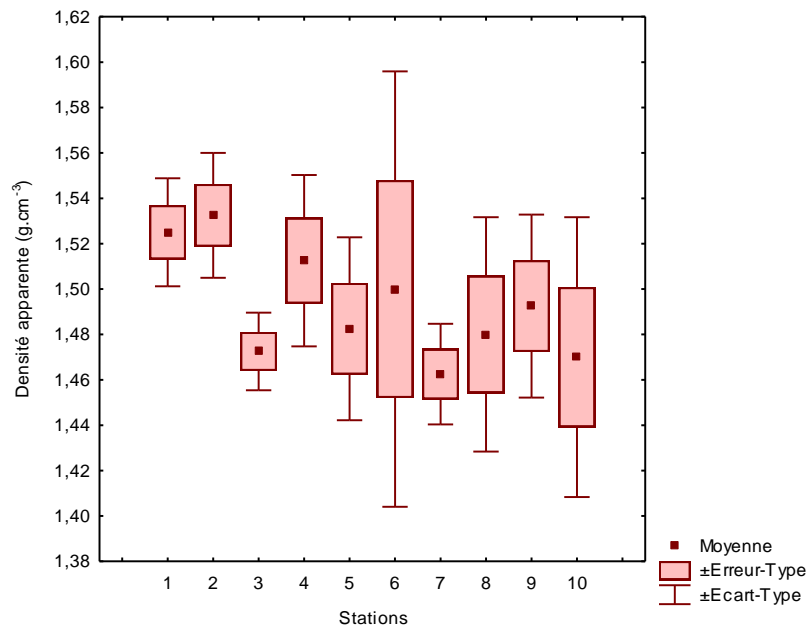


Figure 49 : Répartition des résultats de la densité apparente selon les stations étudiées.

1- Caractérisation physicochimique des sols

La caractérisation physicochimique des sols des bordures de l'oued Rhumel a porté sur les propriétés suivantes : humidité (H), densité apparente (Da), pH, conductivité électrique (CE), calcaire total (CT), calcaire actif (CA), matière organique (MO), azote total (N), rapport (C/N), capacité d'échange cationique (CEC), et la granulométrie (argile (A), limon (L) et sable (S)). Les différents résultats obtenus sont représentés par leurs statistiques élémentaires dans le tableau 34.

1-1- L'humidité du sol (H)

Selon le tableau 34, les résultats ont montré que l'humidité varie de 17,9 % dans la station 1 à 29,1 % dans la station 8. En moyenne, elle est de l'ordre de 22,5 %. Ce qui fait que les sols étudiés présentent une humidité moyenne qui s'explique par les précipitations importantes et les débordements de l'oued lors des crues qui coïncidaient avec la période d'échantillonnage (février à mars 2006). Selon la figure 48, ce taux varie d'une station à l'autre. Ainsi, la station 1 enregistre les taux les plus faibles (18,25 % en moyenne) alors que la station 8 présente un taux élevé (25,07 % en moyenne). Cependant, cette variation se révèle non significative ($F = 1,904$; $p = 0,09$).

1-2- La densité apparente (Da)

Les résultats du tableau 34 révèlent que la Da est en moyenne de l'ordre de 1,49 (entre 1,4 et 1,63). La figure 49 montre que ce paramètre présente une variation très importante dans la station 6, alors que la plus faible variation est observée dans la station 3. Globalement, les stations en amont de la ville de Constantine (principalement, les stations 1, 2 et 4) présentent des valeurs de Da plus élevées que celles qui sont en aval. En revanche, l'analyse de la variance (Anova) n'a pas révélée un effet station significatif pour la Da ($F = 1,020$; $p = 0,444$).

1-3- Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH est un paramètre très important de la dynamique du sol car le degré d'acidité ou de basicité joue un rôle très important sur l'assimilation des éléments dans le sol. Il a une influence sur trois processus importants dans le sol : la biodisponibilité des nutriments, l'activité biologique et la stabilité structurale. La variation du pH dépend des variations saisonnières et du pouvoir tampon du sol (le nombre d'ions en réserve dans le complexe argilo-humique), de l'état hydrique du sol, de sa température et de la présence ou non d'une culture en période de croissance active (Baize, 2000).

Selon le tableau 34, le pH des sols de bordures de l'oued Rhumel varie entre un minimum de 7,2 (dans la station 10) et un maximum de 7,8 (dans la station 4). La moyenne des valeurs du pH de l'ensemble des sols prélevés est de l'ordre de 7,54 avec un écart type de 0,16. D'après le [SSDS. \(1993\)](#), seule la station 8 présente un pH neutre (en moyenne 7,39). Cependant, les autres stations enregistrent des pH légèrement alcalins ($\text{pH} > 7,4$).

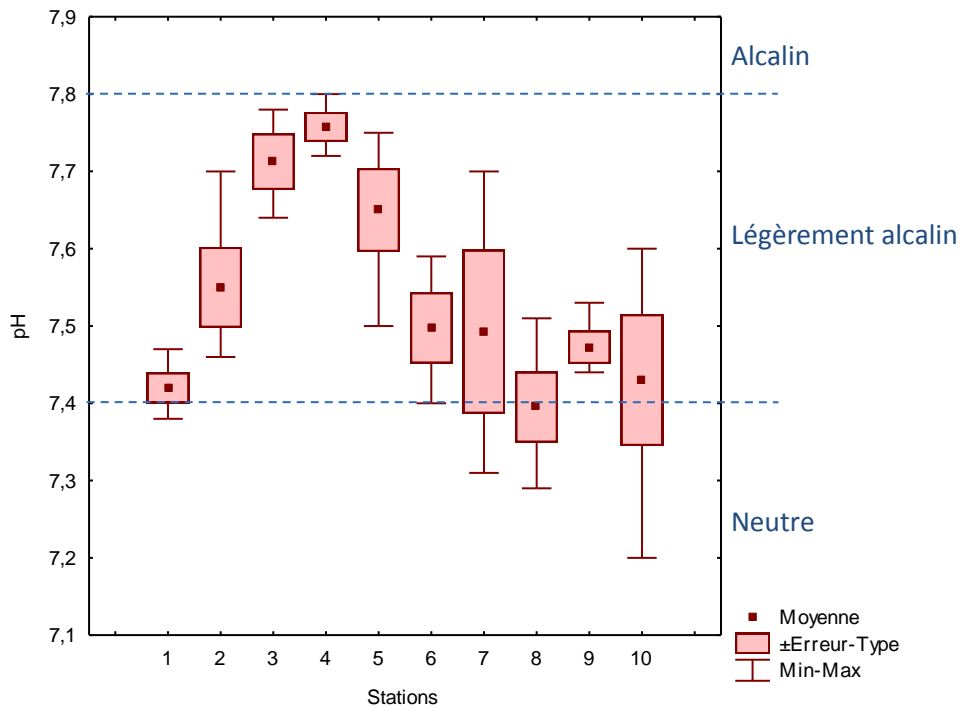


Figure 50 : Répartition des valeurs du pH des sols selon les stations étudiées. (Classes du pH selon [SSDS, 1993](#))

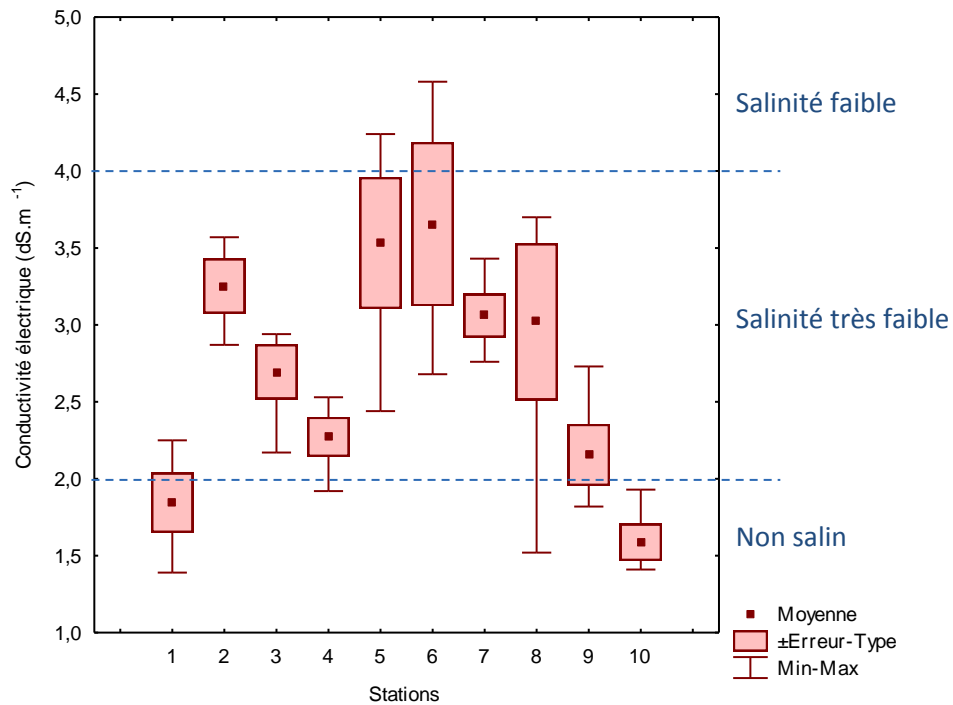


Figure 51 : Répartition des valeurs de la CE des sols selon les stations étudiées. (Classes de salinité selon [SSDS, 1993](#))

Par ailleurs, la figure 50 montre une certaine hétérogénéité entre les stations. Ceci est confirmé par l'Anova qui montre un effet station hautement significatif ($F = 5,2$; $p < 0,001$).

Le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt) a permis de classer les stations étudiées en 5 groupes homogènes. Ainsi, la station 4 présente le pH le plus élevé (en moyenne 7,76), alors que les stations 1, 6, 8, 9 et 10 enregistrent les valeurs moyennes les plus faibles. Les stations 2, 3 et 5 présentent des valeurs de pH intermédiaires. Par ailleurs, la station 7 forme un groupe du fait de la variation importante des valeurs de son pH (fig. 50).

1-4- La conductivité électrique (CE)

La CE est utilisée pour le diagnostic de la salinité des sols. Ce paramètre est en relation avec les cations Ca^{2+} et Na^+ dus principalement à l'altération des roches sous l'influence des facteurs physiques (Girard et al., 2005).

Les résultats des analyses de la CE montrent que les valeurs s'échelonnent de 1,39 à 4,87 dS.m^{-1} avec une moyenne de 2,71 dS.m^{-1} et un écart-type de 0,87 dS.m^{-1} (tableau 34). Selon SSDS. (1993), les sols de la région d'étude sont non salins à faiblement salins. Cette variation des valeurs de la CE entre les 10 stations étudiées est hautement significative ($F = 5,58$; $p < 0,001$).

Selon le SNKt, il ressort que les stations 5 et 6 présentent des CE plus élevées (en moyenne, 3,53 dS.m^{-1} et 3,66 dS.m^{-1} , respectivement). Les groupes intermédiaires formés par les stations 2, 3, 4, 7, 8 et 9 enregistrent des valeurs moyennes de CE. Malgré cette différence (significative), ces deux groupes sont classés dans la catégorie des sols à très faible salinité ($2 < \text{CE} < 4$) (fig. 51). Selon cette figure, seuls quelques échantillons de sol dans les stations 5 et 6 qui dépassent ce seuil et se révèlent faiblement salins ($4 < \text{CE} < 8$). Les deux autres stations, *i.e.* 1 et 10, enregistrent les valeurs les plus faibles de la CE (en moyenne, 1,85 dS.m^{-1} et 1,59 dS.m^{-1} , respectivement). En moyenne, les sols de ces deux stations sont considérés comme non salins ($\text{CE} < 2 \text{dS.m}^{-1}$).

1-5- Le calcaire total (CT)

Le CT représente une réserve lentement mobilisable de calcium. Ce dernier possède un pouvoir flocculant par rapport aux argiles et aux composés humiques, d'où la formation du complexe argilo-humique (Baize, 2000). Il contribue ainsi à l'organisation de la structure et à la stabilité de cette structure. En plus, le CT conditionne la réaction du sol. Ainsi, les faibles teneurs en calcaire sont liées au caractère acide tandis que les fortes teneurs dénotent un milieu basique.

Selon le tableau 34, la teneur en CT des sols la plus élevée (38,7 %) est enregistrée au niveau de la station 4 alors que la plus faible (21,3 %) est enregistrée au niveau de la station 8. La moyenne pour tous les sols étudiés est de l'ordre de 31,8 %. Selon les normes du GEPPA (Groupe d'Etude des Problèmes de Pédologie Appliquée *in* Baize, 1988), 92,5 % des sols des bordures de l'oued Rhumel (soit 37 points) sont riches en CT (fortement calcaires). Ils présentent des taux supérieurs à 25 % de CaCO_3 . En revanche, seuls quelques sols des stations 8 et 10 présentent des taux modérés ($\text{CT} < 25 \%$).

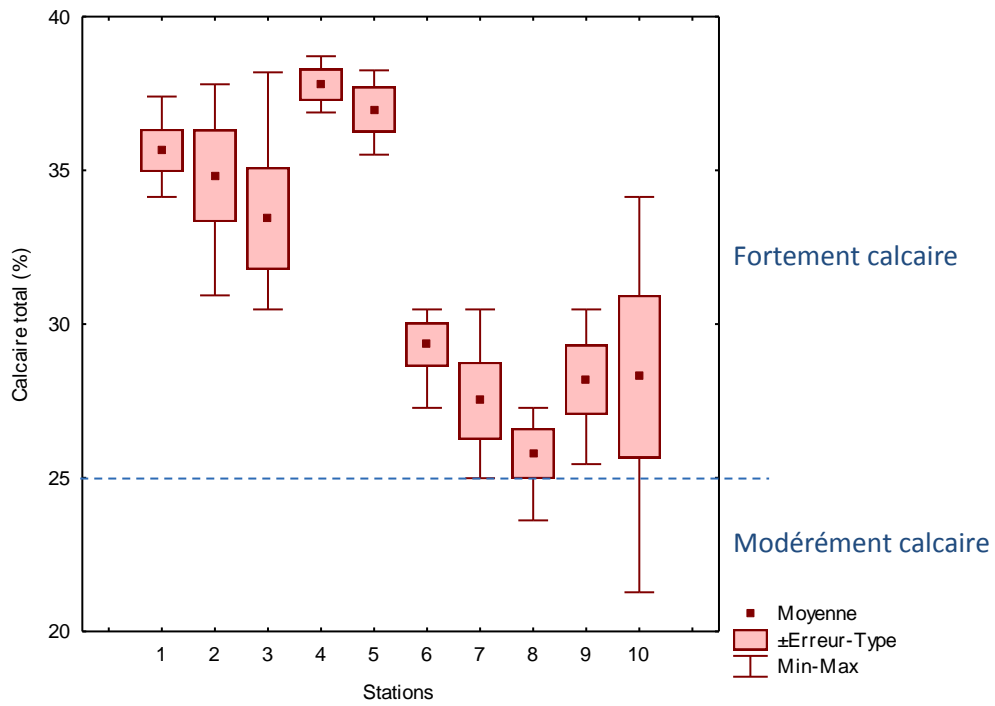


Figure 52 : Répartition des taux de CT des sols selon les stations étudiées.
(Classes du CT selon [GEPPA in Baize, 1988](#))

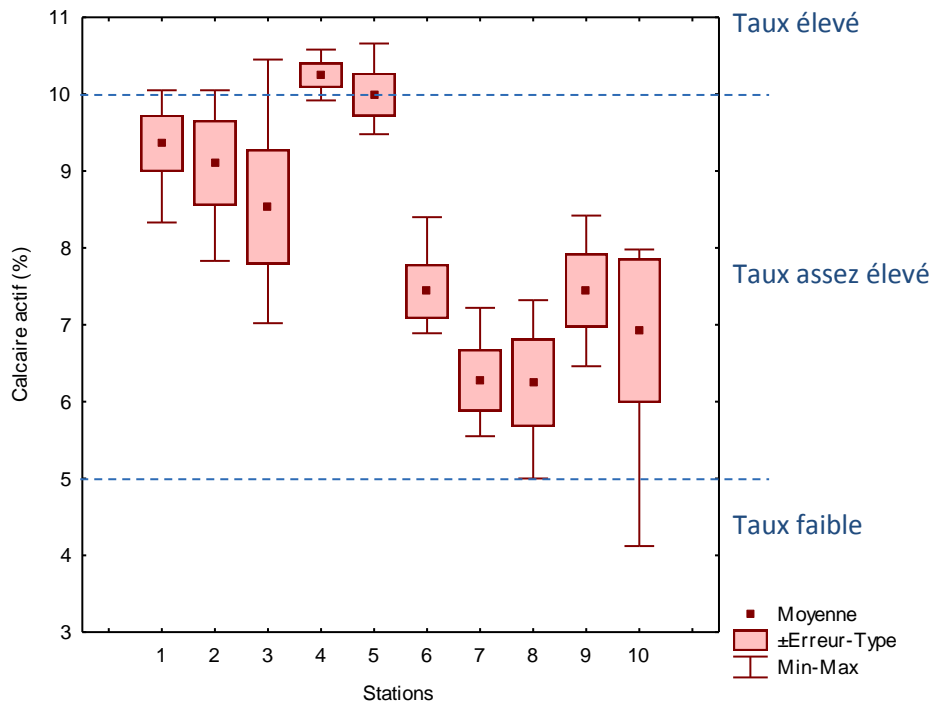


Figure 53 : Répartition des taux de CA des sols selon les stations étudiées.
(Classes du CA selon [Baize, 2000](#))

Selon la représentation graphique des résultats en fonction des stations (fig. 52), une variation du taux de CT apparaît entre les stations en amont et celles en aval de la ville de Constantine (fig. 52). L'Anova effectuée révèle un effet station hautement significatif pour ce paramètre ($F = 11,21 ; p < 0,001$).

Le SNKt permet de regrouper les stations étudiées en deux groupes en fonction des teneurs moyennes en CT. Le premier groupe est formé par les 5 premières stations présentant les taux les plus élevées en CT (soit en moyenne 35,7 %) alors que les autres stations (en aval de la ville de Constantine), qui forment le second groupe, présentent des taux moins élevés, soit 27,8 % de CT en moyenne.

1-6- Le calcaire actif (CA)

Le CA représente la fraction de CaCO_3 qui s'altère rapidement et qui va fournir promptement des ions calcium (Ca^{2+}) dans la solution du sol (Duchaufour, 1991). Il augmente dans le même sens que le CT (Kishchuk, 2000). Les valeurs du CA s'échelonnent en général entre 2 et 35 %. Cependant, il est considéré comme élevé à partir de 7 % (Coppenet et Juste, 1979).

Les résultats du tableau 34 montrent que le taux de CA varie de faible à élevé selon Baize (2000). 75 % des sols étudiées (soit 30 points de prélèvements) enregistrent des taux supérieurs au seuil de 7 %. D'après la figure 53, la station 4 est la plus riche en CA, avec une moyenne de l'ordre de 10,25 %. Cependant, les autres stations présentent en moyenne des taux assez élevés. Par ailleurs, quelques sols de ces dernières stations enregistrent des taux au delà de cette classe. Il s'agit des stations 1, 2, 3 et 4 dont le taux de CA est élevé et les stations 8 et 10 avec des taux faibles.

Globalement, les valeurs les plus élevées sont enregistrées dans les 5 premières stations alors que les plus faibles correspondent à celles des autres stations. L'Anova montre aussi une différence hautement significative entre les stations étudiées ($F = 7,88 ; p < 0,001$). Selon le SNKt, les stations forment 2 groupes homogènes présentant la même composition de stations que pour le CT. De ce fait, la variation du taux de CA dans les sols de bordures de l'oued Rhumel semble suivre celle du CT (fig. 53).

1-7- La matière organique (MO)

La MO du sol joue un rôle très important dans la stabilité du sol, l'augmentation de la capacité de rétention en eau du sol et la fixation des éléments minéraux. Le contenu en MO des sols est influencé globalement par les facteurs climatiques, la végétation, la texture du sol, les conditions topographiques, influençant le microclimat, le drainage et les pratiques culturales (Drouet, 2010). Elle représente ainsi un indicateur important de la dégradation de la qualité des sols.

Selon les normes données par Hazelton et Murphy (2007), les résultats du tableau 34 des dosages de la MO dans les sols étudiés varient d'un taux minimal de 0,43 % (dans la station 9) à un taux maximal de 3,66 % (dans la station 6). En moyenne, les sols des bordures de l'oued Rhumel présentent un taux modéré en MO (de l'ordre de 1,92 %).

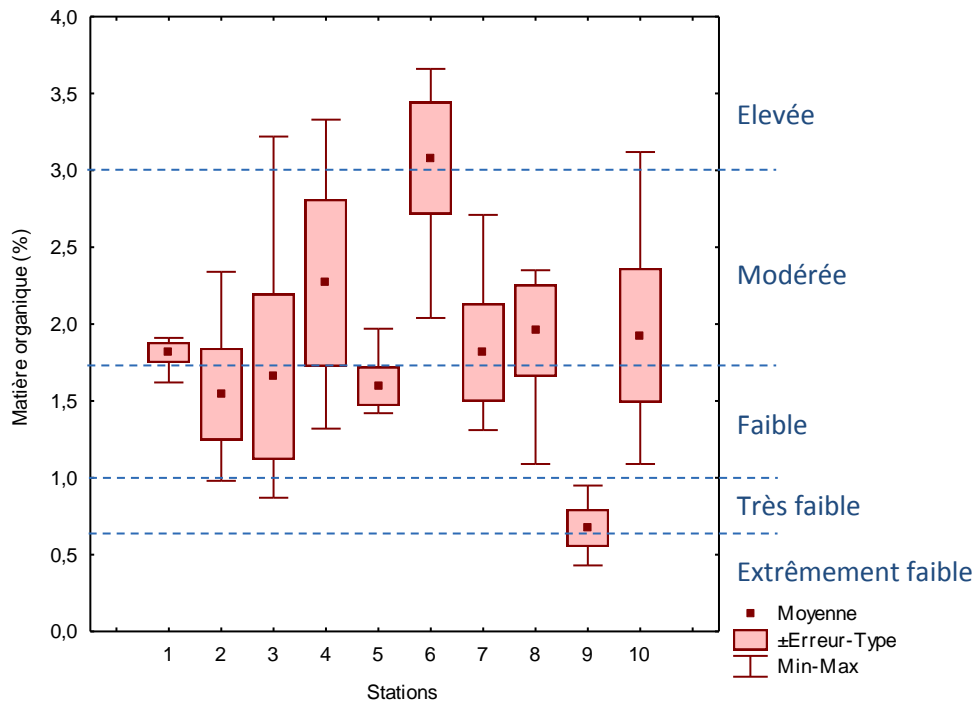


Figure 54 : Répartition des taux de MO des sols selon les stations étudiées. (Classes de la MO selon Hazelton et Murphy, 2007)

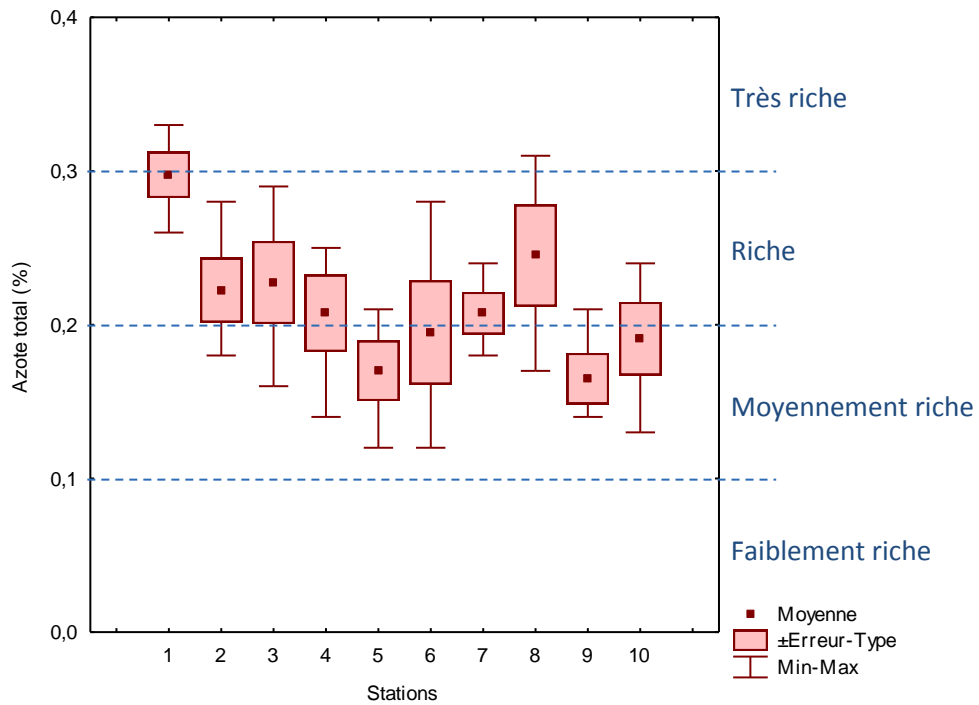


Figure 55 : Répartition des taux de N des sols selon les stations étudiées. (Classes de l'azote selon SSDS, 1993)

Selon la classification proposée par Hazelton et Murphy (2007), 15 % des sols seulement présentent des taux élevés alors que 17,5 % enregistrent des taux très faibles en MO. Le reste des sols présente des taux faibles à modérés en MO (soit 35 % et 32,5 %, respectivement).

La représentation graphique de la variation de la MO (fig. 54) montre une très grande variation des valeurs de la MO en fonction des stations. En effet, l'Anova réalisée fait apparaître un effet station très significatif ($F = 2,982$; $p < 0,01$). Ceci est probablement dû à l'influence de l'effet intra-station puisque de fortes variations des taux de MO sont observées dans les sols de la même station. Par exemple, le taux de MO dans la station 4 est en moyenne de 2,27 % avec un écart type de 1,09 %, *i.e.* la MO varie de 1,32 à 3,33 %. De ce fait, les taux de MO des sols de cette station s'étalent sur 3 classes de MO (*i.e.* faible, modérée et élevée).

Selon le SNKt, la station 6, juste en aval de la ville de Constantine, se révèle la plus riche en MO. Elle enregistre un taux moyen supérieur à 3 %. En revanche, la station 9, située au niveau de la confluence de l'oued Rhumel et l'oued Smendou, contient le taux le plus faible de MO (< 1 %). Les autres stations forment un groupe intermédiaire avec des taux moyens de MO variant entre 1 et 3 %.

1-8- L'azote total (N)

Contrairement à la plupart des autres éléments présents dans le sol, l'azote ne provient jamais de l'altération des roches. Il se retrouve sous 3 formes organique, ammoniacale et nitrique. La forme organique constitue les réserves du sol en cet élément (Baize, 2000). Il est combiné à des atomes de carbone qui constituent la MO.

D'après le tableau 34, les résultats obtenus montrent que l'azote total varie de 0,12 % (dans les stations 5 et 6) à 0,33 % (dans la station 1). Le taux moyen enregistré est de 0,21. Selon les normes du SSSS (1993), les sols des bordures de l'oued Rhumel sont moyennement riches à riches en azote. En revanche, trois sols (2 sols dans la station 1, et 1 dans la station 8) présentent des taux d'azote supérieurs à 0,3 % et sont considérés comme très riches.

L'Anova effectuée sur les taux de N ne permet de déceler qu'un effet station significatif ($F = 2,650$; $p = 0,022$). Selon le SNKt, la station 1 se distingue de l'ensemble par un taux élevé de N (fig. 55). Malgré la variation du taux de N dans les autres stations (moyennement riches à riches en N), elles forment un seul groupe présentant des taux moyens homogènes.

1-9- Le rapport C/N

Le rapport C/N est un indicateur du bon fonctionnement du sol. Il est souvent utilisé pour évaluer le degré d'évolution de la MO et son aptitude à se décomposer plus ou moins rapidement dans le sol. Cette décomposition est assurée par les microorganismes du sol. En fait, le carbone sert avant tout comme source d'énergie pour ces organismes alors que l'azote est converti en acides aminés ou en azote ammoniacal par hydrolyses et désaminations (Duchaufour, 1991).

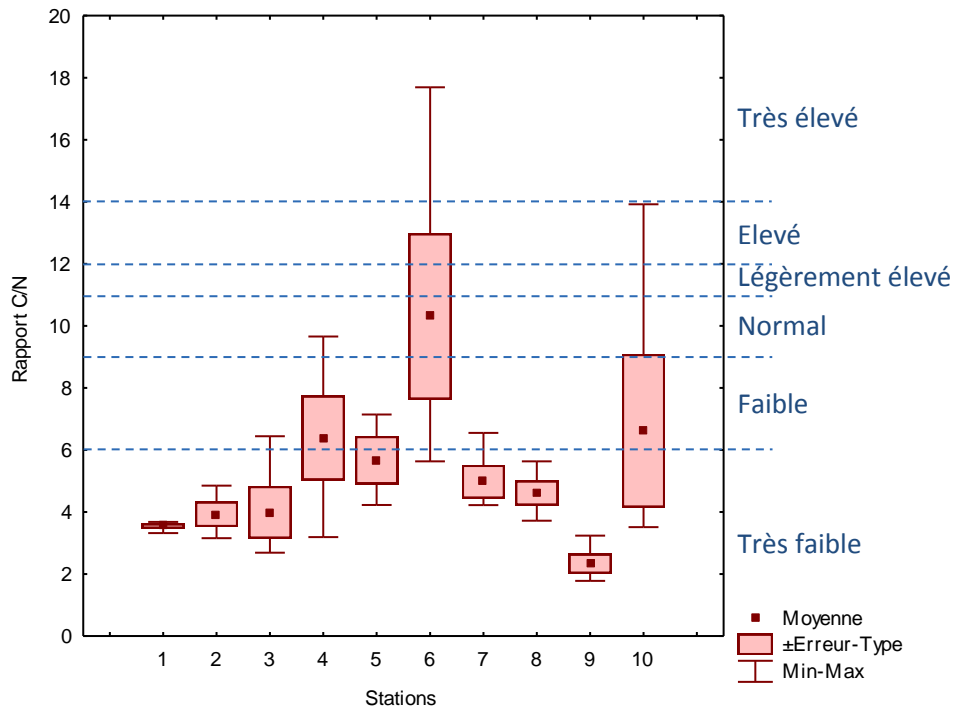


Figure 56 : Répartition des ratios C/N des sols selon les stations étudiées.
(Classes du ratio C/N selon LCA, 2008)

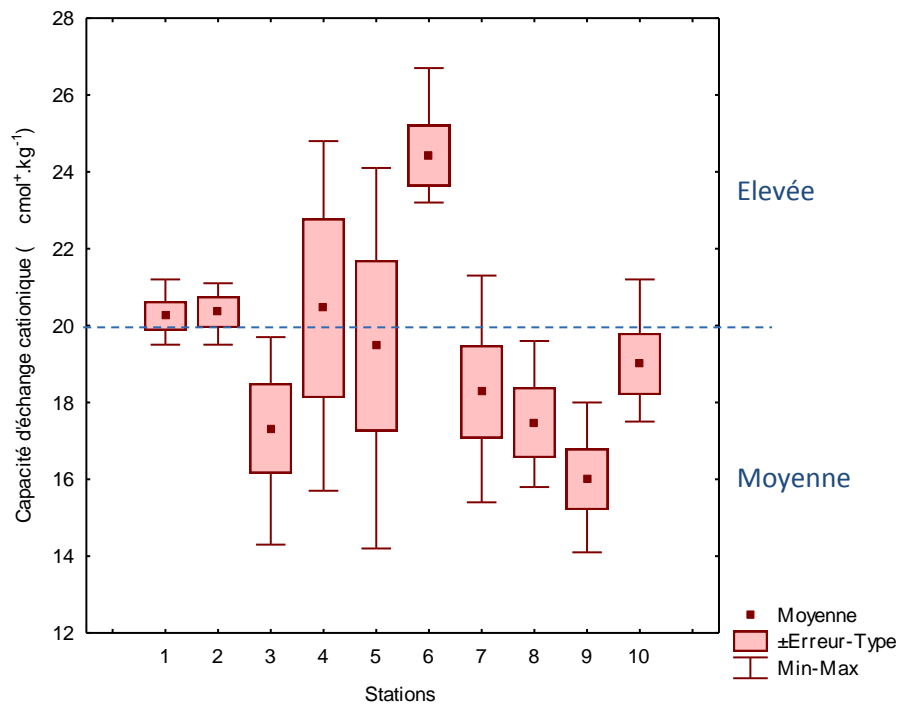


Figure 57 : Répartition des résultats de la CEC des sols selon les stations étudiées.
(Classes de la CEC selon Baize, 2000)

D'après le tableau 34, les valeurs de ce ratio varient de 1,78 dans la station 9 à 17,7 dans la station 6. Selon les normes du [LCA. \(2008\)](#), les sols des bordures de l'oued Rhumel présentent toutes les classes de C/N (fig. 56). Cependant, la valeur moyenne de ce rapport de la région d'étude est très faible (5,24). Ceci est le cas de la majorité des stations étudiées qui enregistre des valeurs inférieures à 6 % (fig. 56), correspondant à une décomposition rapide de la MO dans ces sols.

L'Analyse de la variation de ce rapport révèle un effet station très significatif ($F = 2,863$; $p < 0,01$), avec 3 groupes homogènes (selon le SNKt). Le premier, formé par la station 6, se distingue par un rapport normal (en moyenne 10,3) et une bonne décomposition de la MO. La station 9, qui forme le deuxième groupe, enregistre la valeur la plus faible, soit 2,31. Toutes les autres stations forment un groupe intermédiaire avec des moyennes allant de 3,55 à 6,39. A l'exception d'un point de prélèvement de la station 4, dont le sol enregistre un taux normal. Ces sols présentent des rapports faibles à très faibles ce qui peut être expliqué par une décomposition rapide de la MO.

1-10- La capacité d'échange cationique (CEC)

La CEC correspond à la quantité de cations qu'un sol peut retenir sur son complexe adsorbant à un pH donné. Autrement dit, cette mesure représente la totalité des charges négatives disponibles pour la fixation des bases échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+). Cette propriété dépend ainsi des taux d'argile et de l'humus dans le sol et des valeurs du pH ([Duchaufour, 1991](#)).

Selon le tableau 34, les valeurs de la CEC varient de 14,1 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ (dans la station 9) à 26 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ dans la station 6, alors qu'elles ne sont en moyenne que de l'ordre de 19,3 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$. Selon les normes données par [Baize \(2000\)](#), plus de 25 % des sols de bordures de l'oued Rhumel présentent des CEC élevées alors que le reste (soit moins de 75 % des sols) enregistre des CEC moyennes.

La figure 57 montre que la CEC diffère d'une station à une autre. Selon [Baize \(2000\)](#) :

- la CEC est moyenne si sa valeur est comprise entre 10 et 20 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ ce qui correspond aux stations 3, 5, 7, 8 et 9 ;
- la CEC est élevée si sa valeur est comprise entre 20 et 30 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ ce qui correspond aux stations 1, 2, 4, 6 et 10.

L'Anova effectuée sur les données de la CEC confirme cette variation avec un effet station très significatif ($F = 3,341$; $p = 0,006$). Cependant, le SNKt regroupe les stations en 3 groupes homogènes. Le premier groupe est représenté par la station 6 dont la valeur de la CEC est, en moyenne, la plus élevée (24,43 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$). Les stations 3, 7, 8 et 9 forment le 2^e groupe avec les valeurs moyennes les plus faibles. Le reste des stations (*i.e.* 1, 2, 4, 5 et 10) forme le 3^e groupe (intermédiaire).

Tableau 35 : Les résultats de l'analyse granulométrique représentant les moyennes en fonction des 10 stations étudiées et leurs classes texturales.

Stations	Fractions granulométriques			Classe texturale
	Argile	Limon	Sable	
1	11,0±1,8 _a	35,8±1,9 _{bc}	53,8±1,3 _{cd}	Limono-sableux
2	11,3±2,2 _a	29,3±1,5 _a	59,5±1,3 _e	Limono-sableux
3	13,8±1,7 _a	39,0±2,5 _{bcd}	46,3±2,2 _{ab}	Limoneux
4	11,0±2,7 _a	40,3±1,3 _{cd}	47,8±2,5 _{abc}	Limoneux
5	13,0±3,2 _a	43,5±3,9 _d	43,5±3,7 _a	Limoneux
6	13,5±7,0 _a	38,5±4,0 _{bcd}	48,5±1,3 _{abc}	Limoneux
7	15,8±2,2 _a	34,5±1,7 _b	51,0±0,8 _{bc}	Limoneux
8	14,0±4,2 _a	37,3±3,9 _{bc}	48,8±6,2 _{abc}	Limoneux
9	14,5±3,1 _a	27,3±1,3 _a	57,5±3,4 _{de}	Limono-sableux
10	14,8±4,3 _a	39,3±5,6 _{bcd}	46,3±6,7 _{ab}	Limoneux

a,b,c,d : groupes homogènes issus du test post-hoc de SNKt.

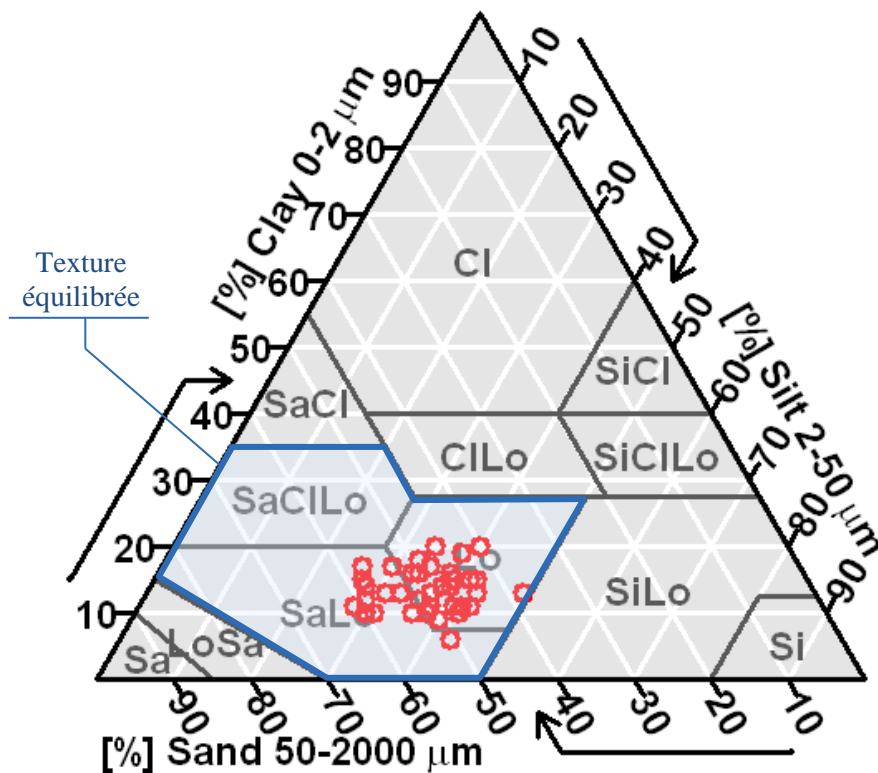


Figure 58 : Projection des résultats granulométriques des sols sur le triangle textural américain (SSDS, 1993).

1-11- La granulométrie

La composition granulométrique d'un sol correspond aux particules de dimensions variées : sable, limon et argile. Ces proportions peuvent être ensuite reportées sur un triangle textural qui regroupe les différentes classes texturales des sols (13 classes pour le triangle textural américain). Cependant, ces classes sont regroupés dans 4 grandes catégories de texture : argileuse, limoneuse, sableuse et équilibrée. Ainsi, la projection des 3 fractions texturales permet de déterminer la texture et la catégorie du sol en question.

Concernant la fraction argileuse (A), elle correspond aux particules dont les dimensions sont inférieures à 2 μm . Selon le tableau 34, le taux d'argile est en moyenne de 13,3 %. Il varie entre 5 % et 21 %. Par ailleurs, les stations 1 et 4 enregistrent le taux moyen le plus faible (soit 11 %) alors que le plus élevé (15,8 %) est obtenu dans la station 7 (tableau 35). En général, les taux de cette fraction augmentent de l'amont vers l'aval, cependant, cette variation s'est révélée non significative ($F = 0,835$; $p = 0,590$).

La fraction limoneuse (L), correspondant aux particules dont les dimensions sont comprises entre 2 et 50 μm , varie de 26,0 % à 49,0 %, alors que le taux moyen de limon est de l'ordre de 36,5 % (tableau 34). L'Anova montre un effet station hautement significatif ($F = 15,13$; $p < 0,001$). Selon le tableau 35, le SNKt révèle que la station 5 présente le taux le plus élevé (43,5 %) alors que les stations 2 et 9 ont les plus faibles taux (29,3 et 27,3, respectivement).

La fraction sableuse (S) correspond aux particules dont les dimensions sont comprises entre 50 μm et 2 mm. Elles varient de 39,0 % à 61,0 %, avec une moyenne de l'ordre de 50,3 % (tableau 34). Cette fraction est donc la fraction la plus importante dans les sols étudiés, comparativement aux deux précédentes. Cependant, le tableau 35 présente des variations hautement significatives entre les stations ($F = 10,75$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, la station 5 renferme moins de sables, alors que la station 2 enregistre le taux le plus élevé.

La projection des résultats des 3 fractions granulométriques des sols étudiés sur le triangle textural américain (SSDS., 1993) a été réalisée par le logiciel R-Software, en utilisant le package 'soiltexture' (fig. 58). D'après cette figure, les sols des bordures de l'oued Rhumel présentent une texture équilibrée avec deux classes texturales : limoneuse et limono-sableuse. En moyenne, le tableau 35 montre que les sols des stations 1, 2 et 9 ont une texture limono-sableuse alors que le reste des stations présentent une texture limoneuse.

1-12- Discussion des propriétés physicochimiques des sols

Les sols des bordures de l'oued Rhumel qui ont fait objet de cette étude sont, en général, des alluvions fluviales, peu évoluées, de formation récente très souvent inondés par les crues durant la période des pluies (Mébarki, 2005). Selon Lozet et Mathieu (2002), un sol alluvial est un sol azonale constitué de dépôts relativement récents et ne présente donc pas de développement de profil. Ce type de sol est chimiquement peu altéré (Duchaufour, 1991) dont les propriétés physicochimiques sont essentiellement celles des matériaux d'origines transportés, ce qui fait qu'ils sont extrêmement variables. D'après Halitim (1988), les sols alluviaux des zones semi-arides de l'Algérie sont rattachés aux grands groupes des Torrifluents et Ustifluents de la *Soil Taxonomy* (SSDS., 1993). Ces sols se distinguent

Tableau 36 : Matrice des corrélations entre les propriétés physicochimiques des sols étudiés.

	H	Da	pH	CE	CT	CA	MO	N	C/N	CEC	A	L	S
H	1,000												
Da	-0,493***	1,000											
pH	ns	ns	1,000										
CE	ns	ns	ns	1,000									
CT	ns	ns	0,370***	ns	1,000								
CA	-0,387*	ns	0,572***	ns	0,946	1,000							
MO	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1,000						
N	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1,000					
C/N	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,794***	ns	1,000				
CEC	ns	ns	ns	ns	ns	0,344*	0,338*	0,358*	ns	1,000			
A	0,519***	-0,963***	ns	ns	-0,358*	-0,353*	ns	ns	ns	ns	1,000		
L	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,356*	ns	0,352*	ns	ns	1,000	
S	ns	0,457**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0,377*	ns	ns	-0,852***	1,000

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

Tableau 37 : Résultats de l'ACP réalisée sur les propriétés physicochimiques des sols étudiés.

Propriété	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4	CP 5
H	-0,717	0,064	0,203	-0,039	-0,238
Da	0,771	-0,147	-0,223	0,524	-0,131
pH	0,273	0,577	0,442	-0,120	-0,303
CE	-0,324	0,385	-0,066	0,062	-0,283
CT	0,700	0,536	0,313	-0,250	-0,099
CA	0,709	0,495	0,316	-0,247	-0,105
MO	-0,176	0,615	-0,680	0,036	-0,200
N	0,339	-0,067	-0,567	-0,440	0,289
C/N	-0,365	0,634	-0,343	0,273	-0,383
CEC	0,260	0,347	-0,470	-0,532	0,037
A	-0,795	0,009	0,147	-0,546	-0,018
L	-0,036	0,771	0,032	0,323	0,520
S	0,419	-0,699	-0,193	-0,138	-0,509
Valeur propre	3,435	3,028	1,670	1,392	1,068
Variabilité totale cumulée (%)	26,424	49,714	62,558	73,268	81,484

CP : composante principale

d'une part par leur position géomorphologique et leur origine, d'autre part par leur régime hydrique. Ils ont en commun des caractères particuliers : absence de structure, texture hétérogène variable d'un point à un autre, grande porosité et bonne aération superficielle, absence de différenciation du profil (Duchaufour, 1991). D'après l'Association Française pour l'Étude du Sol (AFES, 1995), les sols alluviaux peuvent être relativement homogènes ou présentent une grande hétérogénéité minéralogique et granulométrique qui reflète la diversité des matériaux géologiques et pédologiques situés en amont du bassin versant.

D'après les différents résultats physicochimiques, les sols des bordures de l'oued Rhumel présentent une certaine hétérogénéité physicochimique. Cependant, ils présentent une texture équilibrée (limoneuse et limono-sableuse), avec un faible taux en argile (environ 13 %). De ce fait, la porosité serait importante, favorisant la circulation de l'air et de l'eau. En revanche, l'humidité est moyennement faible. Selon Musy et Soutter (2003), l'humidité du sol détermine de façon essentielle la variation des caractéristiques des sols, en particulier la CE. Dans le cas des sols étudiés, elle présente une faible liaison (non significative) avec la CE. Cependant, elle augmente significativement avec les teneurs des sols en argile (tableau 36).

Concernant la CE, les sols étudiés sont loin d'être salins ce qui favorise le développement des organismes vivants. Dans le cas des stations 5 et 6, la CE se rapproche du seuil de salinité de 4 dS.m^{-1} (Calvet, 2003), ce qui accroît la pression osmotique dans le sol qui peut affecter la croissance des organismes du sol. Selon le tableau 36, la CE ne semble pas être liée aux autres caractéristiques physicochimiques.

Pour le pH, les sols étudiés sont neutres à légèrement basiques probablement du fait de la nature du matériel géologique à prédominance de calcaires (Mébarki, 1984). Le pH présente des corrélations positives et hautement significatives avec les taux de CT et CA (tableau 36). Théoriquement, à la pression atmosphérique et en présence d'un excès de calcaires, le pH de la solution du sol est de 8,5. Cependant, les valeurs enregistrées sont légèrement inférieures mais restent dans l'intervalle des valeurs du pH pour les sols calcaires, *i.e.* 7,3 et 8,5 (selon Baize et Jabiol, 2011). Cette diminution peut être expliquée par la teneur des sols en MO qui, en raison de leur constante de dissociation plus élevée que celle des acides carboniques et bicarboniques, peut abaisser le pH du sol jusqu'à 7 (Le Tacon, 1978). Selon cet auteur, le pH de la solution du sol, en présence de calcaire, dépend essentiellement de la teneur en MO totale et hydrosoluble.

Les taux de CT enregistrés sont à l'origine de la roche-mère. Les eaux de l'oued Rhumel jouent un rôle dans la dissolution des croûtes calcaires feuilletées qui caractérisent ses berges d'où les taux élevés en CA. Dans 75 % des sols étudiées (soit 30 points de prélèvement), le taux de CA est élevé ($> 7 \%$), ce qui présente un risque pour les organismes du sol (action chlorosante pour le végétal). Proposé par Baize (2000), le rapport CA/CT permet de caractériser des unités cartographiques en domaine calcaire. Ainsi, il apparaît que les valeurs de cet indice varient de 0,19 à 0,28, ce qui est relativement faible. Ces taux caractérisent surtout les sols développés sur calcaires durs avec peu de fragmentation des blocs et une dominance de la décarbonatation affectant les particules fines (Baize, 2000).

Concernant la fraction organique, les sols des bordures de l'oued Rhumel présentent des taux faibles à modérés en MO et sont moyennement riches à riches en N. Selon Le Tacon

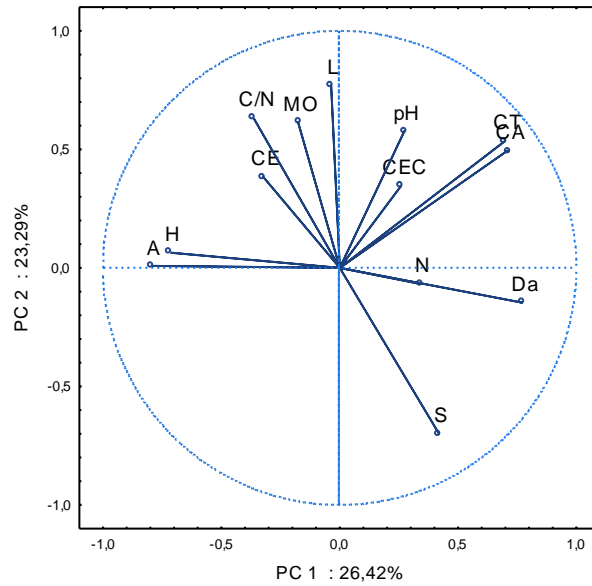


Figure 59 : Corrélations entre les propriétés physicochimiques des sols étudiés.

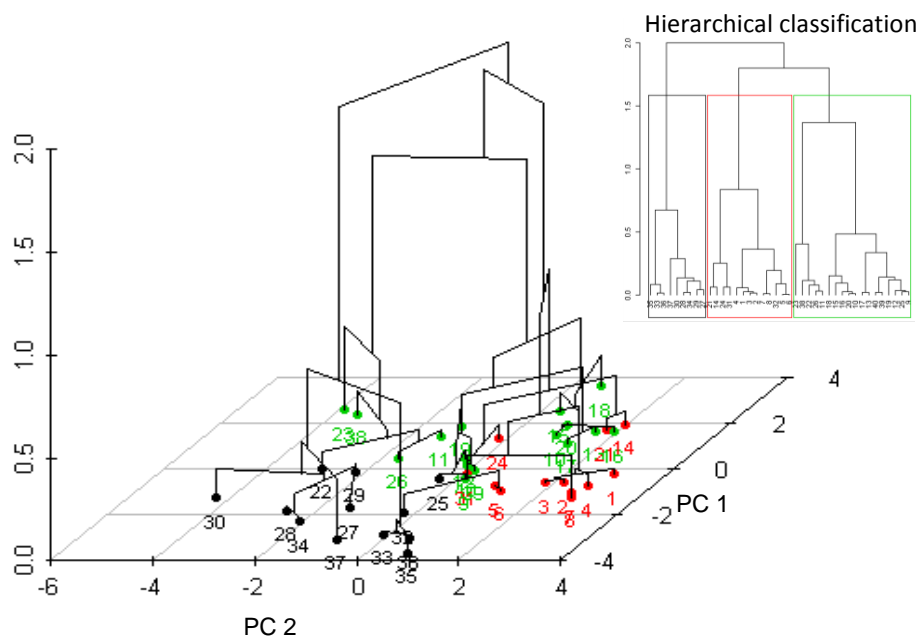


Figure 60 : Résultats de la CHA et projection des sols étudiés (2D et 3D) selon les deux premiers axes de l'ACP réalisée.

Tableau 38 : Typologie des 3 classes de sols obtenues par la CHA (valeurs moyennes).

Classe	Stations	Nombre de sols	Argile	Limon	Sable	pH	CT	MO	CEC
1	1,2,4,6,8	13	10,46	35,15	54,46	7,49	33,26	2,16	20,12
2	3,4,5,6,7,10	18	14,44	39,50	46,22	7,64	33,59	1,96	19,84
3	7,8,9,10	9	14,89	32,22	52,44	7,39	26,00	1,12	17,03

(1978), la présence de calcaire provoque une augmentation de la teneur en MO totale, ainsi que son incorporation sur une grande épaisseur. A ces modifications quantitatives s'ajoutent des modifications qualitatives surtout pour la fraction non extractible par les réactifs alcalins, *i.e.* la fraction d'humine. Cette fraction est protégée physiquement par de fines particules de CaCO₃ et par conséquent résiste à l'action des microorganismes. En plus, la quantité de N minéral mis à la disposition des organismes vivants est beaucoup plus faible dans les sols carbonatés. Elle est donc peu évoluée (Duchaufour, 1991). Cependant, les faibles valeurs du ratio C/N traduisent une décomposition rapide (LCA., 2008). En effet, les sols alluviaux, à texture grossière, sont soumis à une alternance de sécheresse et d'humidité qui favorise leur oxygénation provoquant une minéralisation rapide de la MO. Cette décomposition est encore plus rapide à des températures élevées, si bien que les sols des climats chauds ont tendance à contenir moins de MO que ceux des climats frais (SoCo. : Soils Conservation – European Commission, 2009). La formation de l'humus est alors limitée (Duchaufour, 1991).

Pour la CEC, les sols étudiés présentent des valeurs moyennes à élevées expliquant leur grande capacité à retenir des cations dans le sol et par conséquent des ETMs. Selon le tableau 36, la CEC n'est corrélée significativement qu'avec la fraction organique. En revanche, elle présente une liaison positive, mais non significative, avec la fraction fine, *i.e.* l'argile. Selon Saidi et al. (2008), les propriétés cumulées des argiles et des MO (complexe argilo-humique) contrôlent la capacité de rétention des sols.

Pour une meilleure appréciation des différentes relations existantes entre les paramètres étudiés, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée sur l'ensemble des données des 40 points de prélèvements. Elle a permis de résumer 81,48 % de l'information totale sur les 5 premiers axes (tableau 37). La figure 59 représente les deux premiers axes qui résument respectivement 26,42 % et 23,29 % de l'information totale. L'examen de ce plan factoriel permet de visualiser les corrélations enregistrées entre les différentes propriétés des sols. En effet, la figure montre une typologie générale déjà observée sur la matrice des corrélations (tableau 36). Ainsi, le premier axe (PC 1) oppose la teneur des sols en argile à la teneur des sols en calcaires (CT et CA), la Da et la fraction sableuse. Pour le deuxième axe (PC 2), la teneur des sols en sable s'oppose à celles en limon, au pH et à la fraction organique. Globalement, on peut observer que les propriétés des sols étudiés sont beaucoup plus liées à la teneur des sols en limon. Cependant, la fraction argileuse semble expliquer le taux d'humidité alors que la Da est dépendante de la fraction grossière des sols (sable). Par ailleurs, l'axe 3 (non représenté) semble présenter des dépendances positives entre le pH et les taux en calcaires, et de l'autre côté (négatif) entre la CEC et la fraction organique des sols étudiés.

In fine, une classification hiérarchique ascendante (CHA) est effectuée sur la matrice des résultats de l'ACP. Cette analyse a permis de regrouper les sols en 3 groupes (fig. 60), dont les propriétés sont significativement corrélées. Toutefois, cette différenciation semble être établie en fonction des fractions granulométriques, *i.e.* argile, limon et sable. Ainsi, le tableau 38, à travers les valeurs moyennes, montre la typologie des 3 types de sols dans la région étudiée. Les autres propriétés physicochimiques sont reportées dans le tableau à titre indicatif afin de compléter la typologie de ces groupes de sols.

Tableau 39 : Teneurs totales des ETMs dans les sols étudiés ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Sites	Cd _T	Cr _T	Cu _T	Ni _T	Pb _T	Zn _T
1	0,68 ± 0,02 _a	51,1 ± 4,2 _a	12,6 ± 0,7 _a	22,9 ± 1,8 _{ab}	15,6 ± 0,8 _a	76,6 ± 3,3 _a
2	0,87 ± 0,05 _{ab}	59,2 ± 5,4 _{abc}	13,8 ± 0,8 _a	21,7 ± 1,5 _a	16,8 ± 1,0 _a	88,6 ± 5,6 _{ab}
3	0,95 ± 0,05 _{ab}	56,0 ± 2,2 _{ab}	12,9 ± 2,1 _a	24,2 ± 1,8 _{abc}	20,2 ± 1,6 _{ab}	81,0 ± 3,3 _a
4	0,94 ± 0,11 _{ab}	74,0 ± 8,5 _d	25,0 ± 5,1 _b	25,2 ± 3,4 _{abc}	31,5 ± 4,9 _c	90,6 ± 16,2 _{ab}
5	1,32 ± 0,23 _b	69,8 ± 7,7 _{cd}	26,3 ± 2,3 _b	25,1 ± 1,0 _{abc}	37,6 ± 7,0 _{cd}	117,8 ± 8,3 _c
6	2,34 ± 0,54 _c	74,5 ± 2,1 _d	28,9 ± 6,9 _b	27,6 ± 0,6 _{bcd}	53,9 ± 5,2 _e	114,2 ± 19,9 _{bc}
7	1,05 ± 0,22 _{ab}	68,4 ± 9,4 _{cd}	27,1 ± 1,7 _b	29,1 ± 4,0 _{cd}	40,7 ± 3,0 _d	108,3 ± 16,4 _{bc}
8	1,04 ± 0,15 _{ab}	66,2 ± 3,9 _{bcd}	18,3 ± 2,4 _a	30,5 ± 1,4 _d	34,9 ± 4,1 _{cd}	108,5 ± 12,6 _{bc}
9	1,11 ± 0,09 _{ab}	58,6 ± 2,4 _{abc}	18,0 ± 2,1 _a	28,2 ± 1,5 _{cd}	34,7 ± 4,8 _{cd}	97,7 ± 11,2 _{abc}
10	1,06 ± 0,10 _{ab}	49,7 ± 3,2 _a	15,4 ± 6,8 _a	29,2 ± 4,2 _{cd}	24,5 ± 4,3 _b	94,0 ± 9,2 _{abc}
L1	0,78	83,0	24,0	34,0	44,0	100,0
L2	0,41	59,5	38,9	29	27	70
Nb1	36	1	13	0	6	16
Nb2	40	23	0	10	24	40

a,b,c,d,e : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt.

L1 : limites des teneurs en ETMs dans les sols non-pollués établies par Kabata-Pendias et Pendias (1992) ;

L2 : moyennes des teneurs en ETMs des sols dans le monde entier établies par Kabata-Pendias (2011) ;

Nb1: nombre de sols dont la teneur totale est supérieure au seuil de sols non pollués ;

Nb2 : nombre de sols dont la teneur totale est supérieure à la teneur moyenne des sols dans le monde.

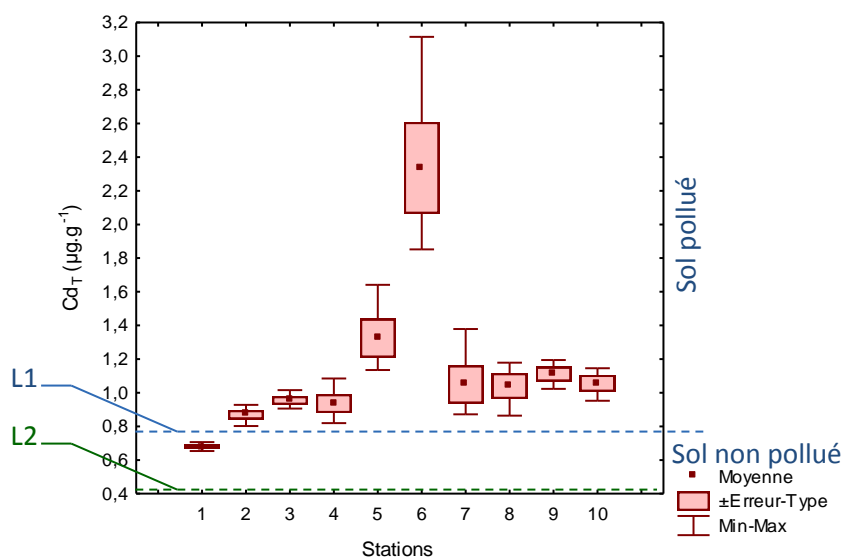


Figure 61 : Répartition de la fraction totale en Cd en fonction des stations étudiées.

2- Teneurs métalliques des sols des bordures de l'oued Rhumel

L'analyse des contenus des sols étudiés en ETMs comporte le dosage de quatre fractions, à savoir la fraction totale et 3 fractions séquentielles (soluble, échangeable et liée aux carbonates). Les résultats sont représentés par leurs moyennes et leurs écart-types pour chaque station. En plus, les lettres associées représentent les groupes homogènes selon le test post-hoc de Student-Newman-Keuls (SNKt).

2-1- La fraction totale

Les teneurs totales en ETMs dans les sols des bordures de l'oued Rhumel sont résumées dans le tableau 39. Globalement, les valeurs moyennes sont : 1,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd_T , 62,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cr_T , 19,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cu_T , 26,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour Ni_T , 31,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb_T et 97,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour Zn_T .

En absence d'informations disponibles sur le fond géochimique des ETMs en Algérie, les teneurs en métaux déterminées étude ont été comparées avec les données existantes dans la littérature. Pour cela, nous avons choisi deux gammes de valeurs limites :

- les teneurs moyennes des sols dans le monde données par [Kabata-Pendias \(2011\)](#) ;
- les limites des teneurs des sols non pollués données par [Kabata-Pendias et Pendias \(1992\)](#)

2-1-1- Le cadmium (Cd_T)

Le Cd_T varie d'un minimum de 0,65 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 1) à un maximum de 3,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 6). Il ressort que ces teneurs sont toutes supérieures à la teneur moyenne des sols dans le monde (tableau 39). Selon les normes données par [Kabata-Pendias et Pendias \(1992\)](#), 10 % seulement des sols sont considérés non pollués. Par contre, le reste des sols (soit 90 %) présente des teneurs supérieures à la valeur limite (0,78 $\mu\text{g.g}^{-1}$).

La représentation graphique (fig. 61) des teneurs en Cd_T montre une variation entre les 10 stations étudiées. En effet, l'Anova révèle un effet station hautement significatif ($F = 18,081$; $p < 0,001$). Selon les résultats du SNKt, les stations étudiées se divisent en 4 groupes homogènes. Ainsi, la station 1, avec une moyenne de 0,68 $\mu\text{g.g}^{-1}$, est la seule station à être en dessous du seuil des sols non-pollués établi par [Kabata-Pendias et Pendias \(1992\)](#). En revanche, toutes les autres stations sont considérées comme polluées par cet élément. En effet, elles présentent des teneurs moyennes supérieures au seuil de pollution. La station 6, juste en aval de la ville de Constantine, présente la teneur moyenne la plus élevée de la région d'étude, soit 2,336 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

2-1-2- Le chrome (Cr_T)

Les teneurs en Cr_T varient de 46,27 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 1) à 86,06 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 4). A l'exception de la valeur la plus élevée, toutes les autres valeurs (tableau 39) sont inférieures à la valeur limite donnée pour les sols non pollués ([Kabata-Pendias et Pendias, 1992](#)) et à la teneur moyenne donnée pour les sols dans le monde ([Kabata-Pendias, 2011](#)).

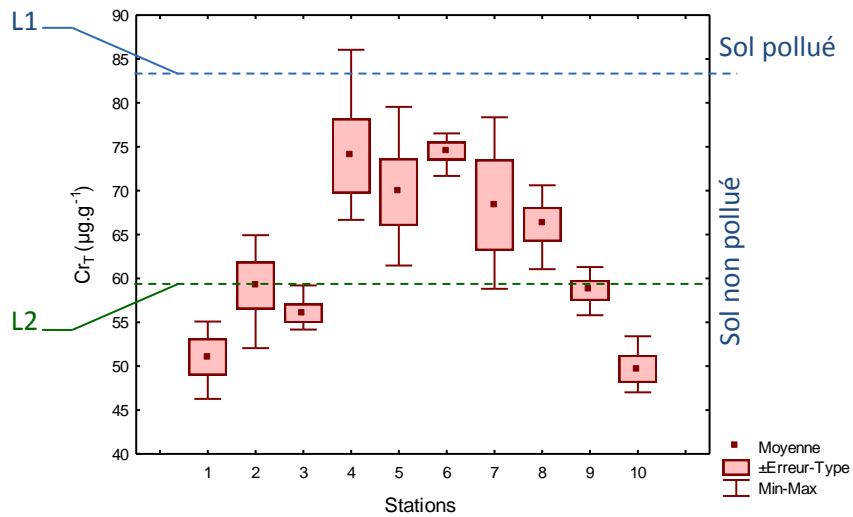


Figure 62 : Répartition de la fraction totale en Cr en fonction des stations étudiées.

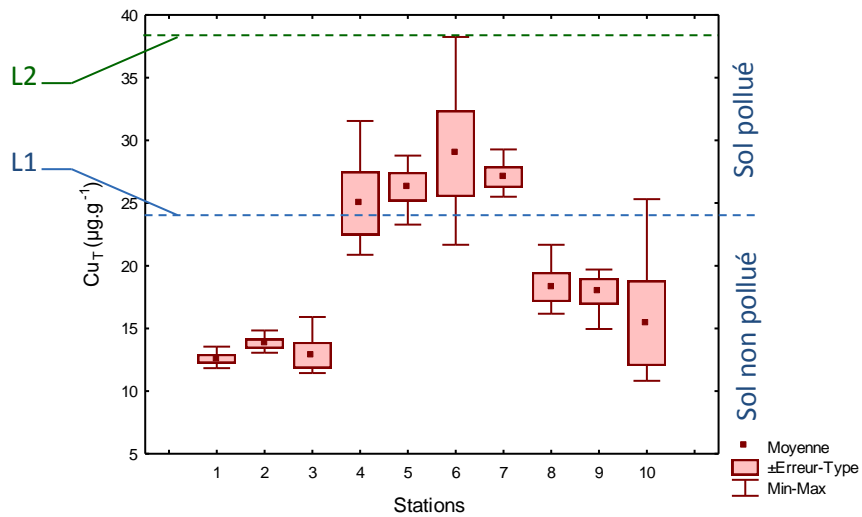


Figure 63 : Répartition de la fraction totale en Cu en fonction des stations étudiées.

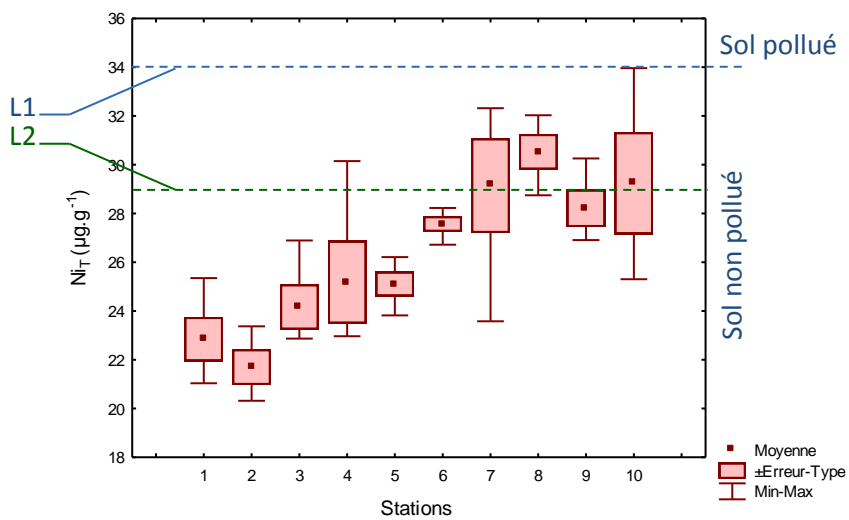


Figure 64 : Répartition de la fraction totale en Ni en fonction des stations étudiées.

Selon la figure 62, le C_{rT} a tendance à augmenter lorsqu'on se rapproche du grand centre urbain de Constantine. Ainsi, les stations les plus proches de la ville présentent les teneurs les plus élevées, surtout la station 6 (en moyenne $74,53 \mu\text{g.g}^{-1}$). Cette variation est hautement significative selon l'Anova ($F = 10,11$; $p < 0,001$). Le SNKt permet de déterminer 2 principaux groupes, à faibles teneurs (stations 1 et 10) et à fortes teneurs (stations 4 et 6), le reste des stations forment des groupes intermédiaires (tableau 39).

2-1-3- Le cuivre (Cu_T)

Le Cu_T dans les sols étudiés varie de $10,82 \mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 10) à $38,25 \mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 6) avec une moyenne de $19,82 \mu\text{g.g}^{-1}$. D'après le tableau 39, les teneurs totales en cet élément sont inférieures à sa teneur moyenne dans les sols du monde entier (Kabata-Pendias, 2011). Cependant, 13 sols (soit 32,5 %) se révèlent pollués du fait que leurs teneurs dépassent la limite donnée pour les sols non-pollués (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Le contenu des sols en Cu_T varie considérablement entre les stations (fig. 63). En effet, l'Anova montre un effet station hautement significatif ($F = 11,43$; $p < 0,001$). Le SNKt permet de déterminer deux groupes distincts (tableau 39). Le premier groupe, formé par les stations 4, 5, 6 et 7, enregistre les teneurs les plus élevées en cet élément et par conséquent se révèle pollué. Le reste des stations forme le second groupe qui est non pollué, dont les teneurs en Cu_T sont en dessous du seuil de pollution établi par Kabata-Pendias et Pendias (1992).

2-1-4- Le nickel (Ni_T)

Les teneurs en Ni_T varient de $20,32 \mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 2) à $33,97 \mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 10), avec une moyenne de $26,37 \mu\text{g.g}^{-1}$. D'après le tableau 39, toutes les valeurs observées sont inférieures à la moyenne mondiale des sols non pollués établi par Kabata-Pendias et Pendias (1992). Cependant, les sites 7 et 8 dépassent légèrement cette moyenne.

Selon la figure 64, le Ni_T a tendance à augmenter jusqu'à la station 7 et pour se stabiliser autour de 28 à $30 \mu\text{g.g}^{-1}$. Cette augmentation est de l'ordre de 31,8 % par rapport aux teneurs de la première station. Ceci est confirmé par l'Anova qui montre un effet station hautement significatif ($F = 6,10$; $p < 0,001$). Le SNKt, pour sa part, a permis de déterminer plusieurs groupes homogènes (tableau 39). Globalement, les stations 7, 8, 9 et 10 présentent les teneurs les plus élevées alors que le reste des stations présente un gradient croissant des teneurs des sols inversement proportionnel à la distance de la ville de Constantine.

2-1-5- Le plomb (Pb_T)

Les contenus des sols en Pb_T varient de $14,81 \mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 1) à $59,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ (dans la station 6). La moyenne des teneurs des sols de la région d'étude est de $31,01 \mu\text{g.g}^{-1}$. Cette gamme se situe dans la fourchette établie pour les sols normaux à travers le monde (Steinnes, 2013). Cependant, les teneurs de 24 sols (soit 60 %) dépassent la moyenne mondiale du Pb dans les sols (Kabata-Pendias, 2011). Parmi ceux-ci, 6 sols (soit 15 %) se révèlent pollués. Ces sols présentent des teneurs supérieures à la teneur limite établie pour les sols non-pollués par Kabata-Pendias et Pendias (1992).

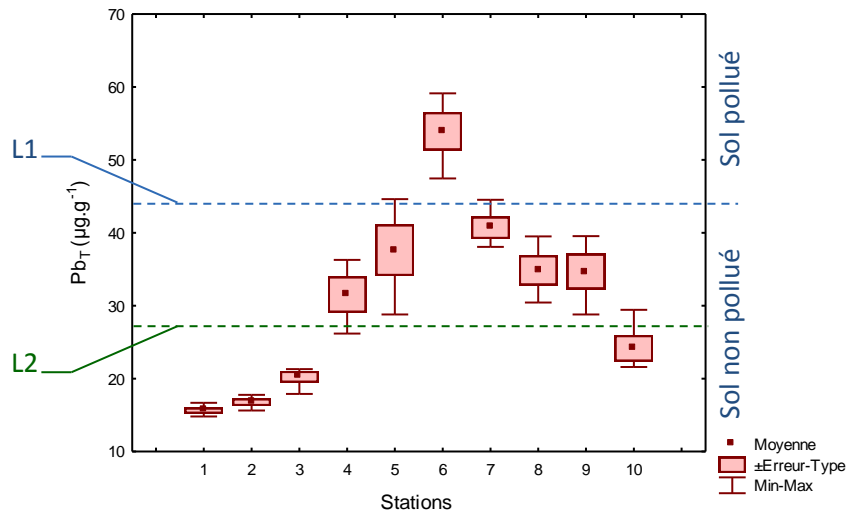


Figure 65 : Répartition de la fraction totale en Pb en fonction des stations étudiées.

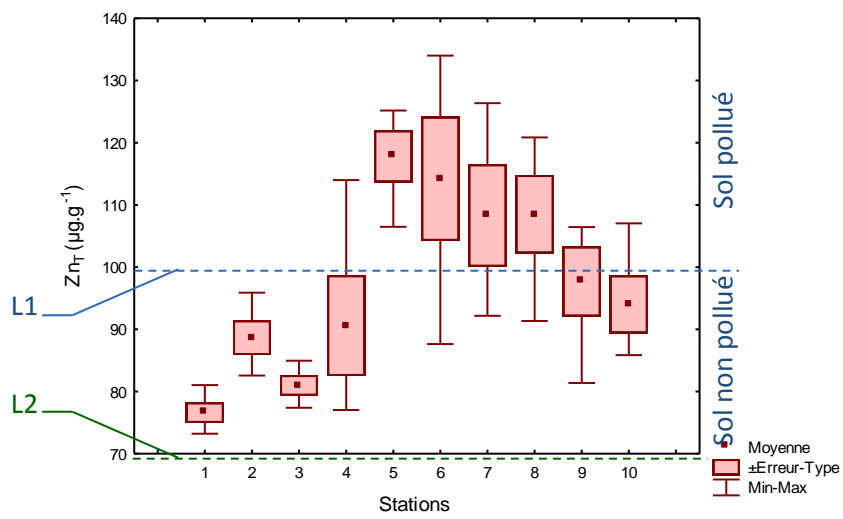


Figure 66 : Répartition de la fraction totale en Zn en fonction des stations étudiées.

Par rapport à la ville de Constantine (stations 5 et 6), la figure 65 montre que le Pb_T suit un gradient inversement proportionnel à la distance de cette ville sur les deux cotés (amont et aval). L'Anova montre que les teneurs des sols en Pb_T varient significativement selon les stations étudiées ($F = 34,54$; $p < 0,001$). Le SNKt révèle la présence de plusieurs groupes homogènes (tableau 39). Ainsi, la station 6, située juste en aval de la ville de Constantine, se distingue de l'ensemble des stations étudiées. En effet, elle présente la moyenne la plus élevée en Pb_T ($53,92 \mu g.g^{-1}$) dépassant ainsi le seuil de pollution établi par Kabata-Pendias et Pendias (1992).

2-1-6- Le zinc (Zn_T)

Le contenu des sols en Zn_T varie de $73,23 \mu g.g^{-1}$ (dans la station 2) à $134,0 \mu g.g^{-1}$ (dans la station 6), avec une moyenne de $97,74 \mu g.g^{-1}$. Il ressort que tous les sols des bordures de l'oued Rhumel sont riches en cet élément, du fait que leurs teneurs dépassent la moyenne donnée pour les sols du monde entier par Kabata-Pendias (2011). Cependant, 16 sols seulement, soit 40 %, enregistrent des taux supérieurs à la valeur limite des sols non pollués établie par Kabata-Pendias et Pendias (1992). Selon le tableau 39, les stations 5, 6, 7 et 8 s'avèrent, en moyenne, polluées par cet élément.

Globalement, la fraction totale du Zn présente un gradient comparable à celui des autres éléments (fig. 66). Elle présente une grande variabilité selon les stations étudiées. En effet, l'Anova révèle un effet station hautement significatif ($F = 6,10$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, la station 5, au niveau de la ville de Constantine présente la teneur moyenne la plus élevée, *i.e.* $117,8 \mu g.g^{-1}$. En revanche, les stations 1 et 3 enregistrent les teneurs moyennes les plus faibles (respectivement $76,6$ et $81 \mu g.g^{-1}$).

2-2- Les fractions séquentielles

L'utilisation de la teneur totale en ETM est un paramètre utile. Cependant, la spéciation avec les extractions séquentielles donne des informations supplémentaires sur les réactions fondamentales qui régissent le comportement des ETMs dans le sol. Les résultats des 3 fractions analysées, *i.e.* soluble, échangeable et liée aux carbonates, sont présentées, respectivement, dans les tableaux 40, 41 et 42, par leurs moyennes et leurs écart-types pour chaque station étudiée.

2-2-1- La fraction soluble

Cette fraction correspond à la partie la plus mobile de l'ETM, extraite à l'eau distillée. L'ETM soluble est directement biodisponible pour les organismes vivants. En moyennes, les teneurs sont $0,02 \mu g.g^{-1}$ pour le Cd_s , $0,15 \mu g.g^{-1}$ pour le Cr_s , $0,11 \mu g.g^{-1}$ pour le Cu_s , $0,14 \mu g.g^{-1}$ pour le Ni_s , $0,06 \mu g.g^{-1}$ pour le Pb_s et $1,16 \mu g.g^{-1}$ pour le Zn_s . Les teneurs présentent ainsi la séquence décroissante suivante :

$$Zn_s > Cr_s > Ni_s > Cu_s > Pb_s > Cd_s$$

Le tableau 40 présente les moyennes et écart-types de la fraction soluble des ETMs en fonction des 10 stations étudiées. A l'exception du Zn_s , les autres éléments présentent

Tableau 40 : Résultats des dosages de la fraction soluble des 6 ETMs ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Stations	Cd _s	Cr _s	Cu _s	Ni _s	Pb _s	Zn _s
1	0,010±0,00 _a	0,09±0,03 _a	0,05±0,01 _a	0,09±0,03 _a	0,04±0,01 _a	1,00±0,06 _a
2	0,016±0,00 _{ab}	0,14±0,04 _{abc}	0,06±0,01 _a	0,14±0,04 _{ab}	0,04±0,01 _a	0,99±0,29 _a
3	0,018±0,00 _{ab}	0,12±0,04 _{abc}	0,11±0,01 _b	0,12±0,04 _{ab}	0,05±0,02 _a	1,07±0,31 _a
4	0,020±0,00 _{ab}	0,12±0,03 _{abc}	0,11±0,01 _b	0,12±0,03 _{ab}	0,05±0,03 _a	0,94±0,11 _a
5	0,036±0,00 _c	0,17±0,06 _{cd}	0,14±0,02 _{cd}	0,15±0,04 _{ab}	0,10±0,01 _b	0,91±0,29 _a
6	0,043±0,01 _d	0,22±0,01 _{de}	0,17±0,01 _e	0,21±0,02 _d	0,11±0,02 _b	1,70±0,74 _a
7	0,021±0,00 _b	0,24±0,04 _e	0,16±0,02 _{de}	0,21±0,01 _d	0,10±0,02 _b	1,23±0,26 _a
8	0,019±0,01 _{ab}	0,17±0,03 _{bcd}	0,12±0,01 _{bc}	0,17±0,03 _{cd}	0,07±0,03 _a	1,36±0,17 _a
9	0,013±0,00 _{ab}	0,09±0,01 _a	0,10±0,01 _b	0,09±0,01 _a	0,04±0,01 _a	1,29±0,38 _a
10	0,011±0,00 _a	0,10±0,01 _{ab}	0,07±0,01 _a	0,11±0,03 _{ab}	0,04±0,01 _a	1,16±0,14 _a

a,b,c,d,e : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt.

Tableau 41 : Résultats des dosages de la fraction échangeable des 6 ETMs ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Stations	Cd _E	Cr _E	Cu _E	Ni _E	Pb _E	Zn _E
1	0,02±0,00 _a	0,77±0,27 _a	0,12±0,04 _a	0,26±0,06 _a	0,17±0,13 _{ab}	1,89±0,26 _a
2	0,02±0,00 _a	1,08±0,23 _{ab}	0,16±0,04 _a	0,46±0,20 _a	0,08±0,01 _a	2,24±1,11 _a
3	0,03±0,00 _a	1,09±0,42 _{ab}	0,20±0,07 _{ab}	0,42±0,21 _a	0,10±0,02 _{ab}	3,54±2,10 _a
4	0,04±0,01 _a	1,28±0,16 _{ab}	0,54±0,02 _c	0,46±0,12 _a	0,19±0,07 _{ab}	2,52±1,74 _a
5	0,10±0,02 _c	1,84±0,23 _{bc}	0,56±0,03 _c	0,42±0,11 _a	0,29±0,13 _b	2,37±1,17 _a
6	0,15±0,03 _d	2,34±0,21 _c	0,58±0,05 _c	0,55±0,16 _a	0,54±0,09 _c	2,47±1,08 _a
7	0,08±0,01 _b	2,00±0,75 _{bc}	0,58±0,07 _c	0,64±0,33 _a	0,52±0,13 _c	2,84±0,98 _a
8	0,03±0,01 _a	1,21±0,55 _{ab}	0,32±0,09 _b	0,58±0,13 _a	0,25±0,13 _{ab}	2,00±1,08 _a
9	0,02±0,01 _a	1,39±0,40 _{ab}	0,26±0,12 _{ab}	0,30±0,07 _a	0,12±0,02 _{ab}	2,42±0,37 _a
10	0,02±0,00 _a	1,20±0,62 _{ab}	0,24±0,05 _{ab}	0,40±0,11 _a	0,08±0,03 _a	2,50±0,85 _a

a,b,c,d : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt.

Tableau 42 : Résultats des dosages de la fraction liée aux carbonates des 6 ETMs ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Stations	Cd _c	Cr _c	Cu _c	Ni _c	Pb _c	Zn _c
1	0,07±0,01 _a	2,959±0,47 _a	0,88±0,31 _{ab}	1,22±0,20 _a	2,01±0,16 _{ab}	4,50±0,47 _{bc}
2	0,08±0,00 _a	3,416±0,59 _b	0,96±0,14 _{ab}	1,37±0,27 _a	2,17±0,47 _{ab}	2,71±0,17 _a
3	0,08±0,01 _a	2,657±0,35 _a	0,72±0,44 _{ab}	1,30±0,29 _a	2,01±0,43 _{ab}	3,99±0,48 _{abc}
4	0,08±0,01 _a	3,281±0,65 _{ab}	1,53±0,55 _{abc}	1,51±0,07 _a	2,77±0,20 _{ab}	4,63±0,84 _{bc}
5	0,10±0,00 _b	3,330±0,34 _{ab}	1,85±0,40 _c	1,44±0,16 _a	4,20±1,18 _c	4,88±0,90 _c
6	0,08±0,01 _a	2,782±0,32 _a	1,54±0,65 _{abc}	1,49±0,10 _a	3,15±0,70 _b	3,39±0,48 _{abc}
7	0,09±0,01 _a	2,972±0,36 _{ab}	1,06±0,44 _{ab}	1,41±0,33 _a	2,86±0,58 _{ab}	4,01±0,83 _{abc}
8	0,07±0,01 _a	3,243±0,12 _{ab}	0,86±0,10 _{ab}	1,33±0,39 _a	1,96±0,59 _{ab}	4,29±0,50 _{bc}
9	0,07±0,00 _a	2,408±0,09 _a	0,94±0,03 _{ab}	1,30±0,21 _a	2,59±0,34 _{ab}	4,27±0,59 _{bc}
10	0,07±0,00 _a	2,567±0,81 _a	0,65±0,23 _a	1,06±0,21 _a	1,65±0,36 _a	3,22±1,03 _{ab}

a,b,c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt.

des variations significatives en fonction des stations étudiées. En plus, les sols des stations 5, 6 et 7 enregistrent les teneurs les plus élevées de cette fraction.

Les proportions moyennes de cette fraction par rapport à la fraction totale sont de l'ordre de 1,8 % pour le Cd, 0,2 % pour le Cr, 0,6 % pour le Cu, 0,5 % pour le Ni, 0,2 % pour le Pb et 1,2 % pour le Zn.

2-2-2- La fraction échangeable

Elle correspond à la fraction de l'ETM faiblement liée aux particules du sol. Elle est plus ou moins disponible pour les organismes vivants. En moyennes, les teneurs sont $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd_E , $1,42 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cr_E , $0,36 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cu_E , $0,45 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Ni_E , $0,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb_E et $2,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Zn_E . Ainsi, nous avons obtenu la même séquence décroissante que la fraction soluble :

$$\text{Zn}_E > \text{Cr}_E > \text{Ni}_E > \text{Cu}_E > \text{Pb}_E > \text{Cd}_E$$

Le tableau 41 présente les moyennes et écart-types de la fraction soluble des ETMs des 10 stations étudiées. Ainsi, il ressort que les ETMs présentent des variations significatives en fonction des stations étudiées, sauf pour le Ni_E et Zn_E . Les stations 5, 6 et 7 enregistrent les teneurs les plus élevées de cette fraction.

Par rapport à la fraction totale, cette fraction enregistre les proportions moyennes suivante : 3,9 %, 2,2 %, 1,7 %, 1,7 %, 0,7 % et 2,6 % pour les ETMs Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement.

2-2-3- La fraction liée aux carbonates

En ce qui concerne cette fraction, les moyennes enregistrées sont $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd_C , $2,96 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cr_C , $1,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cu_C , $1,34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Ni_C , $2,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb_C et $3,99 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Zn_C . Cette fraction présente ainsi la séquence décroissante suivante :

$$\text{Zn}_C > \text{Cr}_C > \text{Pb}_C > \text{Ni}_C > \text{Cu}_C > \text{Cd}_C$$

Le tableau 42 présente les moyennes et écart-types de cette fraction d'ETMs dans les 10 stations étudiées. A l'exception du Ni_C , les résultats présentent des variations significatives en fonction des stations étudiées. Il ressort ainsi que la station 5 enregistre les teneurs les plus élevées de cette fraction, sauf pour le cas du Cr_C dont la station 2 qui présente la teneur moyenne la plus élevée.

En plus, cette fraction enregistre, en moyenne, les proportions les plus élevées par rapport à la teneur totale des sols. Ces proportions sont 7,7 %, 4,8 %, 5,6 %, 5,2 %, 9,0 % et 4,2 % pour les ETMs Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement.

2-3- Discussion des teneurs métalliques

La détermination de la fraction totale, extraite à l'eau régale, a permis d'avoir une idée sur le degré de contamination des sols des bordures de l'oued Rhumel. Selon les résultats obtenus, les teneurs sont inversement proportionnelles à la distance de la ville de Constantine, sauf pour le Ni dont les teneurs augmentent d'amont en aval. En général, les stations 5, 6 et 7 enregistrent les teneurs totales les plus élevées dépassant les seuils de pollution établis

Tableau 43 : Matrice des corrélations entre les fractions totales des ETMs dans les sols étudiés.

	Cd _T	Cr _T	Cu _T	Ni _T	Pb _T	Zn _T
Cd _T	1,00					
Cr _T	0,41**	1,00				
Cu _T	0,48**	0,67***	1,00			
Ni _T	ns	ns	ns	1,00		
Pb _T	0,75***	0,63***	0,73***	0,52**	1,00	
Zn _T	0,61***	0,34*	0,51**	0,32*	0,68***	1,00

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

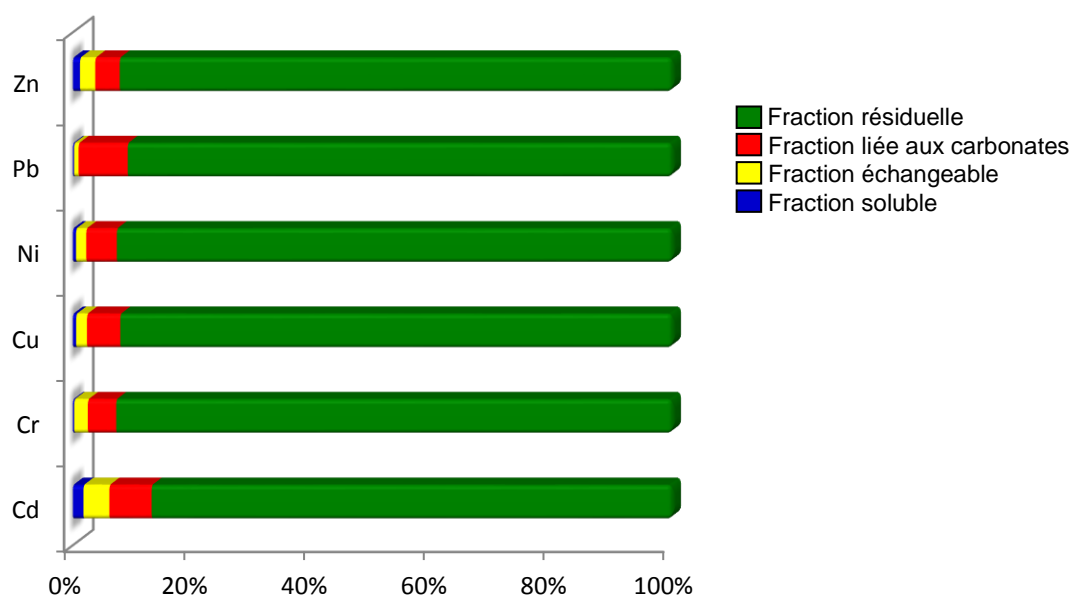


Figure 67 : Les proportions des différentes fractions métalliques dans les sols étudiés.

par [Kabata-Pendias et Pendias \(1992\)](#). De ce fait, les sols de ces stations sont considérés comme contaminés, surtout par le Cd, le Cu, le Pb et le Zn. Ces résultats mettent en évidence l'influence de cette agglomération urbaine sur les teneurs métalliques de ces sols. Pour la région d'étude, elle serait probablement la principale source d'impact et d'apport de ces éléments par le biais des différents rejets, *i.e.* atmosphériques (trafic routier, cimenterie, ...), liquides (eau usées domestiques et industrielles), et les déchets solides entreposés sur les berges de l'oued. En revanche, les valeurs actuelles sont inférieures à celles enregistrées par [El-Hadef El-Okki \(2002\)](#). En fait, les sols analysés sont principalement formés par des matériaux nouvellement déposés à la surface durant la période des crues.

Comparativement aux sédiments de l'oued, les teneurs totales des ETMs semblent être incluses dans les intervalles enregistrés par [Sahli \(2002\)](#) et [Afri-Mehennaoui et al. \(2004\)](#). Ainsi, la situation semble être la même pour les deux compartiments, sauf que les valeurs maximales dans les sédiments sont largement supérieures à celles du sol, à l'exception du Cd. Ceci peut être expliqué par le ruissellement de ces éléments vers le cours d'eau par lessivage des sols de bordures déjà contaminés par les différentes activités humaines ([Sahli, 2002](#)). Cet auteur constate, en plus, que le Cd provient principalement de l'utilisation d'engrais phosphaté très riche en Cd (en provenance du gisement de Djebel Onk) qui serait probablement à l'origine d'une contamination globale des sédiments, mais aussi des sols de bordures.

L'analyse de la matrice des corrélations des teneurs totales (tableau 43) montre que ces éléments sont fortement liés les uns aux autres, à l'exception du Ni qui n'est lié significativement qu'avec le Pb ($p < 0,01$) et le Zn ($p < 0,05$). Ces résultats sont compatibles avec les travaux antérieurs sur le même cours d'eau ([El-Hadef El-Okki, 1998, 2002](#)) et aussi avec plusieurs travaux similaires dans le monde, à titre d'exemple ceux d'[Abdul Rida \(1992\)](#), de [Dragović et al. \(2008\)](#) et de [Bhuiyan et al. \(2010\)](#). Selon ces auteurs, les fortes liaisons sont une indication que ces ETMs proviennent de sources similaires.

Par ailleurs, l'analyse séquentielle (ETMs solubles, échangeables et liés aux carbonates) a permis d'obtenir une séquence décroissante suivante :

$$ETM_R \gggg ETM_C > ETM_E > ETM_S$$

La fraction résiduelle (R) est obtenue par le calcul de la différence entre la teneur totale et la somme des fractions séquentielles. Elle représente les fractions d'ETM fortement liées aux particules du sol (MO, argile). Pour l'ensemble des ETMs étudiés, cette fraction est la plus importante (fig. 67). Ainsi, la majeure partie des ETMs se retrouvent sous forme adsorbée sur les particules des sols étudiés ce qui fait qu'ils ont probablement (en absence des valeurs de référence pour les sols de la région d'étude) une origine naturelle (géogène). Leurs proportions varient d'une station à l'autre et d'un ETM à un autre. Selon la figure 67, le Cd présente les proportions les plus élevées en fractions solubles et échangeables par rapport aux autres éléments. De ce fait, il représente l'ETM le plus disponible dans les sols étudiés. Par ailleurs, les faibles proportions des fractions séquentielles peuvent s'expliquer par un faible apport anthropique, la migration de ces éléments dans le sol (en profondeur) ou par ruissellement vers le cours d'eau (oued Rhumel), et aussi par le prélèvement par les organismes du sol (microflore, plantes, pédofaune) du fait de leur mobilité et biodisponibilité.

Tableau 44 : Les facteurs de mobilité des ETMs étudiés (valeurs moyennes).

Station	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	0,14 _{bc}	0,07 _a	0,08 _a	0,07 _a	0,14 _b	0,10 _{ab}
2	0,13 _{ab}	0,08 _a	0,09 _a	0,09 _a	0,14 _b	0,07 _a
3	0,13 _{ab}	0,07 _a	0,08 _a	0,08 _a	0,11 _{ab}	0,11 _b
4	0,14 _{bc}	0,06 _a	0,09 _a	0,08 _a	0,10 _{ab}	0,09 _a
5	0,18 _c	0,08 _a	0,10 _a	0,08 _a	0,13 _b	0,07 _a
6	0,12 _{ab}	0,07 _a	0,08 _a	0,08 _a	0,07 _a	0,07 _a
7	0,18 _c	0,08 _a	0,07 _a	0,08 _a	0,09 _{ab}	0,07 _a
8	0,12 _{ab}	0,07 _a	0,07 _a	0,07 _a	0,06 _a	0,07 _a
9	0,10 _a	0,07 _a	0,07 _a	0,06 _a	0,08 _{ab}	0,08 _a
10	0,09 _a	0,08 _a	0,07 _a	0,05 _a	0,07 _a	0,07 _a

a,b,c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt.

Tableau 45 : Matrice de corrélations entre les propriétés physicochimiques et les fractions totales des ETMs dans les sols étudiés.

ETM	pH	CE	CT	MO	N	C/N	CEC	A	L	S
Cd _T	<i>ns</i>	0,48**	<i>ns</i>	0,43**	<i>ns</i>	0,62***	0,46**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cr _T	<i>ns</i>	0,43**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,35*	0,38*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cu _T	<i>ns</i>	0,40*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,33*	<i>ns</i>
Ni _T	-0,46**	<i>ns</i>	-0,71***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,45**	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pb _T	<i>ns</i>	0,52**	-0,36*	0,36*	<i>ns</i>	0,46**	0,32*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Zn _T	<i>ns</i>	0,60***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,32*	<i>ns</i>	0,37*	<i>ns</i>	<i>ns</i>

ns : non significatif ; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$

A partir de ces résultats, nous pouvons déterminer la mobilité des ETMs sur la base des teneurs des fractions faiblement liées aux composants du sol, *i.e.* facilement mobilisable. Cette mobilité permet d'expliquer la spéciation des ETMs dans le sol, et par conséquent renseigne sur leur disponibilité et leur toxicité vis-à-vis des organismes vivants dans le sol. En pratique, elle est calculée en tant que facteur de mobilité (F_M) selon l'équation proposée par Kabala et Singh (2001) :

$$F_M = \frac{ETM_S + ETM_E + ETM_C}{ETM_T} \times 100$$

Les résultats des calculs de ce rapport sont présentés dans le tableau 44. En général, les facteurs de mobilité sont faibles pour les 6 ETMs étudiés du fait que la majeure partie de ces ETM est fortement liée aux particules du sol. Toutefois, ces résultats révèlent une séquence de mobilité décroissante pour ces éléments :

$$Cd_M > Pb_M > Zn_M > Cu_M > Ni_M > Cr_M$$

Ainsi, le Cd est l'ETM le plus mobile dans les sols des bordures de l'oued Rhumel, alors que le Cr s'avère le moins mobile. Cette séquence présente une variabilité dans l'ordre des ETMs selon les stations étudiées du fait de la variabilité des valeurs de ce facteur (tableau 43). Par exemple, la fraction mobile du Cd est la plus importante dans l'ensemble des stations à l'exception de la station 2 où le Pb serait à la tête de cette séquence. Les proportions relativement élevées de ces deux ETMs (les plus mobilisables) pourraient être une indication sur leur origine anthropique (Sauvé, 2002). La fraction mobile de ces deux éléments, connus pour leurs effets toxiques, est susceptible d'augmenter leur dangerosité dans le sol. En revanche, les valeurs faibles du facteur de mobilité, cas du Ni et Cr, montrent que les ETMs sont beaucoup plus liés aux particules des sols étudiés, et donc moins mobiles (Kabala et Singh, 2001).

2-4- Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs métalliques

2-4-1- Influence sur la fraction totale

L'étude de la matrice des corrélations (tableau 45) permet de déterminer les différentes relations existantes entre les paramètres physicochimiques des sols et leurs teneurs totales en ETMs. Ainsi, les corrélations positives et significatives enregistrées indiquent les affinités de ces ETMs pour certaines particules du sol. Le Cd_T et le Pb_T présentent des liaisons hautement significatives avec la CE, la fraction organique et la CEC. En effet, ces éléments sont fortement adsorbés par les argiles et les MO avec lesquels ils forment des complexes. En plus, cette affinité vis-à-vis de ces éléments explique leur accumulation préférentielle dans les horizons de surface (Khan et al., 2011; Young, 2013). Pour le Zn_T et le Ni_T , ils sont fortement corrélés avec la fraction fine (argiles). Cependant, le Zn_T enregistre une corrélation très forte avec la CE alors que le Ni_T est négativement corrélé avec le pH. Le Cu_T présente une forte liaison avec la fraction limoneuse des sols étudiés.

Le paramètre le plus corrélé avec la fraction totale des ETMs étudiés est la CE. Ceci peut être expliqué par la formation de sels métalliques (Sadovnikova, 1997). La fraction sableuse n'enregistre aucune corrélation significative avec les teneurs totales (tableau 45).

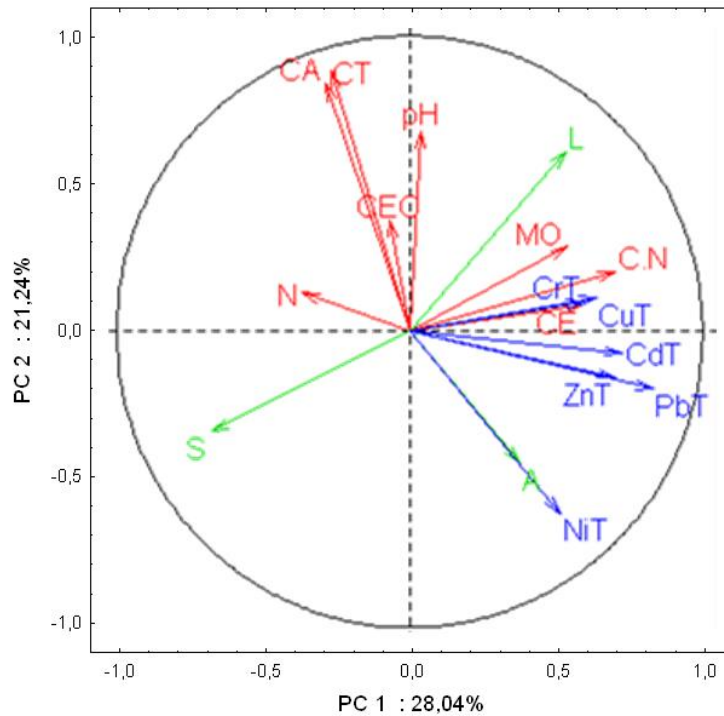


Figure 68 : Plan principal de l'ACP effectuée sur les propriétés physicochimiques et les teneurs totales en ETMs des sols étudiés.

Tableau 46 : Les teneurs métalliques des 3 classes de sols.

Classe	Stations	Nombre de sols	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	1,2,4,6,8	13	-	-	-	-	-	-
2	3,4,5,6,7,10	18	++	+	++	+	+	++
3	7,8,9,10	9	+	++	+	++	++	+

- teneur faible ; + teneur moyenne ; ++ teneur élevée

De semblables influences des propriétés des sols, telles que l'argile, la MO, la CEC et les carbonates, ont été enregistrées avec les teneurs totales (Dube et al., 2001; Chaignon et al., 2002; Yin et al., 2002; Uchimiya et al., 2011). Selon Houda (2010), Kabata-Pendias (2011), Khan et al. (2011). et Alloway (2013), il s'agit des principaux paramètres qui influencent les teneurs métalliques dans le sol.

Une ACP a été effectuée pour mieux apprécier les différentes liaisons observées. Elle permet de donner les informations sur les ressemblances relatives qui existent entre les points étudiés. Ainsi, les 40 sols de notre région d'étude sont déterminés par 11 variables pédologiques et les teneurs totales des 6 ETMs analysés. Les résultats obtenus sur les cinq premiers axes résument 77,42 % de l'information totale. Selon la figure 68, le premier axe, représentant 28,04 % de l'information totale, est défini positivement par les teneurs métalliques des sols en plus de la MO, la CE, le limon et l'argile, et négativement par la fraction sableuse. En revanche, le deuxième axe, avec 21,24 % de l'information totale, est formé principalement par le pH et le calcaire qui s'opposent aux teneurs totales des sols en Ni et à la fraction fine (fig. 68). Pour le pH, plusieurs études ont démontré que la rétention maximale des ETMs survient généralement lorsque le pH est supérieur à 7 (USEPA., 1992). Ces pH favorisent la mise en solution de certains ETM sous forme d'hydroxydes et accroissent la stabilité de complexes organo-métalliques. Les oxydes/hydroxydes, carbonates et phosphates métalliques précipitent sous des conditions basiques, tandis qu'une baisse du pH (*i.e.* acidification) entraîne leur dissolution, causant conséquemment la libération des ETMs dans la solution interstitielle (Dubé, 1997).

Par ailleurs, les trois classes de sol (tableau 38) semblent se différencier aussi par rapport aux teneurs métalliques (tableau 46). Les sols de la classe 1, plus riches en sable, enregistrent les teneurs métalliques les plus faibles, malgré qu'ils soient plus riches en MO. La classe 2, plus riche en limon et en CT, présente les teneurs les plus élevées en Cd, Cu et Zn. La dernière classe, plus riche en argile et moyennement calcaire, enregistre les teneurs les plus élevées en Cr, Ni et Pb.

2-4-2- Influence sur les teneurs séquentielles

Les méthodes d'extraction séquentielles utilisées permettent d'extraire les éléments faiblement adsorbés sur les particules du sol, *i.e.* labiles. Cette fraction comprend les ETMs dans les sels, la MO, les colloïdes, les limons et les carbonates. Pour tous les ETMs analysés, ces fractions sont généralement faibles ; elles ne dépassent pas 17 % de la teneur totale de l'élément, probablement à l'origine des faibles teneurs de ces sols en argile et en MO.

De récentes études ont présenté des informations sur la spéciation des ETMs dans les sols (Iskandar et Kirkham, 2001; Andersen et al., 2004; Kabata-Pendias et Sadurski 2004; Dumat et al., 2006; Meers et al., 2006; Gonnelli et Renella, 2013; Mertens et Smolders, 2013; Oorts, 2013; Smolders et Mertens, 2013; Steinnes, 2013) dans lesquelles les modèles de distribution des éléments métalliques dans les sols varient considérablement en fonction des propriétés physicochimiques des sols principalement : pH, texture, la CEC, etc. Selon Alloway (2013), ces constituants ont un effet majeur sur la formation de composés métalliques faiblement liés dans les sols naturels et surtout contaminés.

Tableau 47 : Matrice de corrélations entre les propriétés physicochimiques et les teneurs métalliques des sols étudiés.

ETM	pH	CE	CT	MO	N	C/N	CEC	A	L	S
Cd _S	<i>ns</i>	0,60***	<i>ns</i>	0,32*	-0,31*	0,47**	0,37*	<i>ns</i>	0,37*	-0,38*
Cr _S	<i>ns</i>	0,57***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cu _S	<i>ns</i>	0,54***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,34*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,42**
Ni _S	<i>ns</i>	0,52**	-0,32*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pb _S	<i>ns</i>	0,51**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,33*	0,45**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,32*
Zn _S	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,49*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,46**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cd _E	<i>ns</i>	0,54***	<i>ns</i>	0,38*	<i>ns</i>	0,47**	0,46**	<i>ns</i>	0,37*	-0,34*
Cr _E	<i>ns</i>	0,44**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,40*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cu _E	<i>ns</i>	0,39*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,39**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,35*	-0,36*
Ni _E	<i>ns</i>	0,43**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pb _E	<i>ns</i>	0,45**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,32*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Zn _E	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,33*	<i>ns</i>	-0,38*
Cd _C	0,45**	0,56***	0,39*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cr _C	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,35*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cu _C	0,37*	0,42**	0,38*	0,34*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,39*	<i>ns</i>	0,41**	<i>ns</i>
Ni _C	0,35*	<i>ns</i>	0,35*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pb _C	0,41**	<i>ns</i>	0,33*	<i>ns</i>	-0,33*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Zn _C	0,32*	<i>ns</i>	0,32*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

Tableau 48 : Matrice de corrélations entre les propriétés physicochimiques et la mobilité des ETMs dans les sols étudiés.

F _M	pH	CE	CT	MO	N	C/N	CEC	A	L	S
Cd	<i>ns</i>	0,33*	0,38*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,35*	<i>ns</i>
Cr	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cu	0,36*	<i>ns</i>	0,53***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,47**	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Ni	0,39*	0,42**	0,54***	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,33*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pb	0,35*	<i>ns</i>	0,70***	-0,33*	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,37*	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Zn	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

Les corrélations entre les propriétés des sols d'une part et les teneurs des fractions séquentielles d'autre part (tableau 47) montrent que les fractions d'ETMs solubles et échangeables semblent avoir des liaisons avec les paramètres du sol identiques à celles des fractions totales. Il ressort ainsi que la CE est le paramètre du sol le plus lié aux trois fractions étudiées. Selon [Kabata-Pendias \(2011\)](#), la plupart des sels métalliques sont solubles, et c'est sous cette forme là que les ETMs contaminent l'environnement.

Selon le tableau 47, la fraction d'ETMs liés aux carbonates semble être expliquée par le taux du CT et le pH des sols étudiés (corrélations positives et significatives). En effet, il a été démontré que la surface du CaCO_3 a une forte affinité pour les ETMs ([Alloway, 2013](#)). Selon [Fengxiang et Arieh \(2007\)](#), les carbonates peuvent être les principaux sorbants des ETMs. En effet, dans les sols calcaires, les ETMs sont d'abord adsorbés sur la surface des carbonates par chimisorption ([Assadian et Fenn, 2001](#)). Ils forment leurs propres composés (carbonates, hydroxycarbonates et oxydes métalliques) en raison de la co-précipitation et de l'occlusion pendant la recristallisation ([Davis et al., 1987](#); [Zachara et al., 1991](#); [Tack, 2010](#)). Par conséquent, ils apparaissent fortement liés à la fraction liée aux carbonates. D'après la classification proposée par [Zyryn et al. \(1974\)](#), les ETMs liés aux carbonates forment des composés immobilisés, *i.e.* difficilement solubles. En plus, les forces de liaison des ions métalliques aux particules de carbonate dépendent de la taille de ces particules ([Violante et al., 2008](#)). En revanche, dans les conditions fortement alcalines, des groupes fonctionnels présents dans le sol se dissocient en libérant ainsi ces éléments, ce qui augmente leur disponibilité ([Tack et al., 2006](#)). [Baize \(2000\)](#), au cours de ses divers travaux, a pu constater plusieurs exemples de migrations des ETMs libres en profondeur même en sols à pH neutre ou alcalin. Effectivement, [Mladenova et al. \(2006\)](#) rapportent que de fortes teneurs ont été enregistrées dans les sols alluviaux à un niveau plus profond en raison des inondations.

Selon le tableau 48, la fraction mobile des 6 ETMs étudiés est également influencée par la fraction calcaire. Dans ce cas, les carbonates représentent la phase de sorption dominante qui contrôle leur mobilité ([Kabata-Pendias, 2011](#)). Les modèles prédictifs développés ci-dessous montrent l'importance de cette fraction dans la mobilité de chaque ETM.

a- le cadmium : dans la solution du sol, il se présente soit sous forme libre (Cd^{2+}) ou de sels solubles. Il peut former également un sel insoluble en s'associant au sulfure (CdS) ([Smolders et Mertens, 2013](#)). L'autre partie est plus ou moins liée aux particules des sols : CT, MO et limon (tableau 48). Cependant, le CT joue le rôle le plus important dans la sorption et également la désorption du Cd ([Gray et al., 1999](#); [Hettiarachchi et al., 2003](#)). L'analyse de la régression multiple donne le modèle suivant :

$$\text{Cd}_{\text{FM}} = 0,053 + 0,003 \text{ CT } (F = 6,24 ; p = 0,017)$$

L'affinité du Cd pour le CaCO_3 a été démontrée par [Papadopoulos et Roweli \(1988\)](#). Selon [Smolders et Mertens \(2013\)](#), les sols calcaires peuvent sorber le Cd et réduire sa mobilité, ce qui est le cas des sols étudiés. A $\text{pH} > 7$, la charge de la surface de ces sorbants devient négative, ce qui favorise une meilleure adsorption du Cd ([Singh et al., 1998](#)). Il est donc adsorbé sur la surface des carbonates (principalement la calcite) et ensuite diffuse lentement dans la sphère interne pour former un précipité mixte ($\text{CdCO}_3 + \text{CaCO}_3$). Ce fait indique que la concentration en Cd dans la solution du sol peut être

régulée par la solubilité des carbonates dispersés (Smolders et Mertens, 2013). Leur précipitation peut être accompagnée par la coprécipitation du Cd (Zyrin et al., 1986).

b- le chrome : dans la solution, sa forme la plus commune est $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$ alors qu'il précipite sous forme de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ lorsque le pH est supérieur à 7 (Kabata-Pendias et Sadurski, 2004) ce qui rend le Cr peu mobile dans les sols neutres et alcalins (Kabata-Pendias, 2011). Selon Bartlett et Kimble (1976), le Cr est complètement précipité à des pH entre 5,5 et 8. Dans les sols étudiés, la mobilité de cet élément ne semble pas être influencée par les propriétés des sols (tableau 48).

c- le cuivre : dans la solution du sol, il est sous forme de cations (Cu^{2+} , CuOH^+ , $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$) ou d'anions ($\text{Cu}(\text{OH})_3^-$, $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$, et $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ (Kabata-Pendias et Sadurski, 2004). La solubilité de ces formes diminue à un pH d'environ 7 à 8. Dans les sols calcaires, le CuCO_3 est la forme dominante (Oorts, 2013). Dans le cas des sols étudiés, l'analyse multivariée montre que la fraction mobile est expliquée par le taux de CT :

$$\text{Cu}_{\text{MF}} = 0,018 + 0,002 \text{ CT } (F = 14,88 ; p < 0,001)$$

Ainsi, la précipitation du CuCO_3 représente un processus important affectant l'activité du Cu dans le sol. En plus, la réaction lente entre le Cu et les sols calcaires conduit aussi à la formation de précipités de CuSO_3 (Ma et al., 2002). Selon Ponizovsky et al. (2007), la précipitation constitue le principal processus affectant sa solubilité, qui diminue à $\text{pH} > 7$. D'autres formes du Cu dans la solution de sol sont chélatés à la MO (Mc Bride et Blasiak, 1979). A $\text{pH} > 8$, les complexes hydroxy-anioniques de Cu deviennent plus importants.

d- le nickel : relativement stable dans la solution du sol, il est facilement mobilisable lors des intempéries. Dans les sols étudiés, sa fraction mobile est expliquée par la CE et le CT :

$$\text{Ni}_{\text{MF}} = 0,002 + 0,007 \text{ CE} + 0,002 \text{ CT } (F = 15,67 ; p < 0,001)$$

A pH alcalin, des composés tels que $\text{Ni}(\text{OH})_3^+$ et NiSO_4 , d'une stabilité relativement élevée, sont connus pour se produire dans la solution du sol (Kabata-Pendias et Sadurski, 2004).

e- le plomb : moins mobiles, sa teneur est relativement faible dans la solution du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Le modèle de régression multiple pour cet élément montre que la fraction mobilisable est liée à la fraction calcaire :

$$\text{Pb}_{\text{MF}} = -0,060 + 0,005 \text{ CT } (F = 37,04 ; p < 0,001)$$

En effet, Kabata-Pendias (2011) montre que le Pb peut être concentré dans les carbonates qui précipitent à $\text{pH} > 7$. Ainsi, le Pb adhère aux surfaces des particules par des procédés d'échange cationiques (Chardon et al., 2008). Dans les régions semi-arides, sa mobilité est affectée par la formation de chélates solubles avec les composés organiques (Adriano, 2001). Lors des intempéries, le Pb est fixé aussi par des minéraux argileux, hydroxydes et la MO.

f- le zinc : dans le sol, il est sous formes libre ou complexé (Kabata-Pendias et Sadurski, 2004). Bien qu'il soit très mobile dans la plupart des sols, la fraction fine et la MO peuvent affecter sa mobilité dans les sols alcalins (Wong et al., 2007). En revanche, sa fraction mobile dans les sols étudiés ne semble pas être influencée par leurs propriétés physicochimiques (tableau 48).





Tableau 49 : Les résultats des analyses métalliques dans la station de contrôle (région de Belaa).

ETM	Station de contrôle						Moyennes mondiales**
	Rép ₁	Rép ₂	Rép ₃	Rép ₄	Moyenne	Ecart-type	
Cd	1,01	1,22	1,11	1,21	1,14	0,10	0,41*
Cr	37,9	39,6	42,9	37,9	39,6*	2,36	59,5
Cu	11,2	9,1	9,5	12,9	10,7*	1,73	38,9
Ni	17,5	16,9	19,4	16,5	17,6*	1,26	29,0
Pb	11,9	10,7	10,9	10,3	10,9*	0,66	27,0
Zn	72,4	70,7	67,3	83,2	73,4*	6,87	70,0
Fe	16219	16344	15846	16195	16151*	213,6	-

* Les valeurs de référence utilisées dans les calculs des différents indices.

** Moyennes des teneurs métalliques des sols dans le monde établies par Kabata-Pendias (2011)

Tableau 50 : Répartition des classes de contamination des sols selon les valeurs de C_f (Hakanson, 1980).

Valeurs	Classes	
$C_f < 1$	Faible contamination	
$1 \leq C_f < 3$	Contamination modérée	
$3 \leq C_f < 6$	Contamination considérable	
$6 \leq C_f$	Contamination très élevée	

3- Evaluation du niveau de contamination métallique des sols étudiés

Au-delà d'une simple quantification des teneurs des sols en ETMs, on s'attache à évaluer le degré de contamination par ceux-ci ou leurs risques potentiels en calculant des indices dans le but d'obtenir des estimations réelles de la qualité des sols des bordures de l'oued Rhumel. Ainsi, les données analytiques ont été soumises à des méthodes de calcul de différents indices mono-élémentaires (*single indices*) ou multi-élémentaires (*integrated indices*). Cette évaluation permettra de classer les stations en fonction du degré de contamination des sols par les ETMs et de déterminer leurs sources potentielles.

Dans la présente étude, ces indices ont été calculés par rapport aux teneurs métalliques de la station de contrôle (témoin) située au niveau de la source de l'oued Rhumel dans la région de Belaa (Wilaya de Sétif). Cette région est supposée être loin de toute influence anthropique susceptible d'introduire ces éléments dans le sol. Les teneurs semblent donc refléter le fond géochimique (*Background*) de la région d'étude (tableau 49) sauf pour le Cd qui présente des teneurs élevées. Selon Sahli (2012), il pourrait s'agir d'une contamination d'origine agricole suite à l'application des engrais phosphatés riches en Cd. La valeur de référence de cet élément a été remplacée par la moyenne des sols dans le monde établie par Kabata-Pendias (2011).

3-1- Les indices mono-élémentaires

Ces indices ne prennent en considération qu'un seul ETM à la fois.

3-1-1- Facteur de contamination (C_f)

Dans la version suggérée par Hakanson (1980), cet indice est déterminé par le rapport entre la teneur métallique du sol et la valeur de référence de l'ETM en question (tableau 49), selon l'équation suivante :

$$C_f = \frac{[C]_n}{[C]_{ref}}$$

Où : $[C]_n$ est la teneur d'un seul ETM dans le sol prélevé,
 $[C]_{ref}$ est la teneur de référence pour le même élément métallique.

D'après Hakanson (1980), quatre classes de contaminations sont déterminées pour cet indice (tableau 50).

Les résultats des calculs montrent que le C_f varie de 1,6 à 7,6 pour le Cd, de 1,2 à 2,2 pour le Cr, de 1 à 3,6 pour le Cu, de 1,2 à 1,9 pour le Ni, de 1,4 à 5,4 pour le Pb, et de 1 à 1,83 pour le Zn. En moyenne, cet indice montre la séquence décroissante suivante :

$$C_{f_{Pb}} > C_{f_{Cd}} > C_{f_{Cu}} > C_{f_{Cr}} > C_{f_{Ni}} > C_{f_{Zn}}$$

Un C_f compris entre 1 et 3 indique une contamination modérée des sols (Hakanson 1980). Ceci est le cas de la majorité des sols étudiés. Le Cd et le Pb présentent les valeurs les plus élevées de cet indice (entre 3 et 6) dans quelques stations qui se révèlent donc considérablement contaminées. Avec une valeur supérieure à 6, un seul point de prélèvement dans la station 6 se révèle très contaminé par le Cd.

Tableau 51 : Moyennes des C_f en fonction des stations étudiées.

Stations	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	1,7	1,3	1,2	1,3	1,4	1,0
2	2,1	1,5	1,3	1,2	1,5	1,2
3	2,3	1,4	1,2	1,4	1,9	1,1
4	2,3	1,9	2,3	1,4	2,9	1,2
5	3,2	1,8	2,5	1,4	3,4	1,6
6	5,7	1,9	2,7	1,6	4,9	1,6
7	2,6	1,7	2,5	1,7	3,7	1,5
8	2,5	1,7	1,7	1,7	3,2	1,5
9	2,7	1,5	1,7	1,6	3,2	1,3
10	2,6	1,3	1,4	1,7	2,2	1,3

Tableau 52 : Répartition des classes de risque écologiques selon les valeurs de l'indice E_r (Hakanson, 1980).













Valeurs	Classes	
$E_r < 40$	Risque faible	
$40 \leq E_r < 80$	Risque modéré	
$80 \leq E_r < 160$	Risque considérable	
$160 \leq E_r < 320$	Risque élevé	
$320 \leq E_r$	Risque très élevé	

Tableau 53 : Moyennes des E_r en fonction des stations étudiées.

Stations	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	49,7	2,6	5,9	6,5	7,1	1,0
2	63,6	3,0	6,5	6,2	7,7	1,2
3	69,8	2,8	6,3	6,9	9,3	1,1
4	68,4	3,7	11,7	7,2	14,4	1,2
5	96,9	3,5	12,3	7,2	17,2	1,6
6	170,9	3,8	13,6	7,9	24,6	1,6
7	76,8	3,5	12,7	8,3	18,6	1,5
8	76,1	3,3	8,6	8,7	15,9	1,5
9	81,3	3,0	8,4	8,0	15,9	1,3
10	77,3	2,5	7,2	8,3	11,0	1,3

Tableau 54 : Classes de contamination des sols en fonction de l' I_{geo} (Müller, 1981).

Code	Valeurs	Classes	
0	$I_{geo} \leq 0$	Non-contaminé	
1	$0 < I_{geo} \leq 1$	Non-contaminé à modérée	
2	$1 < I_{geo} \leq 2$	Modérée	
3	$2 < I_{geo} \leq 3$	Modérée à élevée	
4	$3 < I_{geo} \leq 4$	Élevée	
5	$4 < I_{geo} \leq 5$	Élevée à extrêmement élevée	
6	$5 < I_{geo}$	Extrêmement élevée	

D'après le tableau 51, toutes les stations étudiées sont, en moyenne, modérément contaminées par les 6 ETMs. Cependant, certaines stations présentent une contamination considérable en Cd et en Pb. Pour le Cd, il s'agit des stations 5 (au niveau de la ville de Constantine) et 6 (juste en aval de cette ville) où le C_f est en moyenne de 3,2 et de 5,7, respectivement. Pour le Pb, ce sont les stations 5, 6, 7, 8 et 9.

3-1-2- Facteur de risque écologique (E_r)

Le risque écologique d'un ETM dans le sol peut être estimé à partir de l'équation suivante (Hakanson, 1980) :

$$E_r = T_r \times C_f$$

Où : C_f est le facteur de contamination,
 T_r est le facteur de la réponse toxicologique lié à l'ETM en question.

Le facteur de la réponse toxicologique (T_r) varie selon l'ETM considéré. Ses valeurs sont de l'ordre de 30, 2, 5, 5, 5 et 1 pour les éléments Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement. Les classes ajustées au risque écologique de ces éléments dans le sol ont été résumées dans le tableau 52 (Hakanson, 1980).

Les résultats des calculs montrent que le E_r varie de 47,8 à 227,9 pour le Cd, de 2,3 à 4,35 pour le Cr, de 5,1 à 17,9 pour le Cu, de 5,8 à 9,7 pour le Ni, de 6,8 à 27,0 pour le Pb, et de 1,0 à 1,83 pour le Zn. En moyenne, le risque écologique des ETMs dans les sols étudiés présente la séquence décroissante suivante :

$$E_{rCd} > E_{rPb} > E_{rCu} > E_{rNi} > E_{rCr} > E_{rZn}$$

Selon la classification de Hakanson (1980), seul le Cd présente un risque écologique modéré à considérable pour les sols des bordures de l'oued Rhumel. En moyenne, les valeurs de cet indice varient de 49,7 dans la station 1 à 107,9 dans la station 6 (tableau 53). Pour cet élément, nous constatons aussi que les sols des stations 5 et 6 enregistrent les risques écologiques les plus élevés dans la région d'étude. Pour les autres éléments, ce risque se révèle faible pour tous les sols étudiés ($E_r < 40$) (tableau 53).

3-1-3- Indice de géoaccumulation (I_{geo})

Cet indice permet l'évaluation de la contamination en comparant les concentrations actuelles et préindustrielles. Initialement utilisé avec les sédiments de fond (Müller, 1969), il peut également être appliqué à l'évaluation de la contamination des sols (Taylor et Mc Lennan, 1995). Il est calculé en utilisant l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{[C]_n}{1.5 \times [C]_{ref}} \right]$$

Où : $[C]_n$ est la teneur totale de l'élément donné dans l'échantillon de sol,
 $[C]_{ref}$ est la teneur de référence pour le même élément métallique.

La valeur 1,5 est le facteur de correction dû à des effets lithogènes. Il permet donc d'analyser les fluctuations naturelles du contenu métallique dans les sols analysés et les très petites influences anthropiques. Selon Müller (1981), cette méthode évalue la contamination des sols par les ETMs en termes de sept classes d'enrichissement (tableau 54).

Tableau 55 : Moyennes des I_{geo} en fonction des stations étudiées.

Stations	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	0,1	-0,2	-0,4	-0,2	-0,1	-0,5
2	0,5	-0,0	-0,2	-0,3	0,0	-0,3
3	0,6	-0,1	-0,3	-0,1	0,3	-0,4
4	0,6	0,3	0,6	-0,1	0,9	-0,3
5	1,1	0,2	0,7	-0,1	1,2	0,1
6	1,9	0,3	0,8	0,1	1,7	0,0
7	0,8	0,2	0,8	0,1	1,3	-0,0
8	0,8	0,2	0,2	0,2	1,1	-0,0
9	0,9	-0,0	0,2	0,1	1,1	-0,2
10	0,8	-0,3	-0,2	0,1	0,6	-0,2

Tableau 56 : Classes de contamination des sols en fonction de l'indice EF (Sutherland, 2000).






Valeurs	Classes	
$EF < 2$	Déficient à un enrichissement minimal	
$2 \leq EF < 5$	Enrichissement modérée	
$5 \leq EF < 20$	Enrichissement élevé	
$20 \leq EF < 40$	Enrichissement très élevé	
$40 \leq EF$	Enrichissement extrêmement élevé	

Tableau 57 : Moyennes des EF en fonction des stations étudiées.

Stations	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	1,5	1,2	1,1	1,2	1,3	0,9
2	1,8	1,3	1,1	1,1	1,3	1,0
3	1,7	1,0	0,9	1,0	1,4	0,8
4	1,6	1,4	1,7	1,0	2,1	0,9
5	2,3	1,3	1,8	1,0	2,5	1,2
6	3,9	1,3	1,9	1,1	3,4	1,1
7	1,6	1,0	1,6	1,0	2,3	0,9
8	1,5	1,0	1,0	1,0	1,8	0,9
9	1,7	0,9	1,0	1,0	2,0	0,8
10	1,6	0,8	0,9	1,0	1,3	0,8

Les résultats des calculs montrent que l' I_{geo} varie de 0,1 à 2,3 pour le Cd, de -0,4 à 0,5 pour le Cr, de -0,6 à 1,3 pour le Cu, de -0,4 à 0,4 pour le Ni, de -0,1 à 0,6 pour le Pb, et de -0,6 à 0,3 pour le Zn. Les valeurs moyennes des I_{geo} dans les sols étudiés présentent la séquence décroissante suivante :

$$I_{geo_{Pb}} > I_{geo_{Cd}} > I_{geo_{Cu}} > I_{geo_{Cr}} > I_{geo_{Ni}} > I_{geo_{Zn}}$$

Selon les moyennes enregistrées, les 4 premiers ETMs contaminent modérément les sols de la région d'étude ($0 < I_{geo} < 1$), alors que le Ni et le Zn ne le contaminent pas ($I_{geo} < 0$). Concernant les stations étudiées, les valeurs moyennes les plus élevées de cet indice sont enregistrées dans les stations 5 et 6 pour le Cd, alors que pour le Pb, elles le sont dans les stations 5 à 9 (tableau 55). Toutefois, ces valeurs étaient incluses dans l'intervalle "1 à 2" correspondant à une contamination modérée des sols de ces stations selon Müller (1981).

3-1-4- Facteur d'enrichissement (EF)

Ce facteur permet d'évaluer quantitativement les contributions de sources anthropiques aux concentrations des ETMs observées dans le sol. Il est calculé par le rapport aux concentrations métal/normalisateur de l'échantillon et du sol de contrôle (Buat-Menard et Chesselet, 1979) basé sur la standardisation d'un élément testé contre une référence unique. Ainsi, l'élément de référence est celui caractérisé par une faible variabilité, dont les plus utilisés sont Fe, Al, Mn, Ti et Sc (Grousset et al., 1995; Schiff et Weisberg, 1999; Reimann et de Caritat, 2000; Bergamashi et al., 2004). Dans cette étude, nous avons utilisé le Fe comme élément de référence (normalisateur). Il est l'une des principales composantes de la croûte terrestre, et sa concentration dans le sol est principalement liée à la matrice. Les valeurs de l'EF ont été calculées en utilisant une formule modifiée sur la base de l'équation proposée par Menard et Buat-Chesselet (1979).

$$EF = \frac{\frac{[C_M]_n}{[C_{Fe}]_n}}{\frac{[C_M]_{ref}}{[C_{Fe}]_{ref}}}$$

Où : $[C_M]_n$ est la teneur de l'ETM dans l'échantillon de sol,
 $[C_{Fe}]_n$ est la teneur du Fe dans l'échantillon de sol,
 $[C_M]_{ref}$ est la teneur de référence de l'ETM,
 $[C_{Fe}]_{ref}$ est la teneur de référence du Fe.

Selon Sutherland (2000), 5 catégories de contamination des sols sont déterminées sur la base de ce facteur (tableau 56).

Les résultats des calculs montrent que l'EF varie de 1,1 à 4,9 pour le Cd, de 0,7 à 1,7 pour le Cr, de 0,6 à 2,5 pour le Cu, de 0,9 à 1,33 pour le Ni, de 0,2 à 1,8 pour le Pb, et de 0,7 à 1,3 pour le Zn. En moyenne, l'enrichissement des sols en ETMs semble suivre la séquence décroissante suivante :

$$EF_{Pb} > EF_{Cd} > EF_{Cu} > EF_{Cr} > EF_{Ni} > EF_{Zn}$$

Selon le tableau 57, seuls le Cd et le Pb enregistrent des valeurs supérieures à 2 dans certains points de prélèvement, indiquant un enrichissement modéré des sols correspondants. Cet enrichissement est enregistré dans les stations 5 et 6 (au niveau de la ville de Constantine)

Tableau 58 : Classes de contamination des sols en fonction du C_d (Hakanson, 1980).








Valeurs	Classes	
$C_d < 8$	Faible degré de contamination	
$8 \leq C_d < 16$	Degré de contamination modéré	
$16 \leq C_d < 32$	Degré de contamination considérable	
$32 \leq C_d$	Degré de contamination très élevé	

Tableau 59 : Moyennes des indices multi-élémentaires en fonction des stations étudiées.

Stations	C_d	PLI	RI
1	7,9	1,3	72,8
2	8,9	1,4	88,1
3	9,3	1,5	95,9
4	12,0	1,9	106,7
5	13,9	2,2	138,7
6	18,3	2,6	222,3
7	13,7	2,1	121,3
8	12,3	2,0	114,1
9	12,0	1,9	117,9
10	10,4	1,7	107,6

Tableau 60 : Classes de contamination des sols en fonction du PLI (Tomlinson et al., 1980).

Valeurs	Classes	
$PLI < 1$	Non pollué	
$PLI = 1$	Niveau de base de la pollution	
$PLI > 1$	Pollution élevée	

pour le Cd, et dans les stations 4, 5, 6, 7 et 9 pour le Pb. Les autres ETMs présentent des taux très faibles où déficients.

3-2- Les indices multi-élémentaires

Ce type d'indice est calculé à partir de l'ensemble des ETMs analysés.

3-2-1- Degré de contamination (C_d)

La somme des facteurs de contamination calculés pour tous les éléments examinés représente le degré de contamination du sol en question (Hakanson, 1980).

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_{f_i}$$

Où : C_f est le facteur de contamination,
 i est l'ETM en question qui varie de 1 à 6,
 n est le nombre d'ETMs analysés (6 éléments).

Il vise à fournir une mesure du degré de contamination globale dans les sols d'échantillonnage. Ainsi, quatre classes de contamination sont retenues (tableau 58).

Les résultats des calculs montrent que le C_d varie de 7,7 dans la station 1 à 20,1 dans la station 6. Les valeurs de cet indice sont représentées par leurs moyennes pour chaque station étudiée dans le tableau 59. Ainsi, seule la station 1 enregistre un faible degré de contamination ($C_d < 8$; Hakanson, 1980) alors que la station 6 (avec un C_d de 18,3) est considérablement contaminée. Les autres stations présentent des degrés de contamination modérés ($8 \leq C_d < 16$; Hakanson, 1980).

3-2-2- Indice du niveau de pollution (PLI)

Chaque site a été évalué pour déterminer son niveau de pollution par les ETMs analysés en utilisant l'indice PLI développé par Tomlinson et al. (1980). Il est calculé en utilisant la racine (n éléments) à partir du produit des C_f calculés précédemment selon l'équation suivante:






$$PLI = \sqrt[n]{C_{f_1} \times C_{f_2} \times C_{f_3} \times \dots \times C_{f_i} \times \dots \times C_{f_n}}$$

Où : C_f est le facteur de contamination,
 i est l'ETM en question varie de 1 à 6,
 n est le nombre d'ETMs analysés (6 éléments).

Cet indice fournit des moyens simples mais comparatifs pour évaluer la qualité du sol dans une région donnée. Cette appréciation est donnée par le tableau 60.

Le PLI varie de 1,3 dans la station 1 à 2,8 dans la station 6. Selon les normes données par Tomlinson et al. (1980) (tableau 60), toutes les stations se révèlent contaminées par les 6 ETMs analysés, car elles enregistrent des $PLI > 1$ (tableau 59). La station 6 est toujours la plus contaminée alors que la station 1 enregistre le taux de pollution le plus faible de la région d'étude.

Tableau 61 : Classes de contamination des sols en fonction du RI (Hakanson, 1980).

Valeurs	Classes	
$RI < 90$	Risque faible	
$90 \leq RI < 180$	Risque modéré	
$180 \leq RI < 360$	Risque considérable	
$360 \leq RI < 720$	Risque élevé	
$720 \leq RI$	Risque très élevé	

3-2-3- Indice du risque écologique potentiel (RI)

Le RI est la somme des risques écologiques de tous les éléments métalliques, tel que :

$$RI = \sum_{i=1}^n E_{r_i}$$

Où : E_r : est le risque écologique élémentaire,
 i est l'ETM en question qui varie de 1 à 6,
 n est le nombre d'ETMs analysés (6 éléments).

Cet indice permet d'évaluer le degré de pollution des sols par les ETMs et d'associer leurs effets écologiques et environnementaux à leurs effets toxicologiques (Hakanson, 1980). Cet auteur définit cinq catégories de risques écologiques (tableau 61).

Les valeurs de cet indice varient d'un minimum de 70,6 dans la station 1 à un maximum de 277,3 dans la station 6. En comparant les valeurs moyennes (tableau 59) aux normes données par Hakanson (1980) (tableau 61), il ressort que le risque écologique est faible dans les stations 1 et 2 ($RI < 90$), et considérable dans la station 6 ($180 < RI < 360$). Le reste des stations enregistre des risques modérés ($90 < RI < 180$).

3-3- Discussion

Les indices utilisés, bien que la plupart d'entre eux ne font pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques, ont l'avantage d'être associés à des échelles qualitatives de pollution. La simplicité des calculs de ces indices nous a permis de comparer facilement les différentes stations étudiées.

Les calculs des différents indices ont permis de mettre en évidence une grande variabilité de ceux-ci. Cependant, il en résulte que le Cd et le Pb sont les ETMs qui contaminent le plus les sols des bordures de l'oued Rhumel dans la région étudiée. En effet, leurs teneurs totales dans ces sols dépassent les seuils de contamination de ces deux éléments établis par Kabata-Pendias et Pendias (1992). Dans la plupart des cas, ce dépassement est produit par un enrichissement des sols ($EF > 1$) du fait des différentes activités humaines, en particulier au niveau de la ville de Constantine (stations 5 et 6). Selon Bhuiyan et al. (2010), un $EF > 1$ indique une origine exogène de l'ETM, ce qui prouve que ce sont les apports anthropiques, qui enrichissent les sols de bordures de l'oued Rhumel par ces ETMs. Ceci rejoint les résultats obtenus par Sahli (2012) pour la même période d'étude et la même région. En effet, cet auteur a également enregistré des enrichissements en Cd et en Pb dans les sédiments de l'oued Rhumel. Selon cet auteur, l'utilisation non contrôlée des engrais serait à l'origine de cet enrichissement qui n'a concerné que la partie amont du bassin du Rhumel, *i.e.* le sous-bassin supérieur (10-03). Dans notre cas, ce sont les sous-bassins moyen et inférieur (10-4 et 10-6, respectivement) et principalement les sols prélevés au niveau la ville de Constantine qui sont concernés par cet enrichissement d'où l'hypothèse d'une source de contamination urbaine en particulier pour les stations 5 et 6. En effet, l'enrichissement des sols de ces stations en Cd et en Pb est modéré à élevé alors que pour les autres ETMs est faible à très faible.

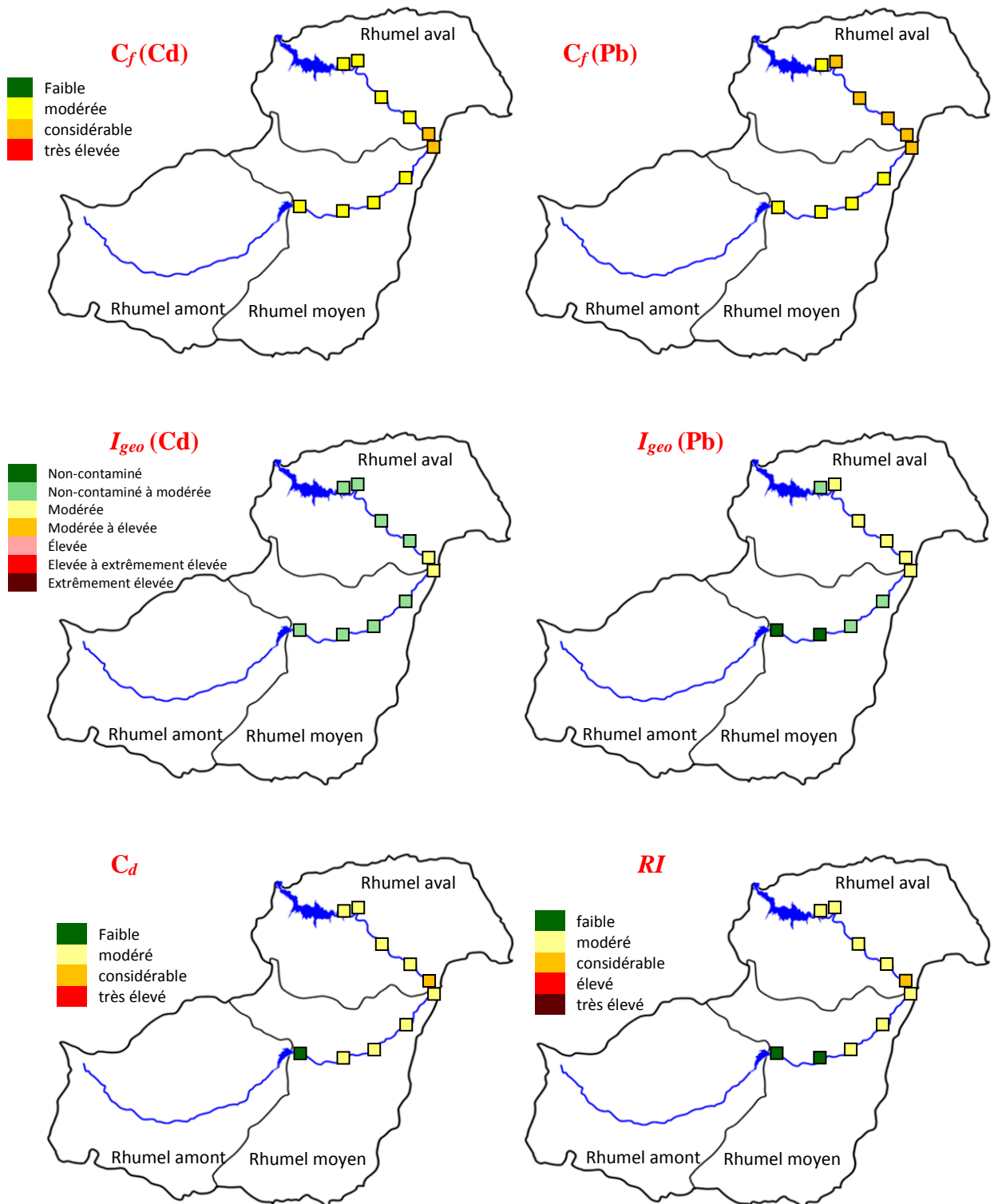


Figure 69 : Répartition de la contamination métallique des stations étudiées.

Les ETMs étudiés présentent globalement des risque écologiques faibles à très faibles, à l'exception du Cd, dont le risque est modéré à considérable. En effet, la contamination des sols de bordure de l'oued Rhumel par le Cd est globale. Cependant, les résultats de l' I_{geo} montrent aussi une contamination modérée en Pb des sols à partir des stations 5 à 9. Ces résultats sont semblables à ceux enregistrés dans les sédiments de l'oued Rhumel par [Sahli \(2012\)](#).

Globalement, nous constatons aussi que l'enrichissement métallique des sols étudiés, surtout par le Cd et le Pb, leur degré de contamination ainsi que les risques associés sont inversement proportionnels à la distance de la ville de Constantine. En effet, la distance est corrélée négativement et significativement avec les différents indices ($p < 0,05$).

Pour les indices multi-élémentaires, le *PLI* montre que tous les sols étudiés sont pollués ($PLI > 1$) ce qui explique le degré d'impact des différentes activités humaines sur l'oued et ses berges. Cependant, leur degré de contamination est variable. Les sols de la station 1, faiblement contaminés, présentent un faible risque écologique ($RI = 72,8$) alors que ceux de la station 6, considérablement contaminés, enregistrent un risque écologique considérable ($RI = 222,3$). Les sols des autres stations, modérément contaminés, présentent aussi des risques modérés. De même que les indices mono-élémentaires, ces indices sont corrélés négativement et significativement à la distance de la ville de Constantine ($p < 0,05$).

La figure 69 présente la distribution de quelques indices mono et multi-élémentaires sur le transect étudié de l'oued Rhumel (le reste est rapporté dans l'annexe 2). Cette représentation résume la situation de la contamination des sols étudiés. Elle indique une contamination métallique considérable des sols de la station 6. Située en contrebas et en aval de la ville de Constantine, cette station reçoit tous types de rejets (urbains et industriels) de cette ville, ce qui explique les teneurs métalliques enregistrées. En effet, les sols de cette station présentent les teneurs les plus élevées de la région d'étude. La situation semble être préoccupante, surtout pour le Cd et le Pb qui sont très toxiques sous toutes leurs formes ([Smolders et Mertens, 2013](#); [Steinnes, 2013](#)). Ils présentent un risque écologique considérable pour le sol et auront certainement des effets négatifs sur les organismes des sols, les plantes et l'environnement ([Kabata-Pendias, 2011](#)). Ceci confirme que les sols de cette station (et dans un moindre degré ceux des autres stations) sont confrontés à une contamination métallique probable, en particulier par le Cd, qui résulte de l'augmentation des rejets liquides non traités déversés dans l'oued Rhumel, en provenance des milieux urbains, et des déchets solides déposés sur les berges de l'oued.

Tableau 62 : Répartitions des 10 taxons déterminés selon le genre et la famille.

Familles	Genres	Espèces
Lumbricidae Rafinesque- Schmaltz, 1815	<i>Aporrectodea</i> Örley, 1885	<i>A. rosea</i> (Savigny, 1826) <i>A. trapezoides</i> (Dugès, 1828)
	<i>Eisenia</i> Malm, 1877	<i>E. fetida</i> (Savigny, 1826)
	<i>Eiseniella</i> Michaelsen, 1900	<i>E. tetraedra</i> (Savigny, 1826)
	<i>Eophila</i> Rosa, 1893	<i>E. moebii</i> (Michaelsen, 1895) <i>E. molleri</i> (Rosa, 1889)
	<i>Octodrilus</i> Omodeo, 1956	<i>O. complanatus</i> (Dugès, 1828)
	<i>Octolasion</i> Örley, 1885	<i>O. lacteum</i> (Orley, 1881)
	<i>Proctodrilus</i> Rosa, 1893	<i>P. antipai</i> (Michaelsen, 1891)
Criodrilidae Vejdovsky, 1884	<i>Criodrilus</i> Hoffmeister, 1845	<i>C. ghaniae</i> (Qiu et Bouché, 1998)

4- Biodiversité du peuplement lombricien

Pour la région étudiée, le nombre de vers de terre prélevés dans les sols de bordures de l'oued Rhumel a atteint 1018 vers. Avec un nombre de 641, les vers adultes et sub-adultes représentaient 63 % de ce peuplement, le reste correspond à des vers juvéniles (soit 377 vers). Seule la première catégorie de vers, *i.e.* adultes et sub-adultes, a fait l'objet d'une étude taxonomique afin de déterminer la composition spécifique des populations prélevées.

4-1- La détermination taxonomique des vers prélevés

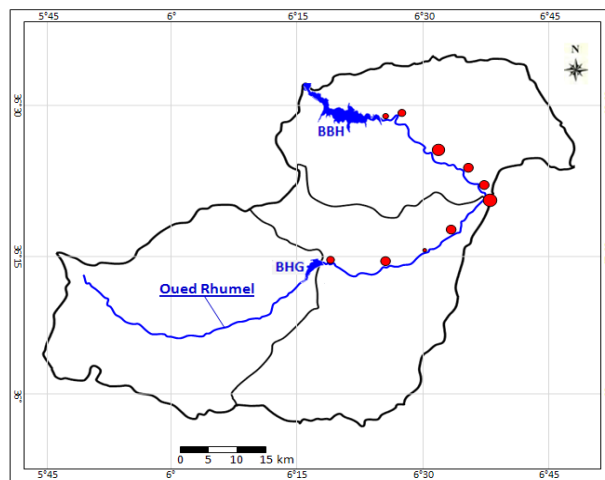
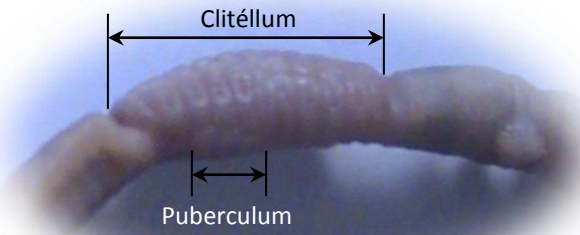
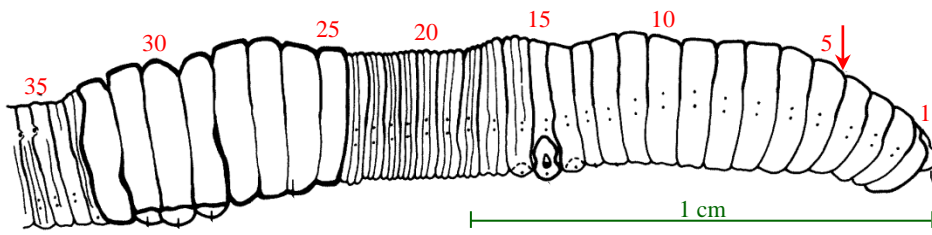
Elle a été effectuée sur la base des caractères externes et de quelques caractères internes des vers prélevés (adultes et sub-adultes). La détermination des différents taxons lombriciens a été réalisée selon la clé de détermination et la nomenclature de [Blakemore \(2008\)](#).

Les résultats de cette étude montrent que le peuplement lombricien de la région étudiée est composé de 10 espèces de vers de terre :

Aporrectodea rosea (Savigny, 1826)
Aporrectodea trapezoides (Dugès, 1828)
Criodrilus ghaniae (Qiu et Bouché, 1998)
Eisenia fetida (Savigny, 1826)
Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)
Eophila moebii (Michaelsen, 1895)
Eophila molleri (Rosa, 1889)
Octodrilus complanatus (Dugès, 1828)
Octolasion lacteum (Orley, 1881)
Proctodrilus antipai (Michaelsen, 1891)

Ces espèces appartiennent à deux familles lombriciennes, celles des **Lumbricidae** Rafinesque-Schmaltz, 1815 et des **Criodrilidae** Vejdovsky, 1884. Selon le tableau 62, la famille des Lumbricidae domine ces populations avec 9 espèces réparties sur 7 genres, alors que la famille des Criodrilidae n'est représentée que par un seul genre (*Criodrilus*), et un seul représentant *C. ghaniae*. Cette espèce n'a été prélevée que dans deux points d'échantillonnage de la station 4 (fig. 79). En plus, seuls les genres *Aporrectodea* et *Eophila* présentent deux espèces alors que les autres genres ne sont représentés que par une seule espèce.

Les caractéristiques de chaque taxon lombricien sont données dans les pages suivantes. Les figures associées 70 à 79 comportent des schémas détaillés et des spécimens de chaque taxon, ainsi que la répartition de ces taxons dans les différentes stations étudiées.



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 70 : *Aporectodea rosea*.

Aporrectodea rosea (Savigny, 1826)

Synonymes

- Enterion roseum* Savigny, 1826:182.
Lumbricus roseus Dugès, 1837:8, 17, 20.
Lumbricus aquatilis Vejdovsky, 1875: 199.
Allolobophora mediterranea Örley, 1881: 286
Allolobophora (Notogama) rosea Rosa, 1893:424.
Eisenia rosea Michaelsen, 1900:478
Eisenia rosea budensis Szüts, 1909: 129.
Eisenia rosea prashadi Stephenson, 1922: 440.
Eisenia rosea dendrobaenoides Omodeo, 1950: 1-12.
Allolobophora rosea Pop, 1948: 69.
Allolobophora rosea Bouché, 1972: 418.
Aporrectodea rosea Gates, 1976: 4.
Aporrectodea rosea rosea Easton, 1983: 477.
Aporrectodea rosea Blakemore, 2008: 458.
-

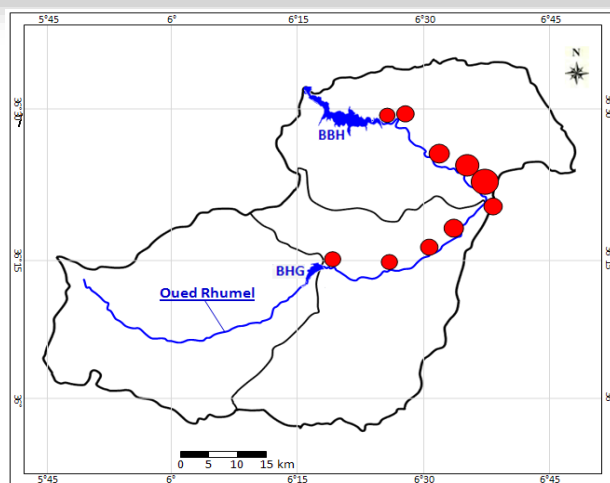
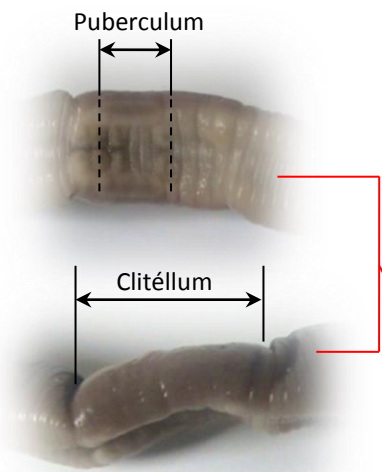
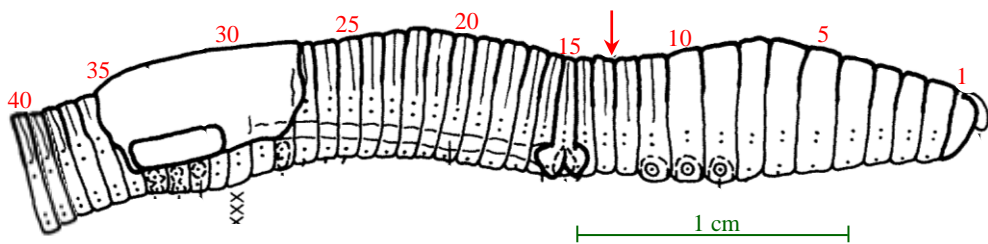
Longueur	: 32–71 mm.
Largeur	: 2-3 mm.
Nombre de segments	: 100-165.
Couleur	: non pigmenté (partie antérieure rosâtre).
Prostomium	: épilobique ouvert.
1 ^{er} pore dorsal	: 4/5.
Soie	: géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore bien développé.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 25, 26 – 32, en forme de selle orange souvent évasée (brun).
Puberculum	: segments 29 – 31.
Gésier	: en 17-18,19.
Glande calcaire	: 10 ^e segment.
Néphridie	: en forme holoic, vessies en U, pores discrets et alternés en lignes B et D
Vésicule séminale	: deux paires en 9 et 10.

Habitats : tout type d'habitat : forêts, pâturages, jardins, berges, sous les pierres et dans les grottes (Blakemore, 2008) ; sols secs sols alluviaux, pâturages, bordure de rivière, jardins urbains, ferme expérimentale (Blakemore, 2008) ; sols à pH entre 4,9 au 9,8 ; bordures des oueds en milieu semi aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Endogé

Distribution : taxon cosmopolite, pérégrine, d'origine paléarctique. Il est introduit dans plusieurs régions du monde.

- Dans la région d'étude, ce taxon est très répandu et récolté au niveau de toutes les stations prospectées (fig. 70).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 71 : *Aporectodea trapezoides*.

Aporrectodea trapezoides (Dugès, 1828)

Synonymes du taxon

- Lumbricus trapezoides* Dugès, 1828: 289.
Allolobophora beddardi Ribaucourt, 1896: 53.
Helodrilus (Allolobophora) caliginosus trapezoides Michaelsen , 1900.
Helodrilus (Helodrilus) mariensis Stephenson, 1917: 414.
Eophila augilensis Sciacchitano, 1932: 302.
Allolobophora caliginosa (Sav.) trapezoides Chen, 1933: 216.
Dendrobaena samarigera graeca Cernosvitov, 1938: 191.
Allolobophora iowana Evans, 1948: 515.
Allolobophora trapezoides Gates, 1972: 76.
Nicodrilus (Nicodrilus) caliginosus meridionalis Bouché, 1972: 334.
Aporrectodea trapezoides Reynolds, 1977: 46
Aporrectodea caliginosa trapezoides Easton, 1983:477.
Aporrectodea trapezoides Blakemore, 2008:464.
-

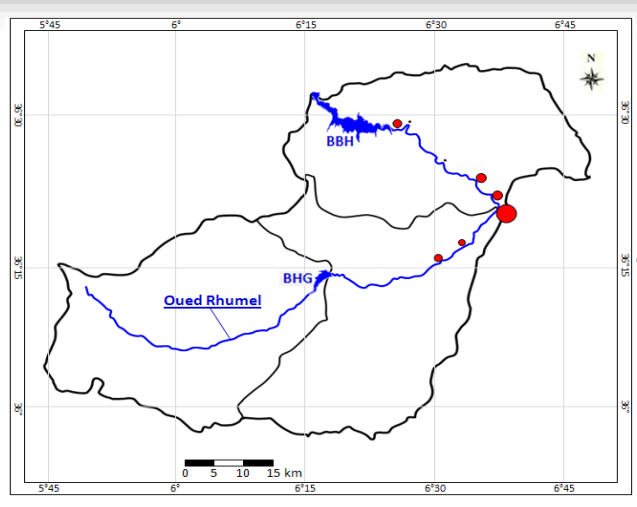
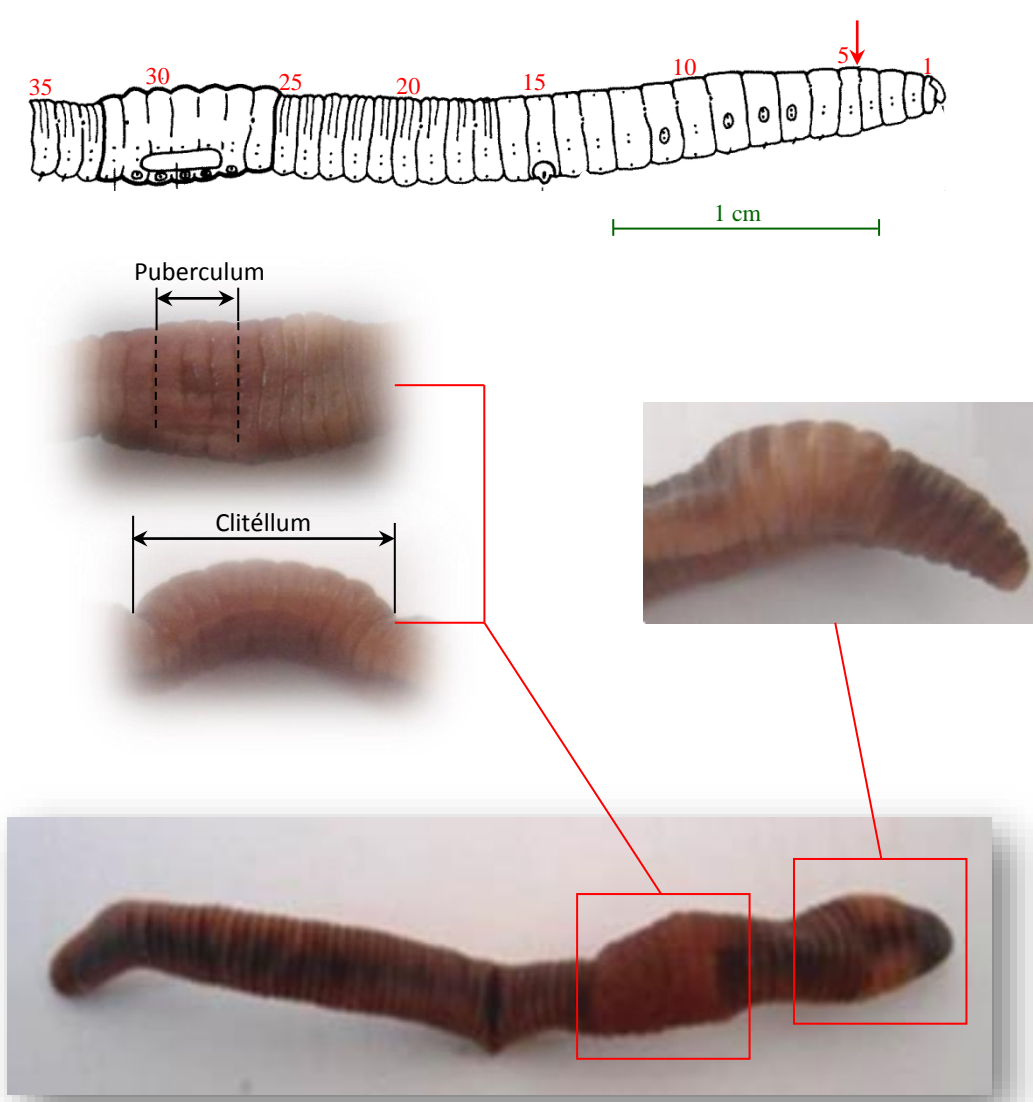
Longueur	: 67-138 mm.
Largeur	: 3-5 mm.
Nombre de segments	: 133-155.
Couleur	: brun foncé avec gradient dorso-ventral.
Prostomium	: épilobique fermé.
1 ^{er} pore dorsal	: 6/7.
Soie	: géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore bien développé.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 26,27 – 34, en forme de selle brunâtre.
Puberculum	: segments 31 – 33.
Gésier	: en 17.
Glande calcaire	: 10 ^e segment.
Néphridie	: en forme holoic, vessies en U, pores discrets et alternés en lignes B et D
Vésicule séminale	: deux paires en 9 et 10.

Habitats : tout type d'habitat : pâturages, jardins, berges, sous les pierres et dans les grottes, terres arables, sols organiques riches présentant une litière de surface et de l'humidité suffisante (Blakemore, 2008); bordure des oueds en milieu semi-aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Endogé (anécique-endogé, épi-endogé, ...)

Distribution : taxon cosmopolite, pérégrine, d'origine paléarctique. Il est introduit dans plusieurs régions du monde.

- Dans la région d'étude, ce taxon est le plus abondant et récolté au niveau de toutes les stations prospectées (fig. 71).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 72 : *Eisenia fetida*.

Eisenia fetida (Savigny, 1826)

Synonymes du taxon

Enterion fetidum Savigny, 1826:182.
Lumbricus foetidus Dugès, 1837:21.
Allolobophora foetida Eisen, 1874:50.
Allolobophora (Notogama) foetida Rosa, 1893:424.
Eisenia foetida Michaelsen, 1900:475.
Helodrilus (Eisenia) foetidus Michaelsen, 1913:551.
Eisenia foetida var. *unicolor* André, 1963:1.
Eisenia fetida Stöp-Bowitz, 1969: 210.
Eisenia fetida fetida Bouché, 1972:380.
Allolobophora foetida fimetora Csuzdi et Zicsi, 2003: 143.
Eisenia fetida Blakemore, 2008:498.

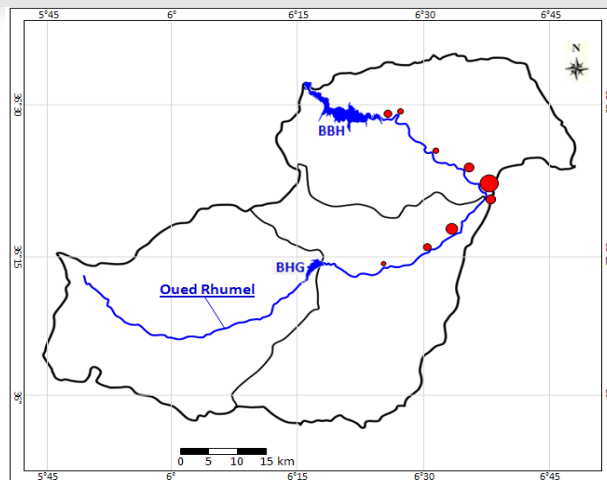
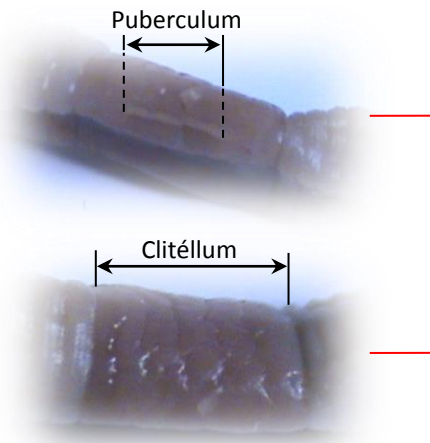
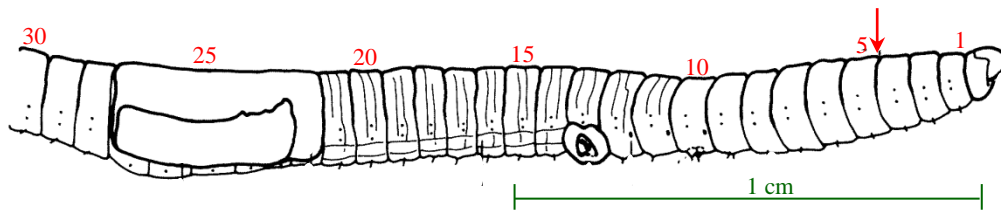
Longueur	: 37-78 mm.
Largeur	: 2-4 mm.
Nombre de segments	: 68-94.
Couleur	: rosâtre avec des bandes jaunes longitudinales (zébrée).
Prostomium	: épilobique ouvert.
1 ^{er} pore dorsal	: 4/5.
Soie	: géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore bien développé.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 26 – 32, en forme de selle brunâtre.
Puberculum	: segments 28 – 30.
Gésier	: en 17-18.
Glande calcaire	: en 10-12.
Néphridie	: entérioriformes
Vésicule séminale	: en 9 /12.

Habitats : taxon classique des composts et des fumiers d'où son appellation ver de fumier, rare en milieu naturel (Bouché, 1972), sols organiques; litière humide des bois (Lee, 1985) ; source chaude en Islande, forêts et steppes. (Stöp-Bowitz, 1969) ; bordure des oueds en milieu semi-aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Epigé

Distribution : taxon cosmopolite, groupe d'espèce d'origine Européenne. Il est introduit dans plusieurs régions du monde.

- Dans la région d'étude, ce taxon est assez abondant et récolté dans 8 stations (fig. 72).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 73 : *Eiseniella tetraedra*.

Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)

Synonymes du taxon

- Enterion tetraedrum* Savigny, 1826:184.
Lumbricus tetraedrus Dugès, 1837: 8, 17, 23.
Lumbricus tetraedrus luteus Eisen, 1871: 966.
Allurus tetraedrus Eisen, 1874: 54.
Allurus tetragonurus Friend, 1892: 194.
Eiseniella tetraedra hammoniensis Michaelsen, 1909: 63.
Eisenia tetraedra (Sav.) *typica* Michaelsen, 1935a:40.
Eiseniella tetraedra popi Zicsi, 1960: 435.
Eiseniella tetraedra tetraedra Easton, 1983:481
Eiseniella tetraedra Sims et Gerard, 1985:90
Eiseniella tetraedra Csuzdi et Zicsi, 2003: 153.
Eiseniella tetraedra Blakemore, 2008:511.

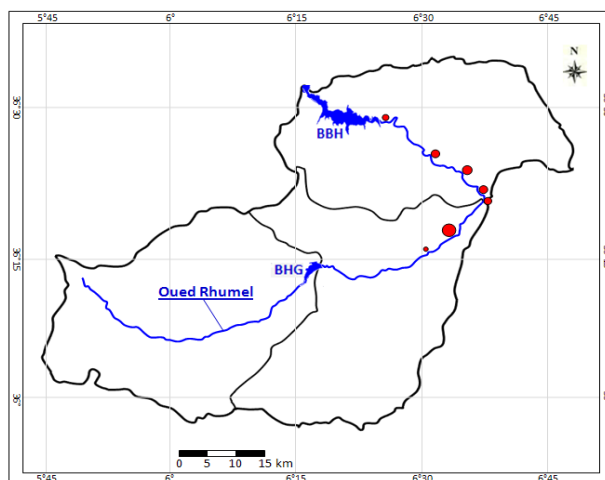
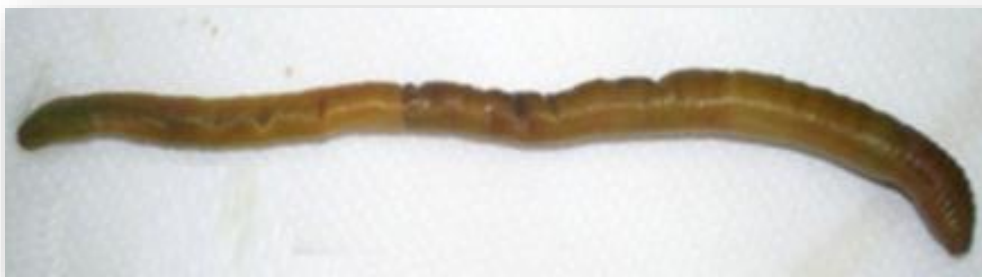
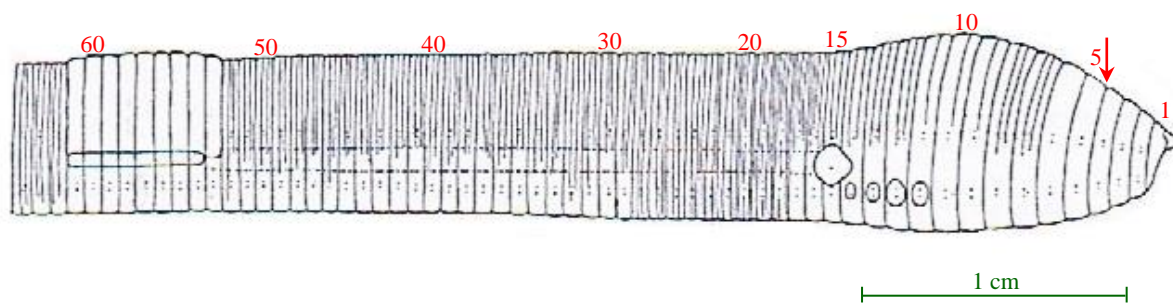
Longueur	: 25-56 mm.
Largeur	: 2-3 mm.
Nombre de segments	: 76-91.
Couleur	: brunâtre avec dégradation antéro-postérieure et dorso-ventrale.
Prostomium	: épilobique ouvert.
1 ^{er} pore dorsal	: 4/5.
Soies	: géminées
Pore mâle	: 13 ^e segment, porophore développé.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 23 – 26, en forme de selle brunâtre.
Puberculum	: segments ½ 23 – ½ 25.
Gésier	: en 17.
Glande calcaire	: en10-14.
Néphridies	: entérioriformes
Spermathecae	:en10/11.

Habitats : typique des sols des bordures des rivières (Bouché, 1972) ; sols humides ou alcalins ; bords de sources, torrents, fossés, étangs, marais, marécages et lacs ; sous des pierres ou de la mousse ; sols tourbeux, sols organiques ; sables et graviers ; dans les prairies "près salins", forêts, steppes ; eaux usées ; pH 4,6 à 8,5 ; bordure des oueds en milieu semi-aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Epigé (partiel)

Distribution : taxon cosmopolite, d'origine paléarctique ouest. Il est introduit dans plusieurs régions du monde.

- Dans la région d'étude, ce taxon est assez répandu et récolté au niveau de 9 stations (fig. 73).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 74 : *Eophila moebii*.

Eophila moebii (Michaelsen, 1895)

Synonymes du taxon

Eophila moebii Michaelsen, 1895: 4.
Allolobophora möbii, Michaelsen, 1900: 138.
Heraclescolex moebii Qiu et Bouché, 1998.
Eophila molleri/moebii Blakemore, 2008:516.

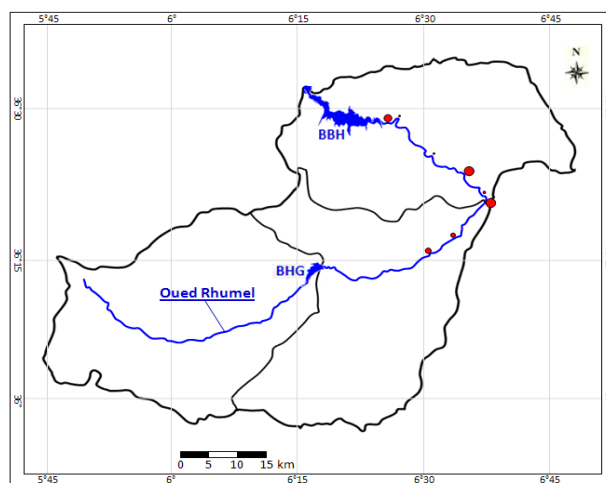
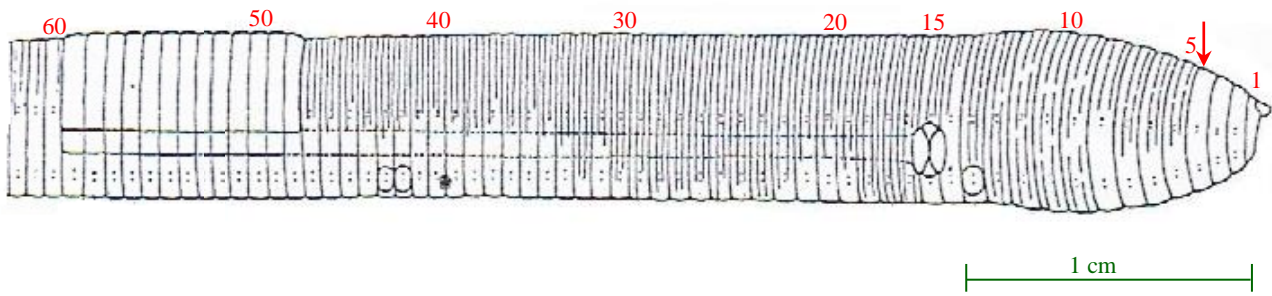
Longueur : 79-147 mm.
Largeur : 4-6 mm.
Nombre de segments : 122-181.
Couleur : vert clair avec gradient dorso-ventral et antéro-postérieur.
Prostomium : épilobique fermé.
1^{er} pore dorsal : 6/7.
Soies : géminées
Pore mâle : 15^e segment, en b.
Pore femelle : 14^e segment, en b.
Clitellum : segments 52,53 – 61, en forme de selle.
Puberculum : segments 54 – 61.
Gésier : en 17.
Glande calcaire : 10^e segment.
Néphridies : en forme holoic, pores discrets et alternés en lignes B et D
Spermathecae : en 9/12.

Habitats : typique des sols humides ; les vases, les berges des cours d'eau, sous les pierres ([Blakemore, 2008](#)); bordure des oueds en milieu semi-aride ([Martinucci et Omodeo, 1987](#); [Omodeo et al., 2008](#); [El-Hadef El-Okki et al., 2014](#)).

Catégorie : Endogé

Distribution : taxon d'origine du Maghreb et du Sud-ouest de l'Europe.

- Dans la région d'étude, ce taxon est assez répandu et récolté au niveau de 7 stations (fig. 74).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 75 : *Eophila molleri*.

Eophila molleri (Rosa, 1889)

Synonymes du taxon

Eophila molleri Rosa, 1889: 3.

Heraclescolex molleri Qiu et Bouché, 1998.

Eophila molleri/moebii Blakemore, 2008: 516.

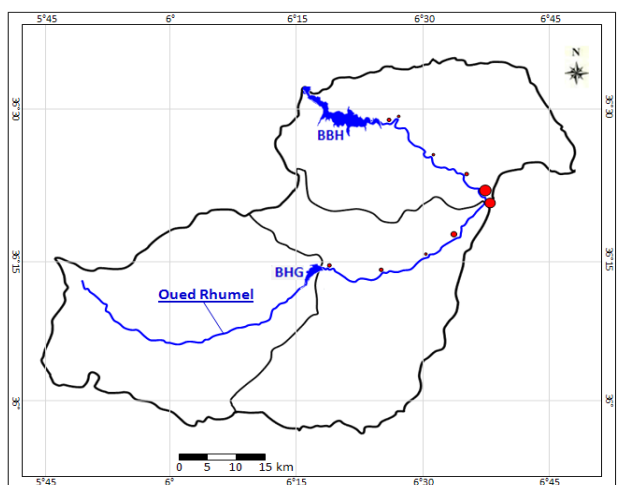
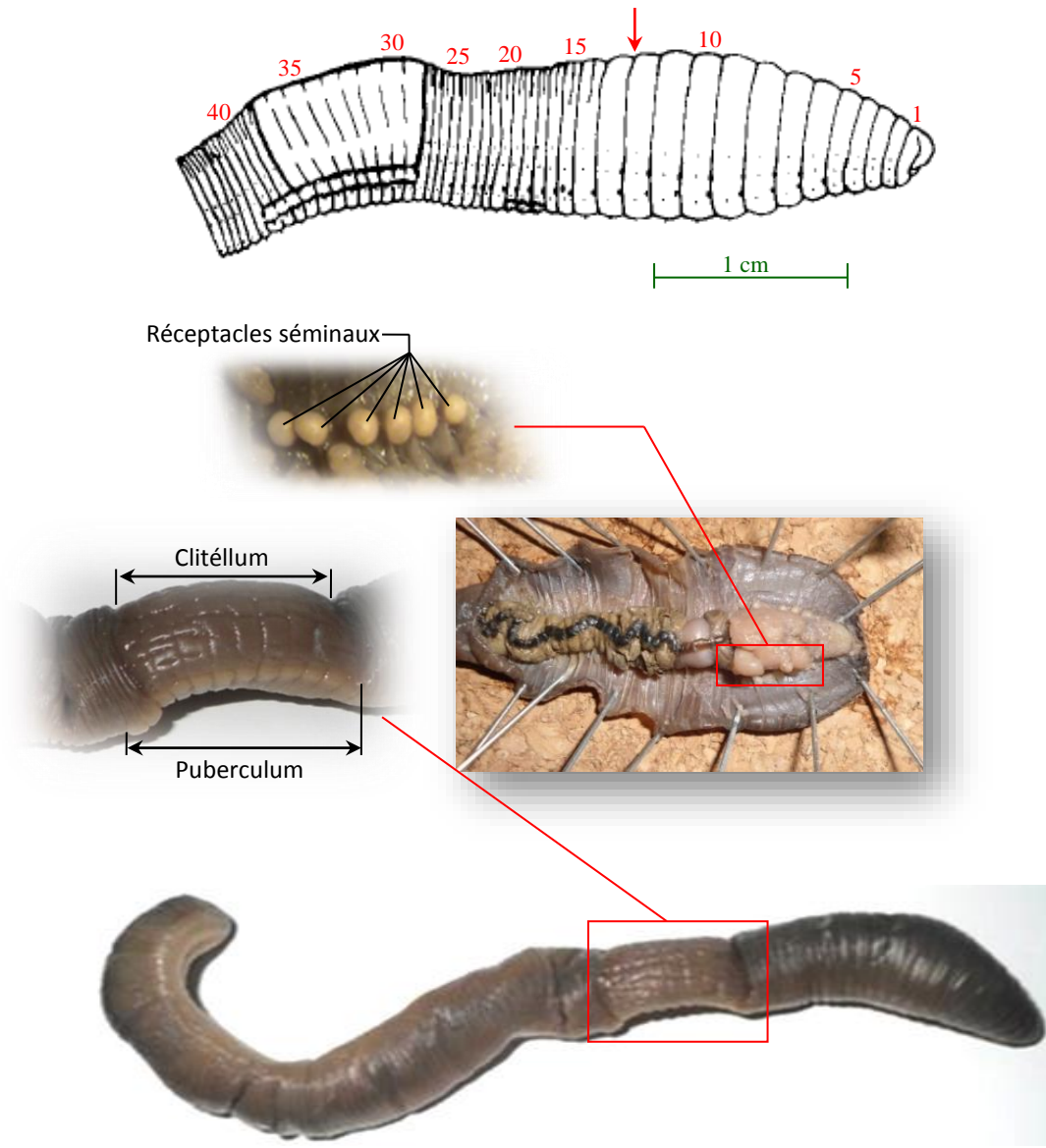
Longueur	: 88-168 mm.
Largeur	: 4-7 mm.
Nombre de segments	: 149-224.
Couleur	: vert foncé avec gradient dorso-ventral et antéro-postérieur.
Prostomium	: épilobique fermé.
1 ^{er} pore dorsal	: 2/3.
Soies	: géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, en b.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 48 – 59, en forme de selle brunâtre.
Puberculum	: segments 50 – 57.
Gésier	: en 17.
Glande calcaire	: 10 ^e segment.
Néphridies	: en forme holoic, pores discrets et alternés en lignes B et D
Spermathecae	: en 9/12.

Habitats : typique des sols humides ; vases, berges des cours d'eau, sous les pierres (Blakemore, 2008) ; bordure des oueds en milieu semi-aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Endogé

Distribution : taxon d'origine du Maghreb et du Sud-ouest de l'Europe.

- Dans la région d'étude, ce taxon est assez répandu et récolté au niveau de 8 stations (fig. 75).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 76 : *Octodrilus complanatus*.

Octodrilus complanatus (Dugès, 1828)

Synonymes du taxon

- Lumbricus complanatus* Dugès, 1828: 289.
Allolobophora companata Rosa, 1884.
Lumbricus(*Dendrobaena*) *complanatus* Vaillant, 1889: 117.
Allolobophora (*Octolasion*) *complanatum* Rosa, 1893:424.
Octolasion complanatum Örley, 1885: 15.
Octolasion complanatum Michaelsen, 1900:508.
Octodrilus complanatus Omodeo, 1956.
Octodrilus complanatus Easton, 1983: 483.
Octodrilus complanatus Blakemore, 2008: 537.

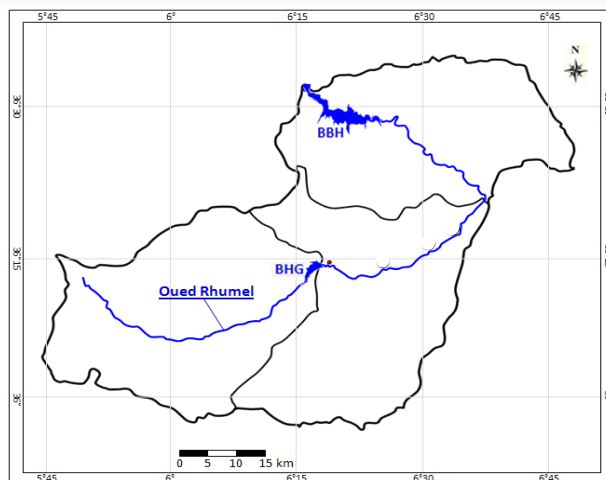
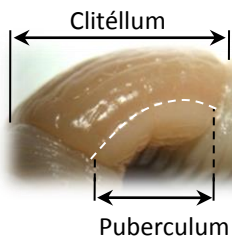
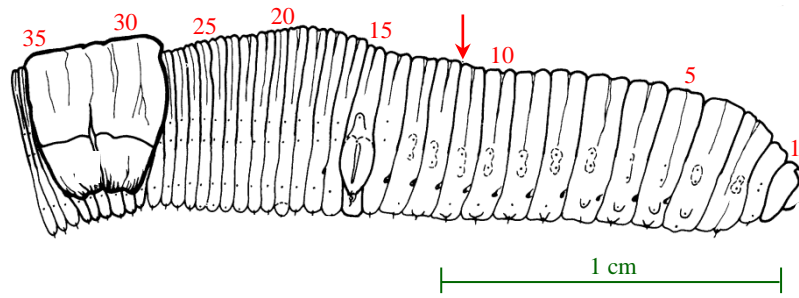
Longueur	: 77-172 mm.
Largeur	: 5-9 mm.
Nombre de segments	: 133-155.
Couleur	: brun foncé avec gradient dorso-ventral et antéro-postérieur.
Prostomium	: épilobique fermé.
1 ^{er} pore dorsal	: 12/13.
Soies	: écartées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore absent.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 28,29 – 37, en forme de selle de coloration claire.
Puberculum	: segments 29 – 39.
Gésier	: en 17.
Glande calcaire	: 10 ^e segment.
Néphridies	: entérioriformes.
Spermathecae	: en 6– 12.

Habitats : typique des sols méditerranéens ; forêts, pâturages, marécages et berges des cours d'eau, sols alluviaux, ferme expérimentale (Blakemore, 2008) ; bordures des oueds en milieu semi-aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Anécique

Distribution : taxon d'origine du l'Europe de l'Est, très répandu dans le bassin méditerranéen.

- Dans la région d'étude, ce taxon est assez répandu et récolté au niveau de toutes les stations prospectées (fig. 76).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 77 : *Octolasion lacteum*.

Octolasion lacteum (Orley, 1881)

Synonymes du taxon

- Lumbricus terrestris* var. *lacteus* Örley, 1881:584.
Allolobophora rubidus Örley, 1884:584.
Allolobophora profuga Rosa, 1884: 47.
Lumbricus (Allolobophora) profuga Vaillant, 1889:113.
Octolasion lacteum (part) Michaelsen, 1900:506.
Eophila himalayana Cernosvitov, 1937: 109.
Octolasion lacteum Gerard, 1964: 50.
Octolasion tyrtaeum (part): Gates, 1972:125, 128.
Octolasion lacteum lacteum: Bouché, 1972: 253.
Octolasion lacteum Easton, 1983:483.
Octolasion lacteum Csuzdi et Zicsi, 2003: 465.
Octolasion lacteum Blakemore, 2008: 545.

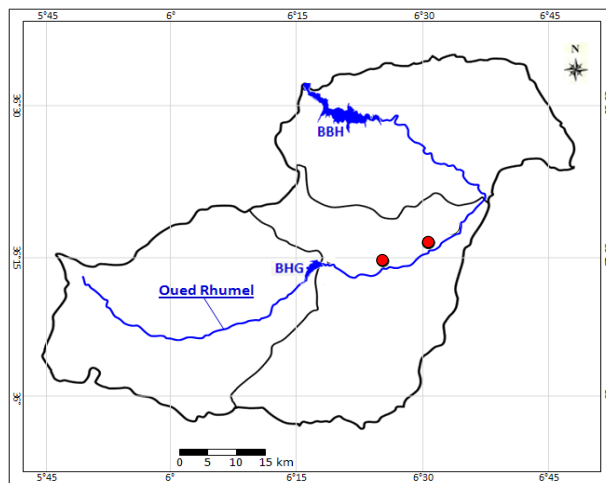
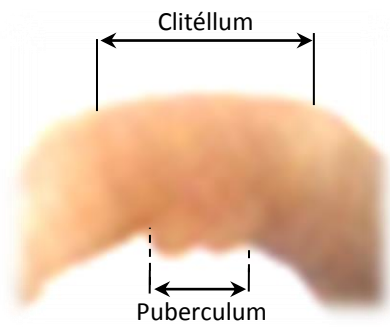
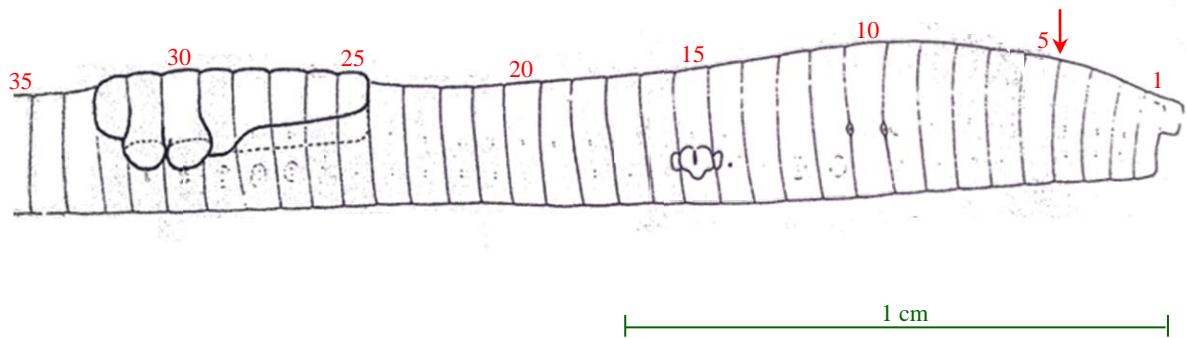
Longueur	: 52-78 mm.
Largeur	: 2-4 mm.
Nombre de segments	: 85-95.
Couleur	: sans pigmentation (rosâtre).
Prostomium	: épilobique fermé.
1 ^{er} pore dorsal	: 8/9.
Soies	: étroitement géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore bien développé.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 30 – 35, en forme de selle segmentée.
Puberculum	: segments 31 – 34.
Gésier	: en 17-19.
Glande calcaire	: en 10-14.
Néphridies	: entérioriformes.
Spermathecae	: en 10-11.

Habitats : typique des sols humides, bordure de rivière, sols sains (Bouché, 1972), occasionnellement limnique, sous les pierres (Blakemore, 2008) ; bordures des oueds en milieu semi-aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Epiendogé (endogé de surface)

Distribution : taxon cosmopolite, originaire du sud-ouest de l'Europe et réparti dans tout le bassin méditerranéen.

- Dans la région d'étude, ce taxon est très peu répandu et n'est récolté que dans la station 1 (fig. 77).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 78 : *Proctodrilus antipai*.

Proctodrilus antipai (Michaelsen, 1891)

Synonymes du taxon

- Allolobophora antipae* Michaelsen, 1891: 16.
Dendrobaena riparia Bretscher, 1901: 218.
Eophila antipae antipae Mihailova 1966: 192.
Allolobophora (sensu lato) *antipae antipae* Bouché, 1972: 448.
Helodrilus antipai antipai Zicsi et Michalis 1981: 247;.
Proctodrilus antipai antipai Mrsic and Sapkarev 1988: 11.
Aporrectodea riparia Zicsi et Csuzdi, 1999: 998.
Proctodrilus antipai Blakemore, 2008: 569.

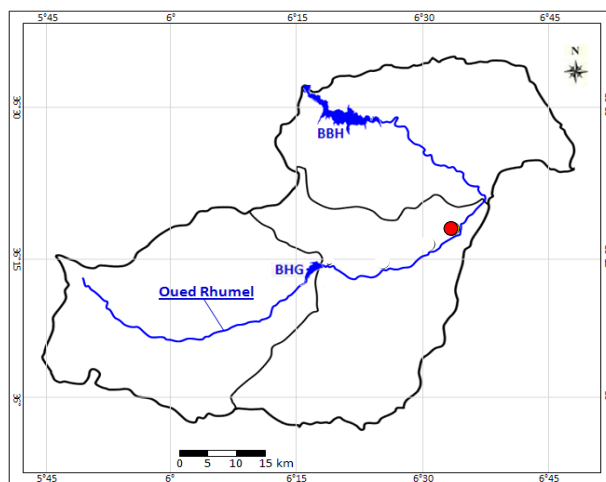
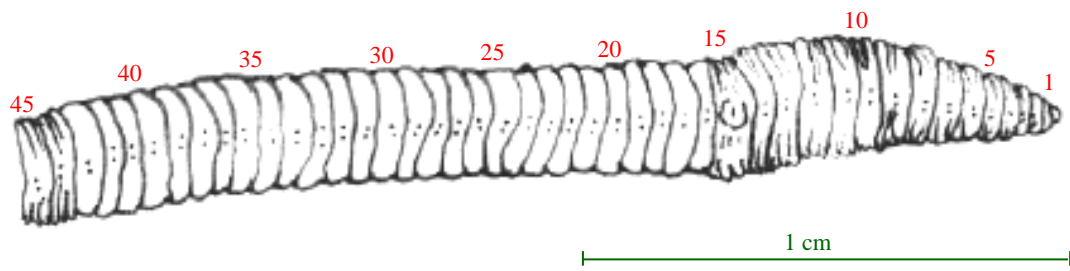
Longueur	: 113-157 mm.
Largeur	: 2-2,5 mm.
Nombre de segments	: 125-151.
Couleur	: sans pigmentation (rosâtre).
Prostomium	: épilobique fermé.
1 ^{er} pore dorsal	: 4/5.
Soies	: géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore de petite taille.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 25 – 32, en forme de selle segmentée.
Puberculum	: segments 30 – 31.
Gésier	: en 17-18.
Glande calcaire	: en 10-14.
Néphridies	: entérioriformes
Spermathecae	: en 10-11.

Habitats : typique des sols peu humides et peu organiques (Bouché, 1972) ; bordures des rivières, des lacs, des étangs (Blakemore, 2008) ; bordure des oueds en milieu semi aride (Martinucci et Omodeo, 1987; Omodeo et al., 2008; El-Hadef El-Okki et al., 2014).

Catégorie : Endogé

Distribution : taxon d'origine de l'Europe Centrale. Il est introduit dans plusieurs régions du monde.

- Dans la région d'étude, ce taxon est très peu répandu et récolté au niveau de 2 stations seulement (fig. 78).



- 8 vers / point de prélèvement
- 6 vers / point de prélèvement
- 3 vers / point de prélèvement
- 1 vers / point de prélèvement

Figure 79 : *Criodrilus ghaniae*.

Criodrilus ghaniae (Qiu et Bouché, 1998)

Synonymes du taxon

- Criodrilus lacuum* Hoffmeister, 1845: 41.
Criodrilus lacuum Örley, 1887: 551
Criodrilus lacuum Michaelsen, 1900: 468.
Criodrilus lacuum Stephenson, 1930: 904.
Criodrilus lacuum Perel, 1979: 174.
Hydrilus ghaniae Qiu et Bouché, 1998: 17.
Criodrilus ghaniae Blakemore, 2008: 569.

Longueur	: 113-162 mm.
Largeur	: 2-3mm.
Nombre de segments	: 268-295.
Couleur	: sans pigmentation.
Prostomium	: épilobique ouvert.
1 ^{er} pore dorsal	: 2/3.
Soies	: géminées
Pore mâle	: 15 ^e segment, porophore bien développé.
Pore femelle	: 14 ^e segment, en b.
Clitellum	: segments 23 – 34,35, en forme de selle segmentée.
Puberculum	: segments 30 – 34,35.
Gésier	: en 17.
Glande calcaire	: en 10-11.
Néphridies	: en U.
Spermathecae	: en 11/12.

- Habitats :** typique des sols gorgés d'eau (très humide) (Qiu et Bouché, 1998) ; bordures des oueds en milieu semi-aride (El-Hadef El-Okki et al., 2014).
Catégorie : Endogé
Distribution : taxon endémique de la région de Constantine.

- Endémique de la région de Constantine, il est récolté au niveau d'une seule station (station 4) à environ 13 km à l'Ouest de la ville de Constantine (fig. 79).

Tableau 63 : La répartition des abondances et des biomasses des vers en fonction stations d'étudiées et du stade de vie des vers (moyennes \pm écart-type).

Sites	Abondance		Densité		Biomasses	
	Adultes	Juveniles	Adultes	Juveniles	Adultes	Juveniles
1	09,5 \pm 4,8	08,0 \pm 4,0	152 \pm 46	128 \pm 68	13,3 \pm 5,2	4,0 \pm 1,6
2	12,3 \pm 6,5	12,3 \pm 8,2	196 \pm 33	196 \pm 132	18,3 \pm 9,8	8,8 \pm 6,4
3	15,8 \pm 3,8	11,0 \pm 4,5	252 \pm 56	176 \pm 73	20,8 \pm 9,1	5,5 \pm 3,3
4	17,5 \pm 14,0	16,8 \pm 12	280 \pm 67	268 \pm 190	28,4 \pm 5,6	4,1 \pm 5,3
5	20,5 \pm 6,7	10,3 \pm 8,5	328 \pm 33	164 \pm 135	32,7 \pm 5,6	2,8 \pm 1,0
6	21,0 \pm 7,7	08,3 \pm 7,8	336 \pm 111	132 \pm 125	46,4 \pm 13,1	3,1 \pm 2,9
7	17,5 \pm 1,7	11,8 \pm 7,3	280 \pm 98	188 \pm 116	29,7 \pm 6,7	2,1 \pm 1,7
8	14,5 \pm 7,0	07,5 \pm 7,2	232 \pm 55	120 \pm 116	22,6 \pm 11,8	2,2 \pm 1,0
9	12,0 \pm 5,3	05,3 \pm 4,8	192 \pm 23	84 \pm 77	22,7 \pm 7,9	0,6 \pm 0,7
10	12,5 \pm 5,1	12,0 \pm 7,0	200 \pm 48	192 \pm 112	22,7 \pm 8,6	1,9 \pm 1,3

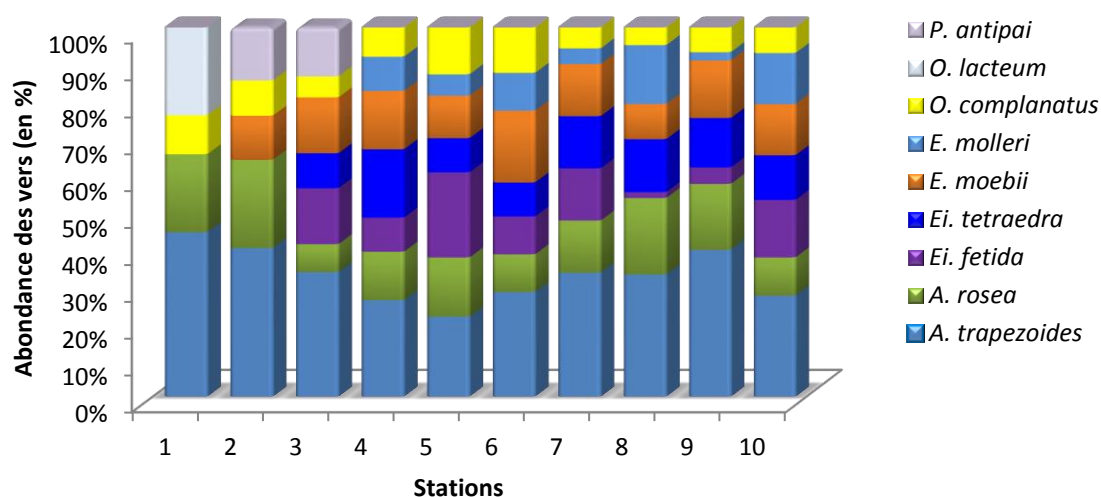


Figure 80 : La répartition des abondances (en %) des taxons lombriciens en fonction des stations étudiées.

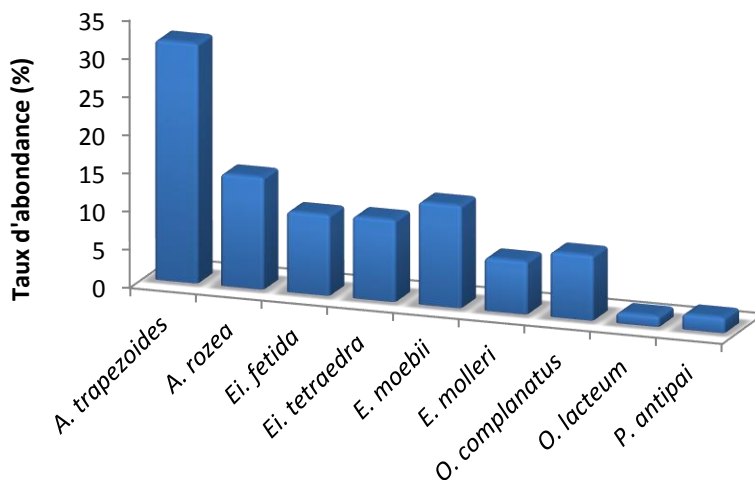


Figure 81 : Les taux d'abondance des taxons lombriciens dans la région d'étude.

4-2- Caractéristiques du peuplement lombricien

Dans la région d'étude le peuplement lombricien est dominé par la famille des Lumbricidae. En plus, la famille des Criodrilidae n'est représentée que d'une seule espèce et dans une seule station (station 4). De ce fait, nous allons concentrer notre étude sur la famille des Lumbricidae. Le tableau 63 résume l'ensemble des résultats des différentes mesures biologiques, à savoir l'abondance, la densité et la biomasse.

4-2-1- L'abondance et la densité

L'abondance ponctuelle des vers de terre dans la région d'étude varie d'un minimum de 13 vers dans la station 1 à un maximum de 56 vers dans la station 4, soit une densité de 208 à 624 vers.m⁻². La valeur moyenne de l'abondance est de 25,45 vers par point de prélèvement, ce qui correspond à une densité moyenne de 407,2 vers.m⁻².

Le tableau 63 présente l'abondance en fonction du stade de vie des vers et des 10 stations étudiées. En général, les vers adultes sont plus fréquents que les vers juvéniles. En moyenne, nous avons enregistré 16,0 ± 6,1 vers adultes et 9,4 ± 6,3 vers juvéniles par point de prélèvement. Cependant, le test de Student (*t*) n'a pas révélée de différence significative entre les deux classes d'âge (*p* = 0,065). Ainsi, les deux stades vie (adulte et juvénile) composent équitablement les populations étudiées.

En fonction des taxons lombriciens (fig. 80 et 81), les taxons de la famille des Lumbricidae présentent la séquence d'abondance décroissante suivante :

A. trapezoides > *A. rosea* > *E. moebii* > *E. tetraedra* > *E. fetida* > *O. complanatus* >
E. molleri > *P. antipai* > *O. lacteum*

Il ressort que l'espèce *A. trapezoides* est la plus abondante (fig. 80 et 81). En effet, elle présente un taux moyen de 31,4 % des vers prélevés. Ce taux varie de 21,8 % dans la station 5 à 44,7 % dans la station 1. Selon l'Anova effectuée, l'abondance de ce taxon est similaire dans les 10 stations étudiées (*F* = 1,45 ; *p* = 0,21).

En additionnant les vers du taxon *A. rosea*, le genre *Aporrectodea* devient le plus abondant dans la région étudiée avec plus de 45 % des vers prélevés. Le genre *Eophila* représente le deuxième genre le plus abondant avec un taux de présence de 23,79 %. En revanche, nous notons son absence dans les sols de la première station (région d'Oued El-Athmania). Les taxons *P. antipai* et *O. lacteum* sont les moins abondants (fig. 81) avec les taux respectifs 3,9 % et 1,4 %. En plus, ils ne se rencontrent que dans les stations 2 et 3 pour *P. antipai* et la première station pour *O. lacteum* (fig. 80)

Par ailleurs, les catégories écologiques des vers, *i.e.* épigés, anéciques et endogés, montrent une dominance des vers endogés, alors que les anéciques et les épigés ne sont représentés que par 1 ou 2 espèces, respectivement. Toutefois, le taxon *A. trapezoides* semble appartenir à différentes catégories selon les auteurs : endogé-anécique (Bouché, 1984), endogé poly-humique (James, 2000) et épi-endogé (Winsome et al., 2006 et Blakemore, 2008).

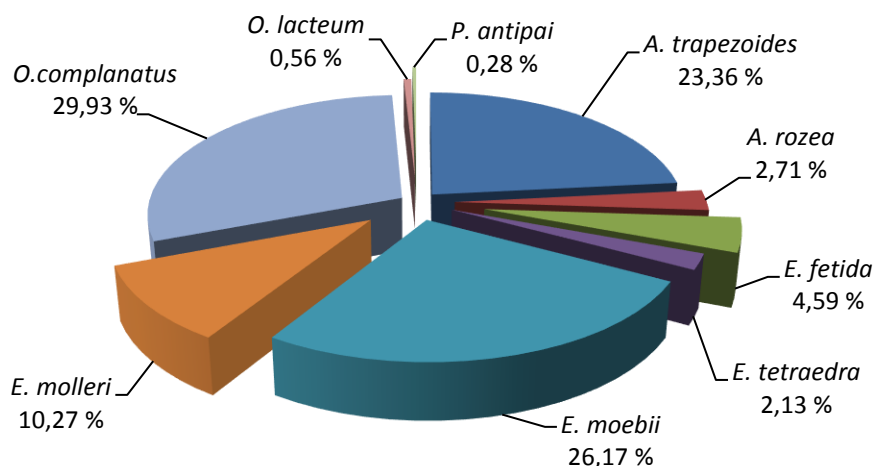


Figure 82 : La répartition des biomasses en fonction des taxons déterminés.

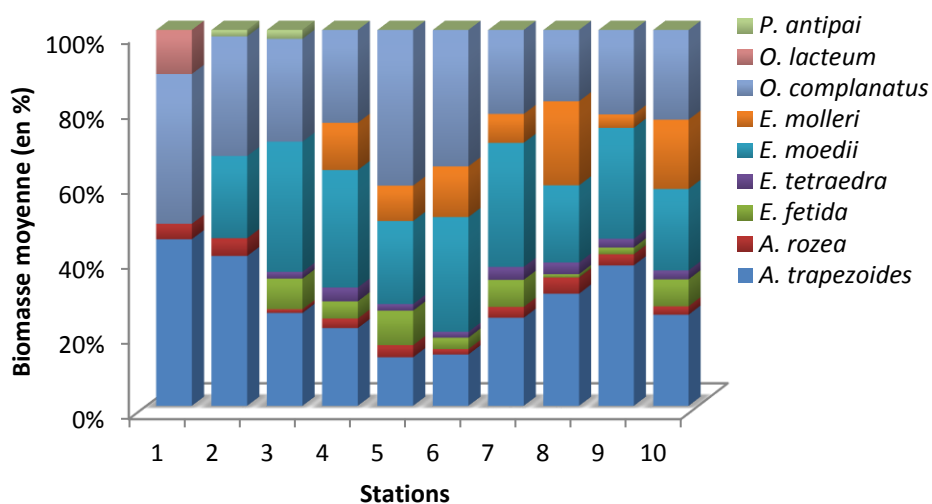


Figure 83 : La répartition des biomasses spécifiques en fonction des stations étudiées.

Tableau 64 : Les résultats des indices de diversité de la Famille des Lumbricidae.

Stations	S	N	lnS	lnN	H'	J'	Simpson		Hill	M'
							D	1/D		
1	4	38	1,39	3,64	1,27	0,91	0,31	3,21	0,90	0,82
2	5	42	1,61	3,74	1,46	0,91	0,26	3,79	0,88	1,07
3	7	53	1,95	3,97	1,79	0,92	0,20	5,10	0,86	1,51
4	7	76	1,95	4,33	1,86	0,96	0,17	5,93	0,92	1,39
5	7	87	1,95	4,47	1,86	0,95	0,17	5,97	0,93	1,34
6	7	98	1,95	4,58	1,85	0,95	0,17	5,75	0,90	1,31
7	7	71	1,95	4,26	1,77	0,91	0,20	5,04	0,86	1,41
8	7	63	1,95	4,14	1,70	0,87	0,21	4,74	0,87	1,45
9	7	45	1,95	3,81	1,64	0,84	0,24	4,16	0,81	1,58
10	7	58	1,95	4,06	1,87	0,96	0,17	5,94	0,92	1,48

4-2-2- La biomasse

La biomasse ponctuelle, correspondant au poids frais des vers récoltés dans un point de prélèvement, varie d'un minimum de 8,67 g dans la station 1 à un maximum de 76,76 g dans la station 6. La valeur moyenne de la biomasse est de 31,34 g par point de prélèvement, ce qui correspond à 501,4 g.m⁻². Selon la figure 82, le taxon *O. complanatus* présente la biomasse la plus élevée, avec un taux de 29,9 %. En revanche, *Eophila* constitue le genre dont la biomasse est la plus importante, soit 36,44 % de la biomasse totale. Pour le taxon le plus abondant (*i.e.* *A. trapezoides*), il est en 3^e place avec 23,36 % de la biomasse totale, alors que les autres taxons (5 espèces) ne représentent que 10,27 % de celle-ci (fig. 82). Concernant le stade de vie, cette population est dominée par les vers adultes. Leur biomasse représente 84,2 % de la biomasse totale, alors que les juvéniles ne constituent que 15,8 % de celle-ci.

La distribution des biomasses spécifiques présente des variations plus ou moins importantes en fonction des stations étudiées (fig. 83). Pour le taxon *A. trapezoides*, sa biomasse varie faiblement dans la région d'étude. En effet, l'Anova effectué n'a pas révélé un effet station significatif ($F = 0,71$; $p = 0,69$), par contre sa biomasse individuelle diminue considérablement surtout dans les stations 5 et 6 ($F = 3,82$; $p = 0,003$). Les autres taxons lombriciens présentent des variations plus ou moins importantes selon les points et les stations de prélèvements (diminution de leurs biomasses individuelles dans les stations 5 et 6).

4-2-3- La biodiversité

La détermination de la diversité de la famille des Lumbricidae est réalisée par une série d'indices quantitatifs. Ces indices prennent en compte la densité basée sur le nombre d'espèces, *i.e.* la richesse spécifique (S), et la fréquence ou l'abondance relative des espèces et leur degré de dominance (Hamilton, 2005). Les valeurs calculées pour les différents milieux sont données dans le tableau 64. Au total, la richesse spécifique globale de la région d'étude est de 9 taxons, alors qu'elle n'est au maximum que de 7 taxons par station. Les stations 1 et 2 enregistrent les richesses les plus faibles avec 4 et 5 espèces, respectivement.

La diversité des espèces, en terme d'indice de Shannon-Wiener (H'), est maximale dans la station 10 ($H' = 1,87$) tandis que celle minimale est enregistrée dans la station 1 ($H' = 1,27$). Selon les normes données par Legendre et Legendre (2012), la diversité de la famille des Lumbricidae est faible dans la région étudiée. Cependant, les valeurs de l'indice de Pielou, relativement élevées (entre 0,84 et 0,96), indiquent que le peuplement est équilibré et que la distribution des individus entre les espèces est équitable (Legendre et Legendre, 2012). Pour l'indice de Simpson, plus sensible à la fréquence équitable des espèces qu'à leur nombre, sa valeur la plus faible est enregistrée dans la station 1 alors que la plus élevée est observée dans la station 5. L'augmentation de ses valeurs se traduit par une augmentation de la diversité et une réduction de la dominance (Simpson, 1949). Pour l'indice de Hill, il est plus faible dans la station 9 (0,81) alors qu'il est plus élevé dans la station 5 (0,93). L'indice de Margalef, qui estime la richesse spécifique absolue indépendamment de la taille de l'échantillon (Peet, 1974), montre une situation inverse à celui de Hill : la valeur la plus élevée est enregistrée dans la station 9 (1,58) alors qu'elle est plus faible dans la station 1 (0,82).

4-3- Discussion des paramètres biologiques

L'étude taxonomique a révélé que le peuplement lombricien des sols des bordures de l'oued Rhumel est composé de deux familles. La famille des Lumbricidae est la plus dominante avec 9 espèces réparties sur 7 genres alors que la famille des Criodrilidae n'est représentée que par un seul taxon (*C. ghaniae*). Seuls les genres *Aporrectodea* et *Eophila* sont représentés par deux espèces alors que les autres genres ne comprennent qu'une seule. Ces taxons ont été précédemment enregistrés dans la région d'étude (Tebbani, 1998; El-Hadef El-Okki, 1998, 2002). Cependant, la nomenclature de ces taxons a changé pour certains taxons :

- *A. trapezoides* était citée sous le nom de *Nicodrilus caliginosus meridionalis* (El-Hadef El-Okki, 1998, 2002) ;
- *A. rosea* était citée sous le nom de *Koinodrilus roseus roseus* (El-Hadef El-Okki, 2002), et d'*Allolobophora rosea* (El-Hadef El-Okki, 1998),
- le genre *Eophila* était cité sous le nom d'*Allolobophora* (El-Hadef El-Okki, 1998) et d'*Heraclescolex* (El-Hadef El-Okki, 2002).
- *Criodrilus* était citée sous le nom d'*Hydrilus* (El-Hadef El-Okki, 1998) ;

Ces différents résultats ont été aussi démontrés par El-Hadef El-Okki et al. (2014) qui ont réalisé une checklist des espèces lombriciennes dans le grand bassin du Kébir-Rhumel. Selon ce travail de synthèse, le peuplement lombricien, comportant 14 espèces, est enrichi par une troisième famille, celle des **Acanthodrilidae** avec un seul taxon (*Microscolex dubius*). Ce dernier a été récolté dans la région d'étude au niveau des berges des quelques affluents de l'oued Rhumel dans les régions de Bled Youcef, d'Oued El-Athmania, de Benzekri et d'Ibn Ziad. Cependant, il n'a pas été observé dans les stations de la présente étude. Pour *C. ghaniae*, elle a été prélevée seulement dans la station 4. En effet, ce taxon, endémique de l'Algérie (Blakemore, 2008), a été précédemment enregistré dans la même région (Tebbani, 1998), à l'entrée de la ville de Constantine (El-Hadef El-Okki, 1998) et aussi dans la région de Batna (non publié). En plus, les espèces déterminées figurent parmi les espèces lombriciennes du Maghreb selon Omodeo et Martinucci (1987), Baha (1997), Baha et Rota (2001) et Omodeo et al. (2003). Ces auteurs ont dénombrés 26 taxons dans le territoire Algérien et en y ajoutant les nouvelles espèces recensées, ce nombre augmente à 33 taxons.

Pour la famille des Lumbricidae, la distribution des taxons est variable en fonction des stations étudiées, toutefois le taxon *A. trapezoides* est enregistré dans tous les sols. Ce résultat a été confirmé dans le travail de synthèse d'El-Hadef El-Okki et al. (2014) qui montre que ce taxon domine le peuplement lombricien dans les sols de bordures des principaux cours d'eau du bassin Kébir-Rhumel. En plus, plusieurs auteurs ont rapporté la prédominance de cette espèce dans les berges des rivières et des zones agricoles (Sims et Gerard, 1999; Talavera, 2007; Misirlioğlu 2008; Omodeo et Rota 2008). Selon Blakemore (2008), *A. trapezoides* est le taxon le plus commun dans le monde. Son aire de répartition originale correspond au Paléarctique, mais actuellement il est distribué à travers les cinq continents, c'est donc une espèce cosmopolite. Compte tenu de sa capacité à survivre dans un large éventail de conditions environnementales, de sa répartition géographique et de son taux de reproduction élevé (Fernández et al., 2010), *A. trapezoides* peut être considérée comme une espèce clé dans

Tableau 65 : Matrice des corrélations entre les paramètres biologiques des vers de terre et les propriétés physicochimiques des sols correspondants.

	pH	CE	CT	CA	MO	N	C/N	CEC	A	L	S	
Abondance	<i>A. trapezoides</i>	ns	0,42*	ns	ns	0,42**	ns	0,39*	0,32*	0,39*	ns	ns
	<i>A. rosea</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>E. fetida</i>	ns	0,37*	ns	ns	0,33*	ns	0,46**	0,34*	0,32*	0,42**	-0,53***
	<i>E. tetraedra</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>E. moebii</i>	ns	ns	ns	ns	0,42**	ns	0,49**	0,33*	ns	ns	ns
	<i>E. molleri</i>	ns	ns	ns	ns	0,41**	ns	0,33*	ns	ns	0,47**	-0,39*
	<i>O. complanatus</i>	ns	0,36*	ns	ns	ns	ns	0,38*	ns	ns	ns	ns
	<i>O. lacteum</i>	ns	-0,33*	ns	ns	ns	0,35*	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>P. antipai</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Adultes	ns	0,48**	ns	ns	0,33*	ns	ns	ns	ns	0,49**	-0,49**
Juveniles	0,38*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0,32*	ns	ns	
Total	0,43**	ns	ns	ns	0,33*	ns	ns	ns	ns	0,44**	ns	
Biomasse	Adultes	ns	ns	ns	ns	0,41**	ns	0,44**	ns	ns	ns	ns
	Juveniles	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Total	ns	ns	ns	ns	0,46**	ns	0,47**	ns	ns	ns	ns

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

la gestion globale des sols perturbés. En plus, ce taxon est souvent associé à *A. rosea*. Les deux espèces montrent la même répartition géographique (Omodeo et al., 2003). Pour le genre *Eophila*, il est aussi très répandu surtout en aval de la ville de Constantine, ce qui rejoint les résultats obtenus en 2002 (El-Hadef El-Okki, 2002) où il a été enregistré la dominance de ce genre dans cette partie de l'oued, alors qu'elle était peu représentée en amont de cette ville (El-Hadef El-Okki, 1998), voir absente (Tebbani, 1998). En plus, ce genre est très répandu dans les pays du Maghreb (Omodeo et al., 2003). Pour la biomasse, l'espèce *O. complanatus* domine la biomasse des populations étudiées qui peut être expliqué par la biomasse individuelle importante des vers de ce taxon (en moyenne 6,2 g). En matière de diversité, la richesse spécifique enregistrée se révèle moyenne, 4 à 7 espèces par station. En effet, la plupart des communautés de vers de terre ne comprend que 3 à 6 espèces, mais peut varier entre 1 et 15 espèces selon (Edwards et Bohlen, 1996). Fragoso et al. (1999) suggère la gamme de 3 à 17 espèces dans les écosystèmes tempérés. Pour les sols agricoles, Singh (1997) signale la présence de 7 à 11 espèces. L'analyse des indices montre que les stations 4, 5 et 10 présentent les diversités les plus élevées alors que la station 1 enregistre la plus faible diversité. Ces mesures représentent un potentiel écologique considérable en tant que premiers indicateurs de la qualité des sols (Haynes et Tregurtha 1999; Sepp et al., 2005). Cependant, les paramètres biologiques sont fortement influencés par le climat, les ressources biologiques disponibles (Edwards et Bohlen, 1996), mais aussi par les propriétés physicochimiques des sols où ils vivent en permanence et les perturbations dues aux activités humaines. En effet, la densité et la biomasse des vers de terre sont inversement proportionnelles à l'intensité et à la fréquence des perturbations du sol (Hendrix et Edwards, 2004).

4-3-1- Influence des propriétés des sols sur les propriétés biologiques

D'après le tableau 65, les abondances et les biomasses enregistrent différentes corrélations positives et significatives avec les propriétés des sols étudiés, surtout avec la fraction organique. Par contre, elles ne sont pas corrélées avec le pH et le CT. Ces taxons semblent s'adapter aux conditions des sols étudiés et en particulier aux teneurs élevées en calcaire. Pour le pH, son effet n'est pas probable puisque ses valeurs dans les sols de bordures de l'oued sont toutes au-dessus de la valeur critique pour la survie des vers ($\text{pH} < 4$). Il apparaît que l'augmentation de la MO fait augmenter l'abondance et la biomasse des vers. Celles-ci ont pour conséquence de favoriser la décomposition de la MO et donc les teneurs en N, ce qui explique les corrélations positives enregistrées avec le C/N. En effet, les vers de terre sont connus pour leur rôle important dans la décomposition de la MO (Bouché, 1972; Bachelier, 1978; Lee, 1985; Edwards et Bohlen, 1996). Selon ces auteurs, la MO est le facteur le plus important qui contrôle la distribution et l'abondance des vers de terre dans le sol.

Les valeurs les plus élevées de l'abondance et de la biomasse ont été enregistrées dans la station 6 dont le taux de MO est le plus élevé. Par contre, dans la station 1, elles sont les moins élevées, malgré un taux modéré de MO. Pour la station 9, qui a enregistré le taux le plus faible en MO, l'abondance y est moyenne. La texture équilibrée des sols étudiés s'avère favorable pour les vers de terre. Leur abondance est plus importante dans ces sols que dans les sols argileux ou sablonneux (Bouché, 1972; Lee, 1985).

Tableau 66 : Matrice des corrélations entre les paramètres biologiques des vers de terre et les teneurs métalliques totales des sols correspondants.

	Cd _T	Cr _T	Cu _T	Ni _T	Pb _T	Zn _T	
Abondance	<i>A. trapezoides</i>	0,47**	ns	0,40*	ns	0,52***	0,49**
	<i>A. rosea</i>	ns	0,35*	ns	ns	ns	ns
	<i>E. fetida</i>	0,36*	ns	0,36*	ns	0,42**	0,39*
	<i>E. tetraedra</i>	ns	0,50**	0,45**	0,43**	0,38*	ns
	<i>E. moebii</i>	0,57***	0,49**	0,50**	ns	0,53***	0,34*
	<i>E. molleri</i>	ns	0,34*	0,35*	0,40*	0,38*	0,34*
	<i>O. complanatus</i>	0,49**	ns	0,39*	ns	0,32*	0,37*
	<i>O. lacteum</i>	ns	ns	ns	ns	-0,35*	-0,37*
	<i>P. antipai</i>	ns	ns	-0,31*	-0,32*	-0,36*	ns
	Adultes	0,32*	0,70***	0,65***	ns	0,59***	0,34*
Juveniles	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Total	ns	0,45**	0,38*	ns	ns	ns	
Biomasse	Adultes	0,36*	0,43**	0,47**	ns	0,45**	ns
	Juveniles	ns	ns	ns	-0,48**	-0,36*	ns
	Total	ns	0,38*	ns	ns	ns	ns

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

Les paramètres biologiques des taxons *A. trapezoides*, *E. fetida* et du groupe *Eophila* semblent être les plus corrélés aux propriétés physicochimiques des sols de la région étudiée, aux quels ils sont donc les plus adaptés. Pour *A. trapezoides*, elle se rencontre dans les sols argileux à sableux, à pH entre 4,5 à 7,5, peu à moyennement humide, et ayant un taux de MO inférieur à 2-8 % (Römbke et al., 2005). Pour *E. fetida* (ou ver de fumier), sa distribution est liée beaucoup plus aux activités humaines (Blakemore, 2008). Pour les deux taxons d'*Eophila*, ils se rencontrent dans les sols très humides et dans la vase (Omodeo et al., 2008). Par ailleurs, les espèces *A. rosea*, *E. tetraedra* et *P. antipai* typiques de ces sols surtout pour *E. tetraedra* qui n'est rencontrée que dans les sols des berges des cours d'eau (Bouché, 1972; Blakemore, 2008), ne semblent pas être influencées par les propriétés des sols prélevés.

Plusieurs travaux ont mis en évidence le rôle majeur des propriétés physicochimiques du sol sur les populations lombriciennes. Les travaux de van Rhee et Nathans (1973), Bachelier (1978) et Edwards et Bohlen (1996) montrent l'effet significatif de l'humidité du sol. En effet, les vers de terre sont plus sensibles à une sécheresse qu'à une immersion temporaire (Cannavacciuolo et al., 1998), ce qui explique leur abondance dans les sols de bordure de l'oued. El-Duweini et Ghabbour (1965), Edwards et Lofty (1977), Binet (1993) et Pérès et al. (1998) ont mis en évidence l'effet de la texture du sol sur la biomasse et l'abondance, et Nuutinen et al. (1998) sur leur distribution. Bhatti (1962) et Bachelier (1978) définissaient des valeurs limites de pH (limite égale à 10 pour un sol alcalin et 4.4 pour un sol acide). Barley (1961) a défini une limite maximale de salinité égale à 0,4 %.

4-3-2- Influence des teneurs métalliques sur les propriétés biologiques

L'analyse des différentes corrélations montre que les paramètres biologiques sont influencés positivement par les teneurs métalliques totales (tableau 66) et séquentielles (annexe 3), à l'exception de ceux des taxons *O. lacteum* et *P. antipai*. Ceci est dû probablement à leur faible distribution dans la région d'étude. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Vandecasteele et al. (2004), Hobbelen et al. (2004, 2006_{a,b}). Pour Vandecasteele et al. (2004), la relation positive avec le Cu s'explique par la migration lente des vers de terre des sols non pollués vers les sols pollués, d'où l'absence d'effet négatif. Pour Hobbelen et al. (2004), elle est due tous simplement à leur adaptation à ce type de pollution. En revanche, les relations négatives enregistrées par Hunter et al. (1987), Bengtsson et Tranvik (1989), Abdul Rida (1992), Spurgeon et Hopkin (1999) et Nahmani (2003) ont été surtout obtenues dans les sols fortement contaminés par les ETMs. Par exemple, le Cd, le Cu et le Zn présentent des effets néfastes (influences négatives) à partir de 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$, 250 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et 1500 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivement (Ma, 1983; Spurgeon et Hopkin, 1999; Spurgeon et al., 2000). Klok et al. (2007) ont enregistré des extinctions de populations lombriciennes pour une gamme de teneurs du Cu dans les sols (limono-sableux) allant de 200 à 300 $\mu\text{g.g}^{-1}$. En revanche, les teneurs métalliques des sols étudiés sont largement inférieures à ces seuils. Compte tenu des données de la littérature et des niveaux de contamination métallique des sols de bordure de l'oued Rhumel, il est possible de s'attendre à des effets du Cd et du Pb, mais pas des autres ETMs. Ces effets sont beaucoup plus liés à la particularité des vers de terre à prélever ces ETMs à partir du sol et de les concentrer dans leurs tissus et organes.

Tableau 67 : Concentrations corporelles des vers analysés en ETMs (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

	Cd _v	Cr _v	Cu _v	Ni _v	Pb _v	Zn _v
Min.	0,46	1,37	3,84	1,48	1,90	72,62
Q₁	1,80	1,92	6,96	2,01	15,70	131,02
Moy.	4,69	4,17	10,11	3,15	34,61	209,76
Méd.	3,98	3,08	10,05	2,84	28,80	195,03
Q₃	6,10	6,50	13,54	4,19	47,81	258,28
Max.	21,07	12,76	16,52	5,82	107,15	647,17
Et.	3,83	2,72	3,54	1,26	24,22	108,30

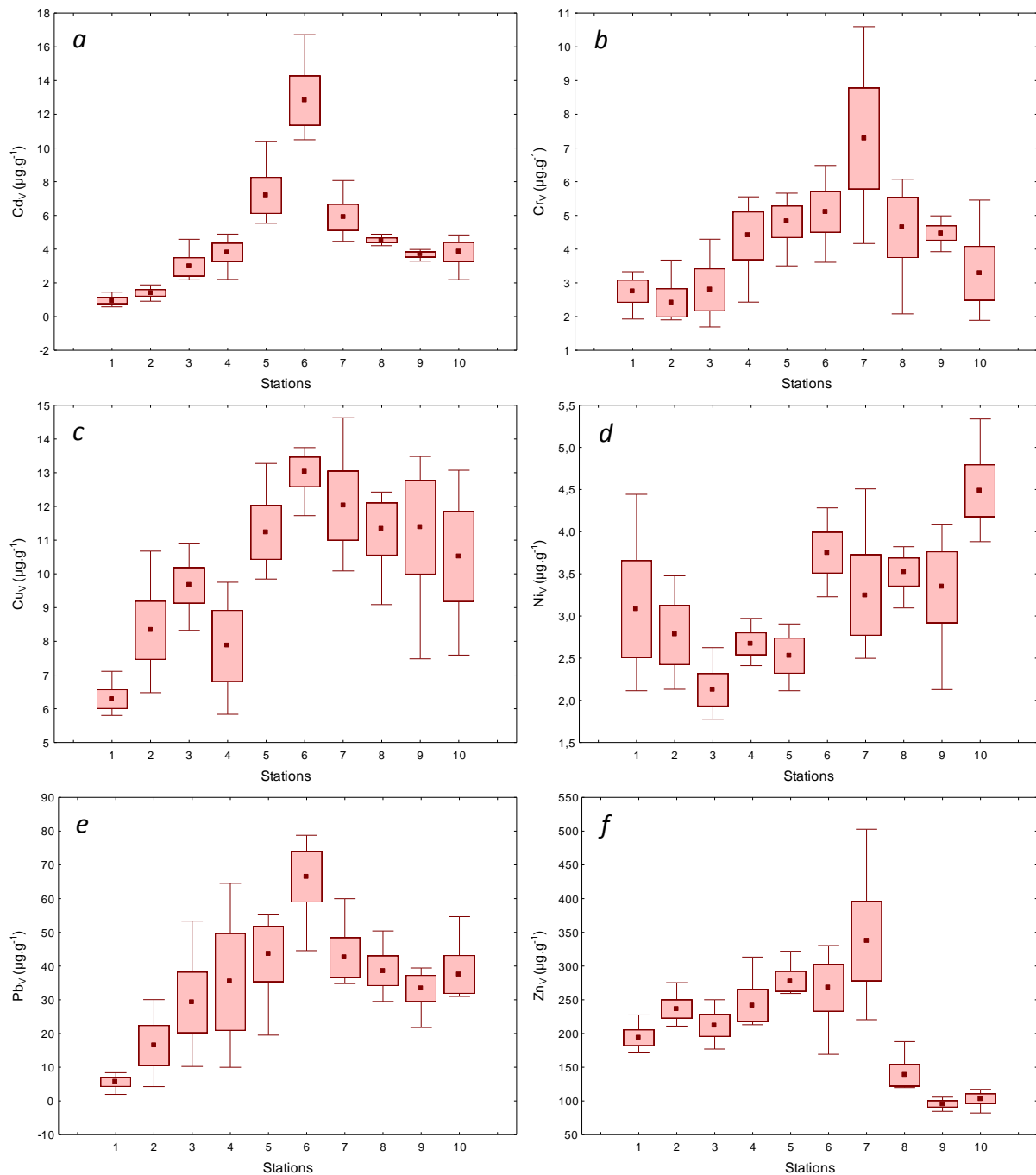


Figure 84 : Répartition des teneurs métalliques des vers en fonction des stations étudiées.

5- Bioévaluation des teneurs métalliques

Le dosage des 6 ETMs étudiés dans les vers de terre a été réalisé sur le taxon le plus abondant dans la région d'étude, *i.e. A. trapezoides*. Les teneurs en ETM ont été déterminées dans 120 vers adultes à raison de 3 par point de prélèvement.

5-1- Les teneurs biologiques

Les résultats obtenus, exprimés par rapport au poids sec des vers analysés, sont résumés par leurs statistiques élémentaires dans le tableau 67.

5-1-1- Le cadmium

Les teneurs corporelles en Cd varient de 0,46 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 1 à 21,07 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 6, avec une moyenne égale à 4,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (tableau 67). La figure 84_a montre que ces teneurs augmentent jusqu'à la station 6 puis diminuent vers l'aval. L'analyse de cette fluctuation *via* l'Anova a révélé un effet station hautement significatif ($F = 31,34$; $p < 0,001$). Selon le SNKt (test post hoc), les teneurs biologiques les plus élevées sont enregistrées dans la station 6 (en moyenne, 12,81 $\mu\text{g.g}^{-1}$) alors que les plus faibles sont celles des stations 1 et 2 (en moyenne, 0,95 et 1,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivement).

5-1-2- Le chrome

Les teneurs biologiques en Cr varient de 1,37 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 10 à 12,76 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 7, avec une moyenne égale à 4,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (tableau 67). D'après la figure 84_b, les teneurs sont plus importantes à partir de la station 4. L'Anova effectuée a montré un effet station hautement significatif ($F = 5,16$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, les vers de la station 7 présentent les teneurs corporelles les plus élevées (en moyenne, 7,28 $\mu\text{g.g}^{-1}$) alors que ceux des 3 premières stations enregistrent les plus faibles concentrations (en moyenne, 2,75 ; 2,41 et 2,79 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivement).

5-1-3- Le cuivre

Les teneurs biologiques sont en moyenne de l'ordre de 10,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (tableau 67). Elles varient de 3,84 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans les stations 3 et 9 à 16,52 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 7. Les vers semblent concentrer plus cet élément à partir de la station 5 (fig. 84_c). Les teneurs biologiques plafonnent aux alentours de 16 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans les stations 5 à 10. L'Anova effectuée révèle un effet station hautement significatif ($F = 5,90$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, les teneurs biologiques sont plus élevées dans la station 6 (en moyenne, 13,02 $\mu\text{g.g}^{-1}$) alors que les plus faibles sont celles des stations 1 et 4 (en moyenne, 6,29 et 7,68 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivement).

5-1-4- Le nickel

D'après le tableau 67, le Ni est l'ETM le moins concentré dans les vers analysés. Sa teneur corporelle moyenne est égale à 3,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Elle varie de 1,48 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans les stations 3 à 5,19 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 10. D'après la figure 84_d, les teneurs biologiques varient

considérablement ($F = 4,40$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, les concentrations corporelles les plus élevées sont enregistrées dans la station 10 (en moyenne, $4,49 \mu\text{g.g}^{-1}$) alors que les plus faibles sont celles de la station 3 (en moyenne, $2,12 \mu\text{g.g}^{-1}$).

5-1-5- Le plomb

Les teneurs biologiques en Pb varient de $1,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 1 à $107,15 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 6. Cependant, sa concentration moyenne est égale à $34,6 \mu\text{g.g}^{-1}$. La figure 84e montre une variation importante de ses teneurs dans les vers analysés. En effet, l'Anova révèle un effet station hautement significatif ($F = 8,66$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, les teneurs les plus élevées sont enregistrées dans la station 6 (en moyenne, $66,42 \mu\text{g.g}^{-1}$) alors que les plus faibles sont celles des vers de la station 1 (en moyenne, $5,57 \mu\text{g.g}^{-1}$).

5-1-5- Le zinc

Les teneurs biologiques en Zn varient de $72,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les stations 9 et 10 à $647,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans la station 7, avec une moyenne de l'ordre de $209,8 \mu\text{g.g}^{-1}$, ce qui fait qu'il est l'ETM le plus concentré par les vers analysés. Selon la figure 84f, les teneurs biologiques augmentent jusqu'à la station 7, puis diminuent considérablement dans les 3 dernières stations. L'Anova réalisée révèle un effet station hautement significatif ($F = 11,23$; $p < 0,001$). Selon le SNKt, les concentrations des vers en Zn sont plus élevées dans la station 7 (en moyenne, $337,23 \mu\text{g.g}^{-1}$) alors que les plus faibles sont celles des vers de la station 8, 9 et 10 (en moyenne, $138,5$; $95,4$ et $103,1 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivement).

5-1-6- Discussion des teneurs biologiques

Les teneurs métalliques des vers d'*A. trapezoides* présentent des variations très importantes en fonction des stations étudiées (fig. 84). En comparant les valeurs actuelles à celles obtenues par [El-Hadef El-Okki \(2002\)](#), nous constatons que les teneurs biologiques sont plus faibles en Cd, Cu et Pb, et plus élevées en Zn. En effet, cet auteur avait enregistré les teneurs biologiques suivantes : $3,9$ à $36,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd, de 13 à $183 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cu, de 120 à $868,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb, et de $21,3$ à $188,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Zn. La diminution des concentrations corporelles est certainement due à la diminution des teneurs métalliques enregistrées dans les sols des bordures de l'oued Rhumel.

Les concentrations corporelles en Cd, Pb et Zn dépassent celles des sols correspondants alors que celles des autres éléments restent en dessous. Cela peut être attribué à la capacité des vers de terre à absorber, concentrer et/ou réguler les ETMs dans leurs tissus et organes ([Gish et Christensen, 1973](#); [Morgan et Morgan, 1988](#); [Morgan et al., 1993](#); [Vijver et al., 2004](#); [Hobbelen et al., 2006_{a,b}](#)). Dans le sol, les vers de terre sont en contact direct avec ces ETMs soit par voie cutanée, *via* leur derme, ou par voie digestive. Suite au processus d'absorption, les vers de terre sont capables de séquestrer ces éléments dans différents compartiments de leurs corps ([Rainbow, 2002](#)). Les ETMs se localisent principalement dans le tissu chloragène ([Morgan et Morgan, 1990](#)), ce qui est unique pour les oligochètes. Ce tissu est rempli de granules intracellulaires contenant des quantités élevées de soufre, de phosphore et de calcium ([Morgan et al., 2002](#)). Ces granules jouent un rôle important dans

Tableau 68 : Coefficients de corrélations entre les teneurs biologiques et les propriétés physicochimiques des sols.

	pH	CE	CT	MO	N	C/N	CEC	A	L	S
Cd _v	<i>ns</i>	0,51 ^{***}	<i>ns</i>	0,42 ^{**}	<i>ns</i>	0,56 ^{***}	0,44 ^{**}	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,33 [*]
Cr _v	-0,33 [*]	<i>ns</i>	-0,40 ^{**}	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Cu _v	<i>ns</i>	0,42 ^{**}	-0,50 ^{***}	<i>ns</i>	-0,39 [*]	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Ni _v	-0,43 ^{**}	<i>ns</i>	-0,49 ^{***}	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
Pb _v	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	-0,32 ^{**}
Zn _v	0,38 [*]	0,53 ^{***}	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	0,40 [*]	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

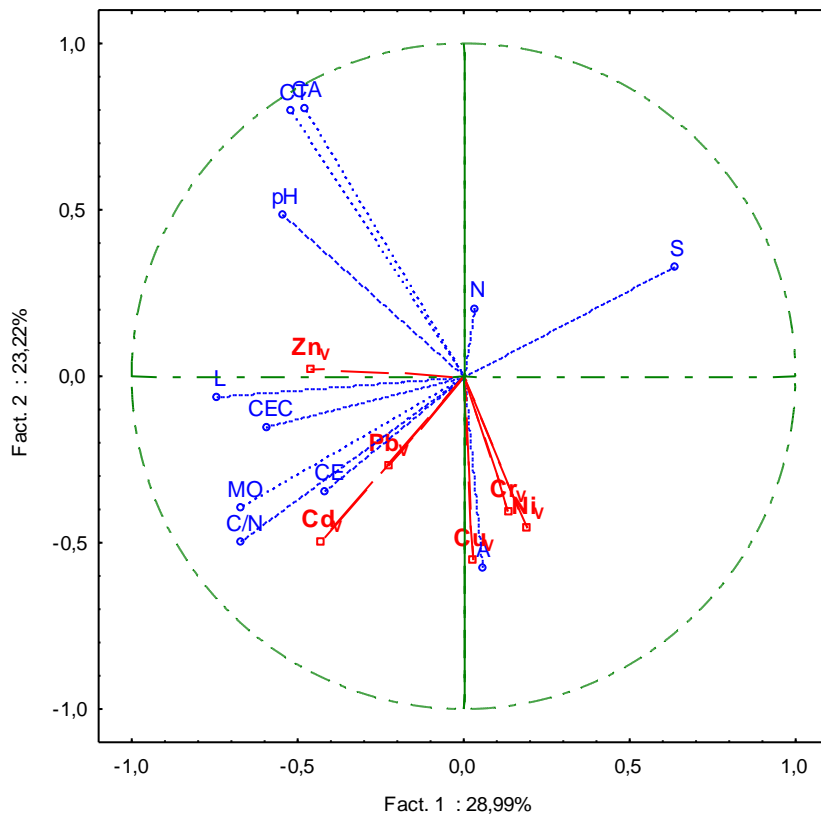
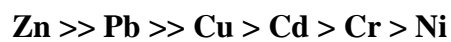


Figure 85 : Plan principal de l'ACP effectuée sur les propriétés physicochimiques et les teneurs métalliques dans les vers de terre.

le stockage et le transfert métallique (Stürzenbaum et al., 2001). D'après Stürzenbaum (1997), ils fonctionnent comme tampon pour le fluide cœlomique et le sang. Les teneurs élevées en ETMs peuvent cependant réduire la taille de ces granules et par conséquent augmenter leur évacuation extracellulaire (Morgan et al., 2002). Lukkari et al. (2004) et Morgan et al. (2004) ont montré que les niveaux d'un certain nombre de protéines de régulation (métallothionéines) ont augmenté chez les vers exposés à des concentrations métalliques élevées. Cette production de protéines est nécessaire dans les processus de régulation et de détoxification. Selon van Straalen et Hoffmann (2000), les protéines impliquées dans la régulation des ETMs ne constituent qu'une petite partie de la teneur totale en protéines du corps. Le fait que les vers de terre produisent ces protéines pourrait expliquer leur capacité à concentrer des quantités métalliques très importantes sans être affectés par leur toxicité (Vijver et al., 2004).

Il ressort aussi que les vers d'*A. trapezoides* concentrent les ETMs dans leur corps selon l'ordre décroissant suivant :



Ainsi, le Zn est l'ETM le plus concentré par ce taxon. En effet, sa concentration est en moyenne 5 fois plus élevée que la somme des autres éléments. Cela peut être attribué à son rôle essentiel dans les membranes, les enzymes et les protéines, ce qui explique sa large diffusion dans le corps (Ireland, 1978; Morgan et Morgan, 1988). Selon Vijver et al. (2004), les différences prononcées dans l'absorption et l'accumulation (ou élimination) des ETMs essentiels (Zn, Cu) pourrait expliquer les mécanismes de séquestration impliqués qui semblent différer en fonction de l'affinité aux ETMs non-essentiels (Cd, Cr, Ni et Pb).

Pour obtenir une idée du risque potentiel, les teneurs biologiques obtenues sont comparées aux teneurs enregistrées dans la station témoin. Les teneurs biologiques des vers de cette station varient de 1,2 à 2,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, de 1,1 à 1,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, de 7,6 à 9,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, de 1,8 à 2,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, de 6,7 à 7,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et de 192,4 à 259,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, pour le Cd, le Cr, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn, respectivement. Ainsi, les teneurs biologiques en Cd et Pb ont été bien au-dessus des valeurs enregistrées dans les vers des sites de référence, par contre celles des autres ETMs (Cr, Cu, Ni et Zn) étaient soit inférieures ou dans la gamme des valeurs de références. Ces résultats suggèrent que les vers de terre sont potentiellement exposés à des risques liés à l'augmentation des teneurs des sols en Cd et en Pb, surtout ceux des stations situées dans la ville de Constantine ou en aval de celle-ci.

5-2- Influence des propriétés physicochimiques des sols sur les teneurs biologiques

Les effets de certaines propriétés physicochimiques des sols sur les teneurs métalliques des vers de terre ont été largement étudiés (Gish et Christensen, 1973; Andersen, 1980; Ma et al., 1983; Beyer et al., 1987; Abdul Rida, 1992; etc.).

D'après le tableau 68, les teneurs biologiques sont positivement corrélées à la CE, la MO et la CEC alors que le pH, le CT et la fraction sableuse présentent des corrélations négatives. Ainsi, ces propriétés jouent un rôle important sur les teneurs biologiques en Cd, et dans une moindre mesure sur celles en Cr, Cu, Ni et Zn. Au contraire, leurs teneurs en Pb sont significativement indépendantes des paramètres pédologiques. Les deux premiers axes de l'ACP effectuée sur les données des sols et des lombriciens en introduisant les teneurs

Tableau 69 : Matrice de corrélations entre les teneurs métalliques dans les vers et celles des différentes fractions dans les sols.

ETM	ETM _S	ETM _E	ETM _C	ETM _M	ETM _T
Cd _V	0,80***	0,85***	0,43**	0,85***	0,93***
Cr _V	0,54**	0,54***	ns	0,43**	0,57***
Cu _V	0,57***	0,33*	ns	0,32*	0,55***
Ni _V	ns	ns	ns	ns	0,46**
Pb _V	0,46**	0,52***	0,44**	0,50***	0,63***
Zn _V	ns	ns	ns	ns	0,42**

ns : non significatif ; * : p < 0,05 ; ** : p < 0,01 ; *** : p < 0,001

Fractions métalliques, S : soluble ; E : échangeable ; C : liée aux carbonates ; M : mobilisable ; T : totale

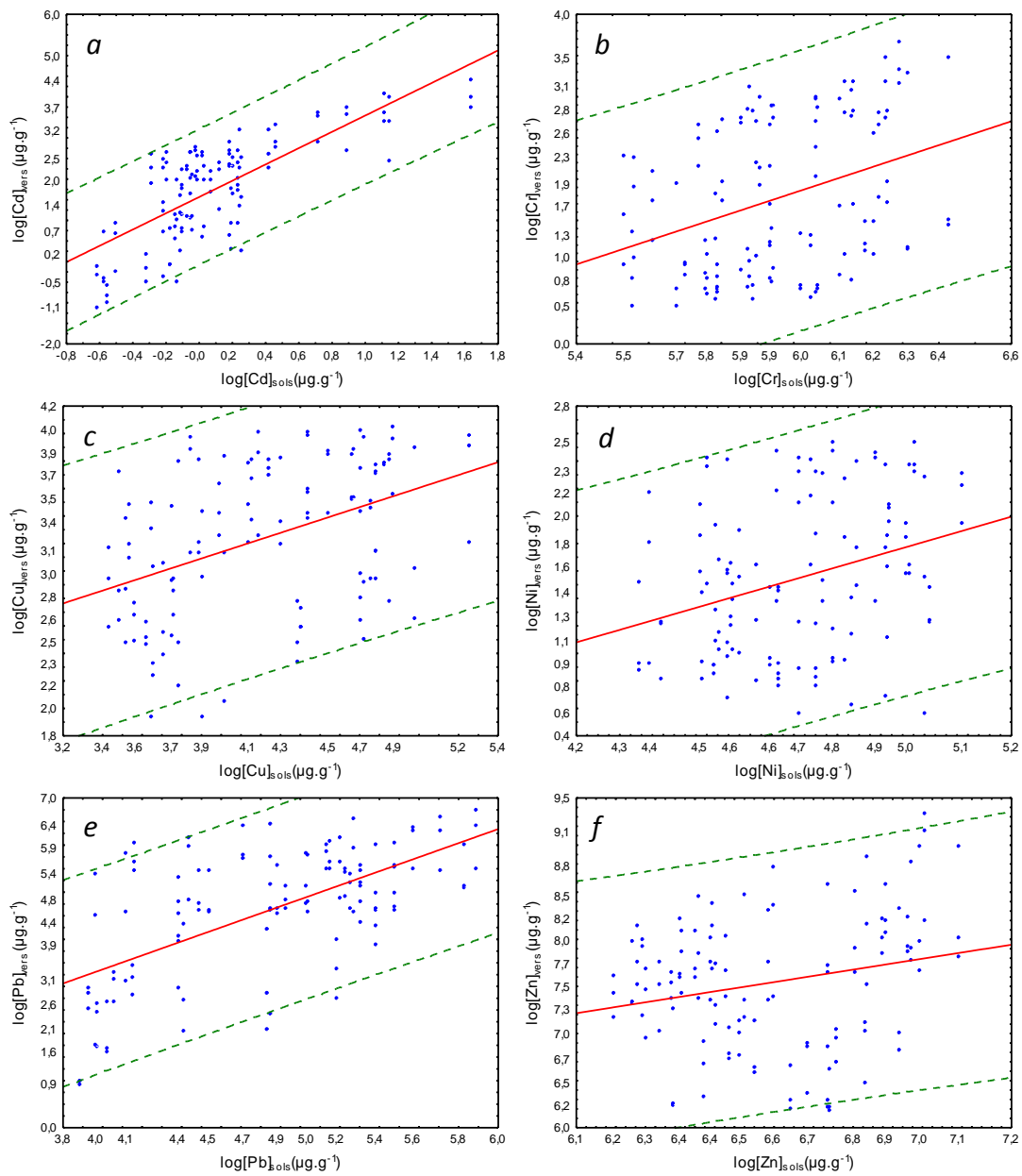


Figure 86 : Régressions log-linéaires des teneurs métalliques des deux compartiments.

métalliques des vers comme variables supplémentaires (fig. 85), résume 52,2 % de l'information totale. Il semble que les concentrations des vers en Cr, Cu et Ni augmentent dans les sols neutres contenant plus d'argile et moins de CT et CA. Pour le Cd et le Pb, leurs concentrations corporelles augmentent avec l'augmentation de la MO, et la salinité. Pour le Zn, les teneurs biologiques augmentent dans les sols à pH légèrement basique, contenant plus de limons avec une CEC plus élevée. Ces différentes influences ont été enregistrées par plusieurs auteurs (Abdul Rida, 1992; Allen, 2002; Ma, 2004; Nannoni et al., 2014; Ardestani et al., 2014). Selon ces auteurs, tous ces facteurs sont considérés comme les plus influents dans la réduction de la disponibilité de ces éléments dans le sol. A partir de cela, il apparaît que les concentrations biologiques devraient être plus élevées dans les sols ayant des valeurs plus faibles de pH, de MO et de carbonates. Ceci est le cas des éléments Cr, Cu et Ni, cependant une tendance inverse a été observée pour le Cd, le Pb et le Zn, dont les concentrations plus élevées sont enregistrées dans les sols contenant plus de MO pour les deux premiers, et plus de carbonates et un pH élevé pour le Zn. Ceci peut être expliqué par le fait que les différentes fractions du Cd et du Pb dans les sols étudiés sont liées à ces paramètres qui contrôlent leur disponibilité vis-à-vis des vers de terre (Houda, 2010; Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2013). Par contre, le Zn représente un élément essentiel pour les vers (Ireland, 1978; Morgan et Morgan, 1988) qui le concentrent même dans les sols riches en CT et à pH élevés.

5-3- Influence des teneurs métalliques des sols sur les teneurs biologiques

Le test de corrélation de Pearson a été utilisé pour trouver les relations linéaires entre les teneurs biologiques et les différentes fractions métalliques dans les sols étudiés (tableau 69 et annexe 4). Par la suite, des modèles de régression sont développés sur la base de ces coefficients. Ces modèles sont très efficaces dans l'évaluation des risques liés aux ETMs. Selon l'USEPA. (2003), la transformation logarithmique des données produit des modèles d'ajustements plus significatifs. Ainsi, le modèle général peut s'écrire comme suit :

$$\log [\text{ETM}]_{\text{ver}} = \beta_0 + \beta_1 \log [F_{\text{ETM}}]_{\text{sol}}$$

En plus, la prévisibilité (R^2) du modèle pourrait être améliorée en incluant en même temps les propriétés physicochimiques permettant d'indiquer leur influence sur les teneurs biologiques.

5-3-1- Corrélations entre les teneurs biologiques et les teneurs totales dans le sol

D'après le tableau 69, les concentrations métalliques des vers sont fortement influencées par leurs teneurs totales dans les sols correspondants. Ainsi, elles augmentent avec l'augmentation des teneurs métalliques totales dans les sols correspondants. D'après les régressions réalisées (fig. 86), les modèles obtenus sont les suivants :

$$\begin{aligned} \log \text{Cd}_v &= 0,50 + 1,96 \times \log \text{Cd}_T & (R^2 = 0,68 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,67 ; p < 0,001) \\ \log \text{Cr}_v &= -2,21 + 1,55 \times \log \text{Cr}_T & (R^2 = 0,29 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,27 ; p < 0,001) \\ \log \text{Cu}_v &= 0,43 + 0,44 \times \log \text{Cu}_T & (R^2 = 0,32 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,30 ; p < 0,001) \\ \log \text{Ni}_v &= -0,86 + 0,95 \times \log \text{Ni}_T & (R^2 = 0,20 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,18 ; p < 0,01) \\ \log \text{Pb}_v &= -0,64 + 1,42 \times \log \text{Pb}_T & (R^2 = 0,44 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,42 ; p < 0,001) \\ \log \text{Zn}_v &= 0,90 + 0,70 \times \log \text{Zn}_T & (R^2 = 0,18 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,16 ; p < 0,01) \end{aligned}$$

5-3-2- Corrélations entre les teneurs biologiques et les ETMs solubles dans le sol

Selon le tableau 69, la solubilité du Cd, du Cr, du Cu et du Pb influencent significativement leurs concentrations dans les vers analysés. Par contre, les teneurs biologiques en Ni et en Zn ne sont pas liées à la solubilité de ces 2 ETMs dans le sol.

Les modèles de régressions log-linéaires obtenus sont les suivants :

$$\begin{aligned} \log \text{Cd}_V &= 2,44 + 1,07 \times \log \text{Cd}_S & (R^2 = 0,47 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,45 ; p < 0,001) \\ \log \text{Cr}_V &= 1,04 + 0,53 \times \log \text{Cr}_S & (R^2 = 0,22 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,20 ; p < 0,01) \\ \log \text{Cu}_V &= 1,38 + 0,39 \times \log \text{Cu}_S & (R^2 = 0,32 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,30 ; p < 0,001) \\ \log \text{Ni}_V &= 0,51 + 0,03 \times \log \text{Ni}_S & ns \\ \log \text{Pb}_V &= 2,41 + 0,78 \times \log \text{Pb}_S & (R^2 = 0,20 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,17 ; p < 0,01) \\ \log \text{Zn}_V &= 2,29 - 0,17 \times \log \text{Zn}_S & ns \end{aligned}$$

5-3-3- Corrélations entre les teneurs biologiques et les ETMs échangeables dans le sol

Le tableau 69 montre que les teneurs biologiques des vers en Cd, Cr, Pb, et en moindre mesure le Cu, sont influencées par leurs fractions échangeables dans les sols, alors que celles en Ni et Zn ne semblent pas en être influencées. Les modèles de régression obtenus sont :

$$\begin{aligned} \log \text{Cd}_V &= 1,66 + 0,75 \times \log \text{Cd}_E & (R^2 = 0,61 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,60 ; p < 0,001) \\ \log \text{Cr}_V &= 0,53 + 0,46 \times \log \text{Cr}_E & (R^2 = 0,20 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,18 ; p < 0,01) \\ \log \text{Cu}_V &= 1,27 + 0,47 \times \log \text{Cu}_E & (R^2 = 0,15 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,13 ; p < 0,05) \\ \log \text{Ni}_V &= 0,50 + 0,57 \times \log \text{Ni}_E & ns \\ \log \text{Pb}_V &= 1,74 + 0,41 \times \log \text{Pb}_E & (R^2 = 0,14 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,11 ; p < 0,05) \\ \log \text{Zn}_V &= 2,25 + 0,09 \times \log \text{Zn}_E & ns \end{aligned}$$

5-3-4- Corrélations entre les teneurs biologiques et les ETMs liés aux carbonates

Les fractions de Cd et de Pb liés aux carbonates influencent significativement les teneurs biologiques des vers prélevés (tableau 69). Les concentrations corporelles des autres ETMs ne sont pas liées à cette fraction. Les modèles de régression obtenus sont les suivants :

$$\begin{aligned} \log \text{Cd}_V &= 2,52 + 3,34 \times \log \text{Cd}_C & (R^2 = 0,15 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,13 ; p < 0,05) \\ \log \text{Cr}_V &= 0,58 - 0,01 \times \log \text{Cr}_C & ns \\ \log \text{Cu}_V &= 0,99 + 0,14 \times \log \text{Cu}_C & ns \\ \log \text{Ni}_V &= 0,51 - 0,22 \times \log \text{Ni}_C & ns \\ \log \text{Pb}_V &= 1,09 + 0,87 \times \log \text{Pb}_C & (R^2 = 0,11 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,09 ; p < 0,05) \\ \log \text{Zn}_V &= 2,12 + 0,28 \times \log \text{Zn}_C & ns \end{aligned}$$

5-3-5- Corrélations entre les teneurs biologiques et les fractions mobiles

La fraction mobile de l'ETM représente la somme des trois fractions séquentielles (d'après Kabala et Singh, 2001). Son influence sur les teneurs biologiques semble être la résultante de leurs influences (tableau 69). Ainsi, les concentrations corporelles en Cd, Cr, Cu et Pb des vers analysés augmentent significativement avec l'augmentation de leur mobilité dans le sol. Tandis que les fractions mobilisables des autres éléments (Ni et Zn) n'influencent pas les teneurs biologiques. Les modèles de régression obtenus sont :

$$\begin{aligned} \log \text{Cd}_V &= 1,93 + 1,61 \times \log \text{Cd}_M & (R^2 = 0,56 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,54 ; p < 0,001) \\ \log \text{Cr}_V &= 0,06 + 0,80 \times \log \text{Cr}_M & (R^2 = 0,12 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,09 ; p < 0,05) \\ \log \text{Cu}_V &= 0,96 + 0,22 \times \log \text{Cu}_M & (R^2 = 0,11 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,09 ; p < 0,05) \\ \log \text{Ni}_V &= 0,53 - 0,17 \times \log \text{Ni}_M & ns \\ \log \text{Pb}_V &= 0,99 + 1,01 \times \log \text{Pb}_M & (R^2 = 0,15 ; R^2_{\text{ajusté}} = 0,13 ; p < 0,05) \\ \log \text{Zn}_V &= 2,00 + 0,32 \times \log \text{Zn}_M & ns \end{aligned}$$

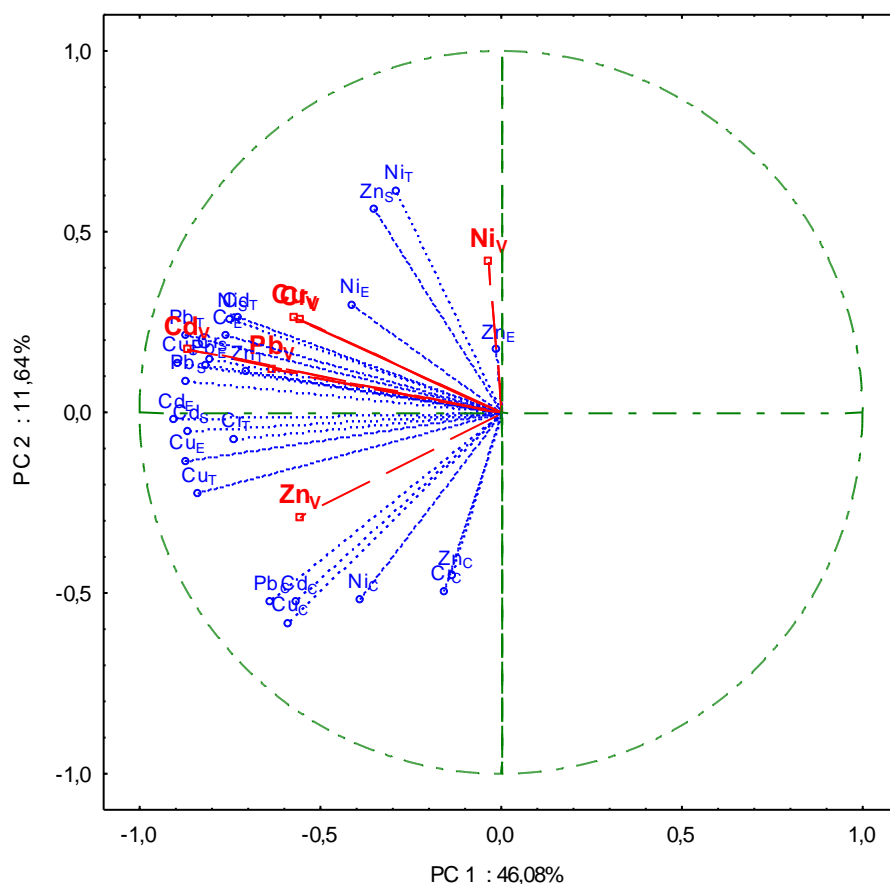


Figure 87 : Plan principal de l'ACP effectuée sur les teneurs métalliques des deux compartiments analysés.

Tableau 70 : Comparaison des pentes des régressions effectuées à celles obtenues par plusieurs auteurs.

Auteurs	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Nos résultats	1,96	1,55	0,44	0,95	1,42	0,70
Morgan et Morgan (1988)	0,61		0,49		1,04	0,31
Neuhauser et al. (1995)	0,66		0,57	0,98	0,74	0,27
Spurgeon et Hopkin (1996)	0,45	0,45			0,64	0,22
Sample et al. (1998)	0,55		0,26		0,8	0,24
Peijnenberg et al. (1999)		0,69	0,25			1,45
El-Hadef El-Okki (2002)	0,36		0,52		1,3	0,56
USEPA (2003)	0,79				0,81	
van Vliet et al. (2005)	0,69		0,53		1,5	0,69
Nahmani et al. (2007)	0,47		0,27		0,7	0,27
Liu (2012)	0,84					1,26

5-3-6- Discussion

Selon les résultats obtenus, les vers d'*A. trapezoides* ont tendance à concentrer les ETMs dans leurs tissus en fonction de leurs teneurs dans les sols correspondants. Ainsi, les concentrations corporelles les plus élevées en ETMs sont enregistrées dans les stations les plus contaminées par ces éléments, et inversement. Cependant, nous enregistrons certaines variabilités en fonction du type de fraction métallique dans le sol et des stations étudiées (tableau 69 et fig. 86). En effet, les teneurs biologiques ne sont pas toujours en corrélation avec les différentes fractions métalliques dans les sols (tableau 69). Cette constatation a été rapportée par plusieurs auteurs (Abdul Rida, 1992; Ma., 2004; van Vliet et al., 2005; Hobbelen et al., 2006_a). L'ACP effectuée sur les teneurs métalliques des deux compartiments, en introduisant celles des vers comme variables supplémentaires (annexe 4), confirme ces résultats. Le plan principal de cette ACP montre que les teneurs biologiques des vers en ETMs (Cd, Cr, Cu, Pb, et de moindre façon le Zn) sont liées aux différentes fractions métalliques des sols, alors que le contenu des vers en Ni n'est corrélé qu'avec sa fraction totale des sols (fig. 87).

Selon Wang et al. (2006), une bonne corrélation indique qu'une certaine fraction est disponible pour ces organismes. Pour le Cd et le Pb, toutes les fractions sont disponibles, y compris la fraction totale. Concernant les autres éléments, seule les fractions du Cr et du Cu liés aux carbonates ne semblent pas disponibles alors que toutes les fractions mobiles du Ni et du Zn déterminées dans les sols étudiés ne sont pas disponibles.

Les corrélations les plus élevées et les modèles les plus prédictifs ont été enregistrés pour la fraction totale de tous les ETMs. Ce résultat confirme ceux obtenus par Gish et Christensen (1973), Ireland (1983), Abdul Rida (1992), Neuhauser et al. (1995), Sample et al. (1998), van Vliet et al. (2005). Dans toutes ces études, la fraction totale de l'ETM dans le sol a un impact significatif sur le contenu corporel des vers de terre. Ces fortes liaisons indiquent que les vers d'*A. trapezoides* ne se contentent pas seulement des fractions disponibles dans le sol mais prélèvent aussi ces éléments à partir de leurs fractions non disponibles. Cela suggère que la voie intestinale est plus importante que la voie cutanée. En effet, Weltje (1998) a constaté que les vers de terre absorbent principalement les ETMs pendant la digestion et le transit intestinal. Morgan et al. (2004) ont montré le rôle important de l'absorption intestinale, et ont constaté que 66 % de la concentration du corps en Cd de *Pheretima minuta* (Megascleidae) était due au prélèvement intestinal.

Des modèles de régression log-linéaires développés dans notre étude sont également comparables à d'autres rapportés dans la littérature (tableau 70). Nous constatons que les pentes enregistrées sont incluses dans les intervalles des pentes obtenues par les différentes études, à l'exception de celles du Cd et du Cr qui sont supérieures. Ces différences sont probablement dues au taxon choisi et aussi aux conditions des sols étudiés (Abdul Rida, 1992; Sample et al., 1998; Nahmani et al., 2007). Ces modèles correspondent donc mieux aux données et indiquent que les teneurs biologiques diminuent à mesure que les concentrations des sols augmentent (Sample et al., 1998). Les mécanismes de cette diminution peuvent inclure une augmentation de la vitesse d'élimination de ces éléments ou un effet toxicologique dans lequel le taux métabolique est affecté par les fortes teneurs métalliques dans les sols.

Tableau 71 : Les valeurs moyennes des BAFs en fonction des fractions métalliques.

Fraction	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Totale	<i>3,81</i>	<i>0,07</i>	<i>0,55</i>	<i>0,12</i>	<i>1,12</i>	<i>2,16</i>
Soluble	<i>229,2</i>	<i>31,1</i>	<i>101,8</i>	<i>25,8</i>	<i>626,1</i>	<i>197,9</i>
Echangeable	<i>121,3</i>	<i>3,3</i>	<i>37,4</i>	<i>8,3</i>	<i>232,9</i>	<i>107,5</i>
Liée aux carbonates	<i>57,7</i>	<i>1,5</i>	<i>11,0</i>	<i>2,5</i>	<i>14,2</i>	<i>54,8</i>
Mobilisable	<i>29,6</i>	<i>0,9</i>	<i>7,4</i>	<i>1,7</i>	<i>12,6</i>	<i>28,3</i>

Pour certains ETMs, l'échec des extractions séquentielles à prédire les teneurs biologiques des vers d'*A. trapezoides* peut être expliqué par l'absence de spécificité de celles-ci, qui ne fournissent pas une mesure précise de la fraction disponible de l'ETM en question. En effet, ces extractions peuvent dissoudre une fraction arbitraire des ETMs (Hutchinson et al., 2000) et aboutir à des conclusions contradictoires. Par exemple, Abdul Rida (1992) a constaté que l'extraction au DTPA (acide diéthylène triamine penta acétique) apporte une information plus précise des teneurs biologiques en Cd, Cu et Pb, alors que ce n'est pas le cas pour le Ni et le Zn. Au contraire, Dai et al. (2004) ont signalé que l'extraction au DTPA pouvait prédire la disponibilité du Zn, alors que ce n'est pas le cas pour le Cd. Ceci est probablement dû à l'efficacité des réactifs utilisés dans l'extraction des ETMs, les techniques d'analyses utilisées, les propriétés physicochimiques des sols et des ETMs.

En revanche, les liens entre les teneurs biologiques et les fractions séquentielles sont le résultat des activités des vers de terre qui influencent la mobilité des ETMs dans le sol. En effet, les vers de terre contribuent à la diminution de la quantité extractible des ETMs, ce qui implique leur immobilisation dans leur corps (Ma et al., 2000; Maity et al., 2008; Sizmur et Hodson, 2009). En plus, les vers excrètent de l'ammoniac dans leur intestin, et produisent du CaCO₃ dans leurs glandes calcifères qui sera relâché dans l'intestin (Canti et Pearce, 2003), ce qui peut augmenter le pH de leurs turricules. Cette augmentation est à l'origine des variations de la mobilité des ETMs (Kızılkaya, 2004; Udovic et Lestan, 2007; Udovic et al., 2007).

5-4- Facteur de bioaccumulation (BAF)

Ce facteur constitue l'outil le plus simple pour estimer l'accumulation des ETMs dans les corps des vers de terre (Gish et Christensen 1973; van Hook 1974; Ireland 1983). Il est déterminé pour chaque ETM par le rapport entre sa teneur biologique et celle dans le sol (fraction totale), soit :

$$BAF = \frac{[ETM]_{ver}}{[ETM]_{sol}}$$

Ce ratio permet de déterminer la capacité d'un ver de terre à concentrer certains ETMs par rapport à d'autres éléments dans un sol donné et par conséquent peut nous renseigner sur le niveau de contamination (Abdul Rida, 1992; Sample et al., 1998).

Les résultats des calculs montrent que les BAFs varient de 0,85 à 6,32 pour le Cd, de 0,03 à 0,14 pour le Cr, de 0,28 à 0,91 pour le Cu, de 0,07 à 0,20 pour le Ni, de 0,13 à 2,98 pour le Pb et de 0,77 à 3,98 pour le Zn. Selon le tableau 71, les vers d'*A. trapezoides* accumulent les ETMs du sol selon la séquence décroissante suivante :

$$BAF_{Cd} > BAF_{Zn} > BAF_{Pb} > BAF_{Cu} > BAF_{Ni} > BAF_{Cr}$$

Cette séquence a été précédemment enregistrée pour quatre éléments (Cd, Cu, Pb et Zn) dans les sols de bordures de cet oued pour deux taxons lombriciens (*Eophila sp.* et *O. complanatus*) alors que les valeurs du Zn dépassaient en moyenne celles du Cd chez le *A. trapezoides*. Des séquences similaires ont aussi été enregistrés par de nombreux auteurs (van Hook, 1974; Beyers et al., 1982; Ma, 1982; Irlande, 1983; Abdul Rida, 1992; Sedki et al., 1994; Hendriks et al., 1995; Pizl et Josens, 1995; Spurgeon et Hopkin, 1996; Emmerling

Tableau 72 : Comparaisons des valeurs des BAFs obtenus.

Auteurs	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Nos résultats	3,81 0,85-6,32	0,07 0,03-0,14	0,55 0,28-0,91	0,12 0,07-0,20	1,12 0,13-2,98	2,16 0,77-3,98
Ma (1982)	42,2	0,07	0,87	0,35	0,93	16,12
Abdul Rida (1992)	16	-	1,1	0,5	0,4	4,1
Hendriks et al. (1995)	9,6	-	0,31	0,13	0,09	1,8
Spurgeon et Hopkin (1996)	23,4	0,74	-	-	0,28	2,08
Sample et al. (1998)	17,12	1,1	0,75	1,66	3,34	5,77
El-Hadef El-Okki (2002)	4,72	-	0,67	-	0,86	6,59
Hsu et al. (2006)	158,35	-	19,5	-	4,05	1,96
Ernst et al. (2008)	11,2	-	-	-	0,8	-
Nahmani (2009)	15	-	3,6	-	5	9

Tableau 73 : Les moyennes des BAFs en fonction des stations.

Stations	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	1,39±0,52 _a	0,05±0,02 _a	0,50±0,03 _{ab}	0,14±0,05 _a	0,35±0,17 _a	2,53±0,32 _{bc}
2	1,60±0,41 _a	0,04±0,01 _a	0,60±0,09 _{bc}	0,13±0,03 _a	0,99±0,71 _a	2,67±0,37 _{bc}
3	3,06±0,99 _b	0,05±0,02 _a	0,76±0,10 _c	0,09±0,02 _a	1,50±1,06 _a	2,61±0,32 _{bc}
4	4,11±1,46 _{bc}	0,06±0,02 _a	0,31±0,04 _a	0,11±0,01 _a	1,18±1,04 _a	2,66±0,15 _{bc}
5	5,35±0,72 _c	0,07±0,02 _a	0,43±0,09 _{ab}	0,10±0,02 _a	1,23±0,63 _a	2,36±0,21 _{bc}
6	5,51±0,57 _c	0,07±0,02 _a	0,47±0,11 _{ab}	0,14±0,02 _a	1,24±0,31 _a	2,31±0,26 _b
7	5,59±0,64 _c	0,10±0,03 _a	0,44±0,07 _{ab}	0,11±0,03 _a	1,05±0,34 _a	3,06±0,70 _c
8	4,44±0,76 _{bc}	0,07±0,03 _a	0,62±0,06 _{bc}	0,12±0,02 _a	1,11±0,23 _a	1,27±0,24 _a
9	3,34±0,41 _b	0,08±0,01 _a	0,63±0,11 _{bc}	0,12±0,03 _a	0,95±0,15 _a	0,99±0,19 _a
10	3,69±1,26 _b	0,07±0,03 _a	0,73±0,18 _c	0,15±0,02 _a	1,60±0,64 _a	1,11±0,24 _a

a,b,c : groupes homogènes selon le test post-hoc de SNKt.

et al., 1997; Sample et al., 1998; Peijnenburg et al., 1999; Dai et al., 2004; Hsu et al., 2006; Hobbelen et al., 2006_a; Ernst et al., 2008; Nahmani et al., 2009). Par comparaison, les valeurs moyennes de ce facteur sont incluses dans les intervalles des valeurs enregistrées par certains auteurs (tableau 72).

Si la valeur du BAF est supérieure à 1, nous pouvons conclure à une bioaccumulation de l'ETM, ceci est le cas du Cd, du Pb et du Zn. En revanche, deux explications sont envisageables pour des valeurs inférieures à 1 (cas du Cr, Cu et Ni) :

- soit l'ETM n'est pas lié au tissu de l'animal car il est rapidement éliminé lors d'une forte excrétion *via* les urines et les fèces (Beyer et al., 1987) ou par voie épidermique (Andersen, 1980).
- soit l'élément est fortement fixé sur les particules du sol, ce qui empêche son absorption lors du transit intestinal (Carter et al., 1983).

Par ailleurs, Nahmani (2003) a établi une classification des organismes accumulateurs en fonction des valeurs du BAF enregistrées :

- BAF > 2 : macro-accumulateurs
- 2 > BAF > 1 : micro-accumulateurs
- 1 > BAF : non accumulateurs

A partir de cette classification, nous pouvons constater que les vers d'*A. trapezoides* des sols des bordures de l'oued Rhumel sont considérés comme macro-accumulateurs pour le Cd et le Zn, micro-accumulateurs du Pb et non accumulateurs pour les autres éléments, *i.e.* Cr, Cu et Ni.

En général, les résultats obtenus indiquent que la bioaccumulation des 6 ETMs par le taxon *A. trapezoides* diminue au fur et à mesure que les teneurs totales dans les sols augmentent. Des conclusions semblables sont rapportées par d'autres auteurs (Terhivuo et al., 1994; Neuhauser et al., 1995; Sample et al., 1998). En plus, de nombreux auteurs ont constatés de grandes différences des valeurs du BAF dans des études réalisées sur des sols contaminés et non contaminés (Andersen, 1980; Beyer et al., 1982; Abdul Rida, 1992; Neuhauser et al., 1995; Marinussen, 1997; Sample et al., 1998; Hsu et al., 2006; Ernst et al., 2008; Nahmani et al., 2009; Rieder et al., 2011).

Pour les éléments essentiels, le Zn est le plus accumulé du fait de son rôle essentiel chez les vers de terre (Morgan et Morgan, 1988). Les taux d'accumulation sont du même ordre de grandeur dans l'ensemble des stations. Ceci suggère que les concentrations corporelles en cet ETM sont maintenues à un niveau plus ou moins constant, indépendant des concentrations dans le sol. Un tel phénomène a déjà été signalé par d'autres auteurs (Hobbelen et al., 2004, 2006_a; Bleeker et van Gestel, 2007). Par contre, les vers de terre sont connus pour leur sensibilité vis-à-vis du Cu. Plusieurs auteurs rapportent un faible rapport de concentration de cet ETM, souvent inférieur à 1 (Abdul Rida, 1992; Sedki et al., 1994; Sample et al., 1998; Spurgeon et al., 2003).

Pour les autres éléments (non essentiels), le Cd est le plus accumulé, probablement à cause de sa grande mobilité dans le sol et par conséquent sa grande disponibilité pour les vers de terre. Au contraire, le Pb est très peu mobile dans le sol ce qui explique les taux d'accumulation enregistrés. En effet, la solubilité des ETMs est le facteur le plus important

Tableau 74 : Les modèles de régression des BAFs en fonction des propriétés physicochimiques des sols étudiés.

ETM	Equation	R ²	R ² _{ajusté}	F	p
Cd	$\log BAF = -7,85 - 2,14 \log CT + 13,21 \log pH$	0,24	0,20	5,94	0,006
Cr	$\log BAF = 0,44 - 1,10 \log CT$	0,19	0,17	8,95	0,005
Cu	$\log BAF = 0,97 - 0,83 \log CT$	0,19	0,17	8,88	0,005
Ni	–	–	–	–	–
Pb	$\log BAF = -9,89 - 1,94 \log CT + 14,55 \log pH$	0,15	0,10	4,18	0,043
Zn	$\log BAF = -1,76 + 1,37 \log CT$	0,26	0,24	13,03	0,000

Tableau 75 : Les modèles de régression des BAFs en fonction des propriétés physicochimiques et teneurs métalliques des sols étudiés.

ETM	Equation	R ²	R ² _{ajusté}	F	p
Cd	$\log BAF = -2,63 - 0,97 CT + 0,45 \log Cd_E$	0,54	0,52	22,07	0,000
Cr	$\log BAF = 0,46 - 0,90 CT - 0,23 \log MO + 0,31 \log Cr_S$	0,33	0,27	5,90	0,002
Cu	$\log BAF = 1,75 - 0,83 \log CT - 0,57 \log Cu_T$	0,64	0,62	32,33	0,000
Ni	–	–	–	–	–
Pb	–	–	–	–	–
Zn	–	–	–	–	–

dans le processus de leur bioaccumulation par les vers de terre (Weltje, 1998; Vijver et al., 2004; Ardestani et al., 2014). Concernant le Cr et le Ni, ils sont les moins concentrés dans les vers d'*A. trapezoides*, du fait qu'ils sont peu disponibles dans les sols étudiés.

La bioaccumulation des ETMs est fortement liée à la présence de certains organes accumulateurs : tube digestif, chloragosome, corps buns et glandes calcifères (Andersen et Laursen, 1982; Morgan et Morgan, 1990; Vijver et al., 2004) et chez quelques espèces lombriciennes, à l'existence de protéines riches en groupes « thiol » telles que les métalloprotéines (Morgan et Morgan, 1988; Nejmeddine et al., 1992; Brulle et al., 2007; Brulle et al., 2011).

Selon Dai et al. (2004), Nahmani et al. (2007), Ernst et al. (2008) et Rieder et al. (2011), la bioaccumulation des ETMs varie selon l'ETM, sa forme dans le sol, l'espèce lombricienne, son stade de vie, sa catégorie écologique, la saison, les propriétés physicochimiques des sols et la distance de la source de contamination. Bien que nous ayons utilisé un seul taxon, nous constatons également des différences entre les valeurs minimales et maximales des BAFs. Ces différences peuvent être expliquées par les variations des paramètres édaphiques. Effectivement, le tableau 72 montre un effet station hautement significatif pour le Cd, le Cu et le Zn et non significatif pour le Cr, le Ni et le Pb. Ce résultat est une indication que les vers d'*A. trapezoides* se comportent différemment vis-à-vis de la bioaccumulation de ces ETMs en fonction des stations étudiées. Pour le Cd, les BAFs les plus élevés correspondent aux teneurs métalliques les plus élevées dans le sol, et inversement. Pour le Cu et le Zn, leur accumulation est inversement proportionnelle à leurs teneurs dans le sol. Tandis que l'accumulation des autres éléments (Cr, Ni et Pb) est homogène dans toutes les stations étudiées.

Selon USEPA. (2003), les teneurs biologiques sont influencées par les propriétés physicochimiques des sols. Pour cela, nous avons essayé d'expliquer ce prélèvement à travers des modèles de régression tels que recommandés par USEPA. (2003) et Nahmani et al. (2007). Les données ont été transformées en logarithme. Les résultats sont rapportés dans le tableau 74. Il ressort ainsi que le CT est le facteur qui influence le plus le prélèvement métallique par ces vers, sauf pour le Ni qui semble non influencé par les propriétés des sols (tableau 74). La liaison négative est une indication que le calcaire contribue à la réduction de la disponibilité d'une certaine fraction des ETMs (Cd, Cu et Pb). Ces modèles sont cependant peu prédictifs du fait des faibles valeurs de R^2 . Des résultats semblables ont été rapportés par Beyer et al. (1987) et van Vliet et al. (2005). Ces auteurs ont recommandé d'associer les fractions métalliques dans le sol pour avoir de meilleurs modèles. En effet, cette association nous a permis d'améliorer les modèles des ETMs Cd, Cr et Cu seulement (tableau 75).

Concernant les fractions séquentielles (tableau 71), nous enregistrons le même ordre pour la fraction des ETMs liés aux carbonates et la fraction des ETMs mobilisables. Pour les autres fractions, le Pb présente les valeurs du BAF les plus élevées, ce qui fait que les vers d'*A. trapezoides* concentrent le Pb principalement à partir des fractions solubles et échangeables, alors que les autres fractions sont peu disponibles du fait des fortes liaisons qu'il développe avec les particules du sol. Par ailleurs, nous constatons que les fractions

appelées disponibles (selon plusieurs auteurs) font référence à la disponibilité pour les plantes et non pas pour les vers de terre.

In fine, il faut noter aussi qu'un rapport faible ne signifie pas un risque écologique négligeable, mais il peut être le résultat de plusieurs phénomènes :

- une teneur très élevée de l'ETM dans le sol mais sous forme peu disponible,
- une faible assimilation de l'ETM par les vers due à un besoin biologique négligeable ou à un phénomène de régulation,
- une compétition de l'ETM avec d'autres éléments au niveau de l'absorption.

En revanche, un rapport élevé ne représente peut-être pas un danger important, car il peut être le résultat :

- d'une teneur très faible de l'ETM dans le sol mais sous forme disponible,
- d'une bioaccumulation très importante dans l'organisme due à un besoin biologique important ou à la faible capacité de l'organisme de réguler l'élément.

Tableau 76 : Dénombrement des vers morts dans le test de toxicité sur papier filtre.

ETM	Temps	Doses ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$)					
		0	0,001	0,01	0,1	1	10
Cd	24 h	0	0	0	1	1	4
	48 h	0	0	1	1	2	9
		0	0,01	0,1	1	10	100
Pb	24 h	0	0	0	0	1	4
	48 h	0	0	0	1	1	8

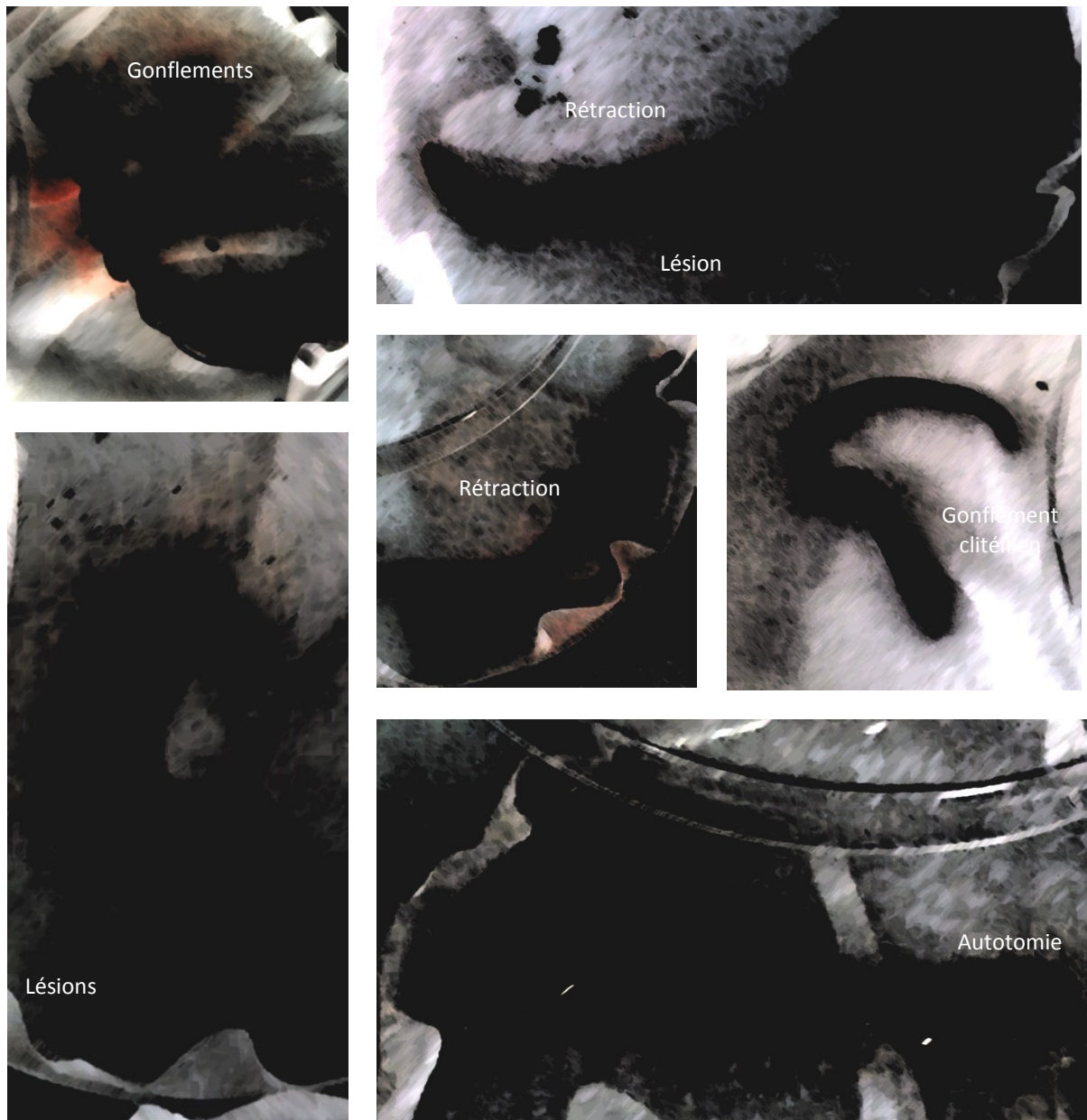


Figure 88 : Les anomalies morphologiques observées chez les vers testés.

6- Les bioessais

Dans cette partie seuls le Cd et le Pb seront concernés par les bioessais car ils se sont révélés être ceux qui contaminent le plus les sols des bordures de l'oued Rhumel de la région d'étude. A travers ces essais, nous essayerons de déterminer l'effet toxique de ces ETMs sur le taxon lombricien *A. trapezoides* et en même temps sa réponse vis-à-vis des différentes concentrations de ces ETMs dans le sol.

6-1- Les tests de toxicité aigue

Les essais de toxicité aigue comprennent deux types : un essai de toxicité par contact sur papier filtre et un autre dans le sol. Ces tests consistent à déterminer la toxicité des ETMs (Cd et Pb) vis-à-vis des vers d'*A. trapezoides* exposés aux différentes concentrations de chlorure de Cd (CdCl_2) et nitrate de Pb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$).

6-1-1- Test sur papier filtre

Les résultats des dénombrements des vers réalisés après 24h et 48h d'incubation sont résumés dans le tableau 76. Durant toute la période du test, nous n'avons pas enregistré de mortalité chez les vers témoins, ce qui est conforme aux critères de validité du protocole d'essai de l'OECD, qui doit être $< 10\%$.

Dès les premières minutes d'exposition, nous avons observé des mouvements brusques, des enroulements et des sécrétions de mucus chez les vers mis en contact avec les concentrations les plus élevées (10 et $100\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et Pb, respectivement). Après 24h d'incubation, la mortalité est enregistrée à partir des concentrations de $0,1\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et $10\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb (tableau 76). Elle est importante (4 vers sur 10) pour les concentrations les plus élevées. A la fin du test, la cinétique de mortalité semble être la même. Pour les deux ETMs, seules les concentrations les plus élevées (soit, $10\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et $100\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb) présentent des taux importants de mortalité. Les taux de mortalité, pour ces concentrations, ont atteint 90% et 80% pour le Cd et le Pb, respectivement. Par contre, les vers testés semblent être faiblement influencés par les autres doses (tableau 76).

Après transformation des concentrations métalliques appliquées en logarithmes et des valeurs de la mortalité chez les vers testés en Probits, les concentrations létales médianes (CL_{50}) après 48 heures sont de l'ordre de $1,66\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd (CdCl_2) et $34,72\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$).

Par ailleurs, les vers testés présentent d'autres anomalies morphologiques telles que des gonflements, des saignements et des lésions (fig. 87) à partir des concentrations de $0,1\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et $10\ \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb. Pour les concentrations plus élevées, nous notons en plus des rétractions dans quelques régions du soma (surtout la partie postclitellienne). Les autres vers, exposés aux concentrations plus faibles, ne présentent aucune anomalie morphologique.

Tableau 77 : Taux de mortalité (%) enregistrée durant le test de toxicité dans le sol.

ETM	Temps	Doses ($\mu\text{g.g}^{-1}$)					
		0	0,1	1	10	100	1000
Cd	1 j	0	0	0	0	0	6
	7 j	0	0	0	2	12	36
	14 j	0	2	6	12	20	68
		0	1	10	100	1000	5000
Pb	1 j	0	0	0	0	2	2
	7 j	0	0	0	2	6	32
	14 j	0	0	4	14	30	70

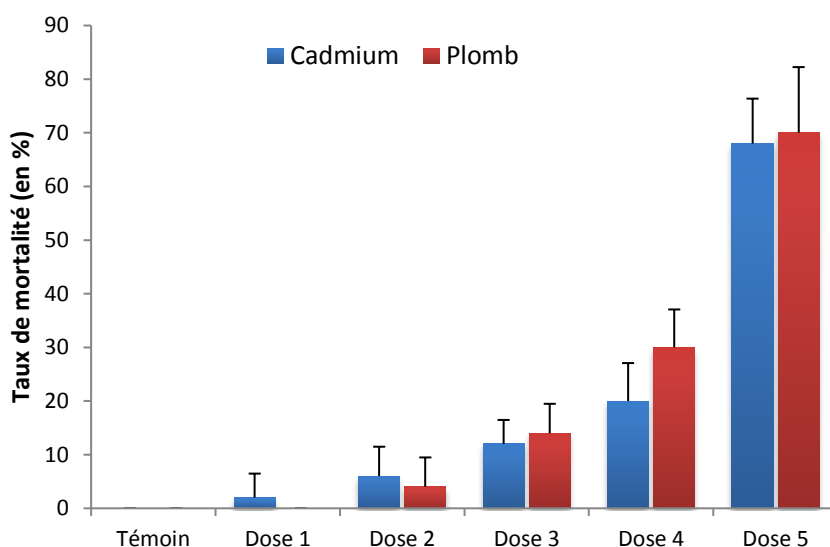


Figure 89 : la variation du taux de mortalité (au 14^e jour) en fonction des doses testées.

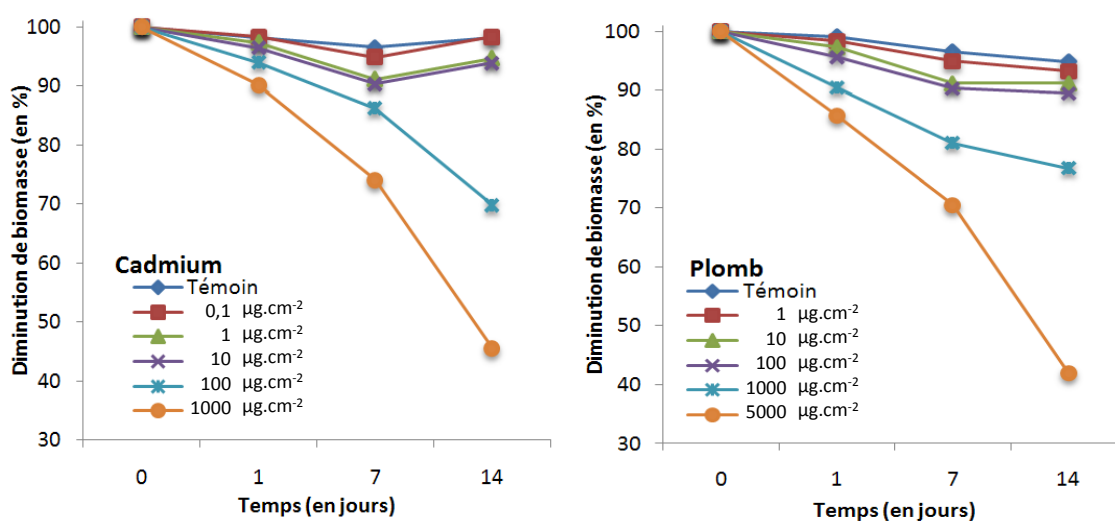


Figure 90 : Evolution des biomasses moyennes des vers selon les doses appliquées durant la période d'expérience (14 jours).

6-1-2- Test dans le sol

Dans ce test, les vers d'*A. trapezoides* ont été mis en contact avec 6 doses croissantes des deux ETMs testés. Nous avons procédé au dénombrement de la mortalité à des intervalles de 24 heures, 7 et 14 jours. Les résultats du test sont résumés dans le tableau 77. Pour le groupe de contrôle (témoin), nous n'avons pas enregistré de mortalité chez les vers de ce taxon durant toute la période de l'essai.

La mortalité a été enregistrée dès le premier dénombrement (après 24 h) pour les doses les plus élevées, *i.e.* 1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et 5000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb. Ces vers morts présentaient des gonflements et des lésions dans différentes régions du corps. Par la suite, le nombre de vers morts augmente en fonction de la durée de l'essai et les signes se diversifient (réductions de la locomotion, saignements et rétractions).

Après 14 jours, la mortalité a été observée dans les 5 doses testées du Cd alors qu'elle n'est enregistrée qu'à partir de la 2^e dose du Pb (10 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Cette mortalité s'accroît avec l'augmentation des doses des ETMs dans le sol (fig. 88) et se révèle hautement significative ($F = 103,1$; $p < 0,001$ pour le Cd et $F = 85,9$; $p < 0,001$ pour le Pb). Le test post-hoc de Dunnett montre que les mortalités chez les vers exposés aux doses 3, 4 et 5 des deux ETMs diffèrent significativement du groupe de vers témoins. Toutefois, les mortalités maximales ont été enregistrées pour la 5^e dose (1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et 5000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb), soit 68 % et 70 %, respectivement. En utilisant la méthode des Probits, nous avons enregistré des variations considérables de la dose létale médiane (DL₅₀) pour les deux ETMs testés. Ces valeurs varient de 252,6 à 1007,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et 1244,9 à 3133,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb. En moyenne, elles sont de l'ordre de 425,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et 1861,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb.

Durant la période du test, les vers morts sont aussitôt retirés de la matrice du sol et les autres vers sont pesés. Selon la figure 89, les biomasses lombriciennes diminuent sensiblement avec l'augmentation des doses des ETMs dans les sols. Pour le Cd, l'Anova réalisée a mis en évidence un effet dose hautement significative au 14^e jour ($F = 21,1$; $p < 0,001$), significatif au 7^e jour ($F = 7,2$; $p < 0,05$) alors qu'il n'était pas significatif au 1^{er} jour ($F = 0,7$; $p > 0,05$). Pour le Pb, l'effet dose est très significatif au 14^e jour ($F = 14,3$; $p < 0,01$), significatif au 7^e jour ($F = 5,8$; $p < 0,05$) et non significatif au 1^{er} jour ($F = 0,6$; $p > 0,05$). Pour l'effet dose, les biomasses des vers testés diminuent significativement avec l'augmentation des doses métalliques. Cet effet est beaucoup plus important au 14^e qu'au 7^e jour ($F = 8,1$; $p < 0,001$ pour le Cd, $F = 11,3$; $p < 0,001$ pour le Pb). Pour les deux ETMs, les résultats du test de Dunnett ont montré que cette diminution est plus importante chez les vers exposés aux doses 4 et 5. Ainsi, les vers exposés à ces doses (ceux qui ont survécu) ont perdu plus de la moitié de leur poids initial (fig. 89). Par ailleurs, les vers exposés aux faibles concentrations du Cd (0,1, 1 et 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$) semblent reprendre du poids après 7 jours d'exposition (fig. 89).

6-2- Les tests d'évitement

Ces tests permettront de déterminer le comportement d'évitement du taxon lombricien choisi à la présence excessive des ETMs dans les sols. Ce caractère peut indiquer le stress

Tableau 78 : Nombre moyen de vers par compartiment en fonction des doses métalliques (essai dans les cylindres).

ETM	Compartiment	Doses ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)					
		0	0,1	1	10	100	1000
Cd	NC	5,25	4,87	4,25	5,87	6,75	8,75
	C	4,75	5,13	5,75	4,13	3,25	1,25
		0	1	10	100	1000	5000
Pb	NC	4,87	4,37	5,5	5,13	6,87	9,13
	C	5,13	5,63	4,5	4,87	3,13	0,87

Tableau 79 : Nombre moyen de vers par compartiment en fonction des doses métalliques (essai dans les bacs).

ETM	Compartiment	Doses ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)					
		0	0,1	1	10	100	1000
Cd	NC	2,38	2,13	2,63	2,75	3,38	4,50
	C	2,63	2,88	2,38	2,25	1,63	0,50
		0	1	10	100	1000	5000
Pb	NC	2,25	3,00	2,38	2,63	3,38	4,63
	C	2,75	2,00	2,63	2,38	1,63	0,40

sublétaux dans un court laps de temps. En effet, la durée de ces tests n'est que de 48 heures. Elle est inférieure à la durée des tests aigus et sublétaux.

Nous avons réalisés deux types de tests, l'un dans des cylindres et l'autre dans des bacs. Les premiers ont été divisés en 4 compartiments séparés par des cloisons trouées à la base du cylindre alors que les seconds ont été divisés en deux compartiments sans séparation. Bien que les doses utilisées excèdent les DL_{50} des deux éléments dans le sol ($425,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et $1861,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb.), aucune mortalité n'a été enregistrée durant toute la période du test (48 heures).

6-2-1- Essai dans les cylindres

Dans cet essai, les vers d'*A. trapezoides* (au nombre de 10) sont placés dans la chambre centrale du cylindre. Ces vers peuvent migrer vers les autres compartiments à travers les orifices situés à la base du cylindre. Après 48 heures, on constate que la distribution des vers dans les cylindres de contrôle était dans la gamme des critères de validité recommandés par la norme ISO-17512-1 (ISO., 2008). Au contraire, les sols contenant les teneurs métalliques les plus élevées ont été évités par les vers. En effet, le nombre de vers de terre dans les compartiments non contaminés (NC) est plus grand que dans les sols contaminés, pour les doses 4 et 5 (tableau 78). Pour la dernière dose, nous avons dénombré seulement 2,5 et 2 vers dans les compartiments contaminés par le Cd et le Pb, respectivement. En effet, le test post-hoc de Dunnett montre que le comportement d'évitement est significatif pour le Cd ($p < 0.05$) et très significatif pour le Pb ($p < 0.01$). La répartition des vers dans les autres cylindres est cependant homogène et semblable aux cylindres témoins ($p > 0,05$).

Après transformation des résultats obtenus dans cet essai, les concentrations efficaces médianes (CE_{50}) sont de l'ordre de $180,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd (avec un intervalle de confiance à 95 % entre $80,6$ et $405,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) et $1090,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ (intervalle de confiance à 95 % entre $463,7 - 2566,3 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Même pour une durée de 48 heures, les vers occupant les sols contaminés présentent une diminution considérable de leur biomasse. Il faut ajouter à cela la diminution de la locomotion et quelques symptômes morphologiques observés chez les vers exposés aux doses les plus élevées, *i.e.* $1000 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et $5000 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb.

6-2-2- Essai dans les bacs

Dans ce test, les bacs ne comprennent pas de séparation entre les deux sols (contaminés et non contaminés), ce qui est favorable au déplacement des vers entre les deux compartiments. Après 48 heures, les vers exposés aux différentes doses métalliques sont distribués de façon très hétérogène. De même que le précédent essai, les sols contenant les teneurs métalliques les plus élevées ont été évités par les vers. Ce comportement n'est visible qu'à partir de la 4^e dose, *i.e.* $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd et $1000 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb (tableau 79). Le test post-hoc de Dunnett montre que l'influence de ces doses est significative pour les deux ETMs ($p < 0.05$).

Les résultats des dénombrements ont été convertis en pourcentage d'évitement et la CE_{50} est calculé par la méthode des Probits. En moyenne, la CE_{50} est de $158,5 \mu\text{g.g}^{-1}$

pour le Cd (intervalle de confiance à 95 %, 63,1 – 398,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et 1205,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb (intervalle de confiance à 95 %, 730,1 – 1990,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

6-3- Discussion

Les vers exposés aux différentes doses testées ont montré des signes d'intoxication dès les premières minutes d'exposition (surtout dans le test de contact sur papier filtre). Ces signes sont d'ordre morphologique (sécrétion de mucus, gonflement, lésion et saignement) ou comportemental (mouvement rapide, enroulement). Les vers mis en contact avec ces ETMs montrent des mouvements brusques. Dans le cas du Cd, il a été démontré qu'il est détecté par chémorécepteurs situés principalement dans le prostomium (premier segment) (Knapp et Mill, 1971). Ces récepteurs initient le réflexe d'évacuation rapide chez les vers de terre (Drewes et al., 1984). Ces mouvements sont accompagnés de sécrétions de mucus jaunâtre, un mélange hétérogène de cœlomocytes, protéines, sels et fluide cœlomique. Cette sécrétion était dépendante de la concentration des ETMs (Beeby, 1991). Elle représente donc une barrière qui protège l'épiderme contre les dommages du fait que le mucus servira à chélater ces éléments (Diogene et al., 1997; Heredia et al., 2008; Muangphra et Goorneratne, 2011; Rodriguez et al., 2013). Beeby (1991); Stürzenbaum et al. (1998), Morgan et al. (2004) et Homa et al. (2005) ont estimé que la sécrétion du mucus est une réponse adaptative pour la détoxification. Le saignement observé dans la partie antérieure de leur corps peut être lié au fait que les paires de cœurs se trouvent dans cette région. Des dommages induits par le Cd dans cette région ont également été signalés par Siekierska et Urbanska-Jasik (2002) et Siekierska (2003). Ainsi, le Cd traverse l'épiderme en causant de graves blessures, le détachement de la cuticule, et des changements dans l'organisation structurelle des couches musculaires, avant d'arriver dans le cœlome (Rodriguez et al., 2013).

Pour des concentrations plus élevées, apparaissent, en plus, des rétractions dans quelques régions du soma (surtout la partie postclitellienne). Ces rétractions sont parfois suivies d'autotomie de ces régions (Bouché, 1972), qui n'est observable qu'après une période relativement longue (Sims et Gerard, 1999). L'autotomie, considérée comme un mécanisme de défense contre les prédateurs, est un autre mécanisme de détoxification chez les vers de terre (Vidal et Horne, 2003). Selon ces auteurs, les vers peuvent accumuler les ETMs dans leurs parties caudales qui seront éliminées ultérieurement par le processus d'autotomie, suivi d'une régénération de la partie sectionnée. Ces adaptations physiologiques sont observées avec plusieurs ETMs, y compris le Cd et le Pb (Beeby, 1991; Bierkens et al., 1998; Weltje, 1998; Labrot et al., 1999; Lucan-Bouché et al., 1999; Leveque et al., 2013).

Toutefois, ces différentes réponses ne sont pas spécifiques pour ces deux éléments. Des réponses similaires ont été rapportés pour d'autres ETMs (Beeby, 1991; Weltje, 1998; Labrot et al., 1999; Lucan-Bouché et al., 1999; Leveque et al., 2013; Giska et al., 2014), les polluants organiques (Reddy et Rao, 2008; Bielská et al., 2013; Pélosi et al., 2014; Velki et al., 2014) et les pesticides (De silva et van Gestel, 2009; van Gestel et al., 2011; Chen et al., 2014; Wang et al., 2014).

Suite à ces signes d'intoxication, des mortalités ont été enregistrés chez les vers testés, dès le premier dénombrement, *i.e.* après 24h d'exposition. Leurs taux ont augmenté

Tableau 80 : Classification de la toxicité aigue des produits chimiques d'après Roberts et Dorough (1984).

Classe	CL ₅₀ après 48h
Extrêmement toxique	< 1 µg.cm ⁻²
Hautement toxique	1 - 10 µg.cm ⁻²
Très toxique	10 - 100 µg.cm ⁻²
Modérément toxique	100 - 1000 µg.cm ⁻²
Non toxique	> 1000 µg.cm ⁻²

Tableau 81 : Comparaison des valeurs obtenues de DL₅₀ ETMs testés.

Auteurs	Cd	Pb	Taxon
Nos résultats	425,2	1861,5	<i>A. trapezoides</i>
Van Gestel et Van Dis (1988)	> 1000		<i>E. fetida</i>
Spurgeon et Hopkin (1995)		4480	<i>E. fetida</i>
Neuhauser et al. (1985)	1843	3716	<i>E. fetida</i>
Fitzpatrick et al. (1996)	298		<i>E. fetida</i>
Fitzpatrick et al. (1996)	256		<i>L. terrestris</i>
Khalil et al. (1996)	540		<i>A. caliginosa</i>
Ma et al. (2002)		3705	<i>Pheritima guillelmi</i>
Davies et al. (2003)		5311	<i>E. fetida</i>
Spurgeon et al. (2004)	463		<i>L. rubellus</i>
Dada et al. (2013)	706,7	1551,6	<i>Libyodrilus violaceus</i>

progressivement avec l'augmentation de la concentration métallique appliquée et la durée du test. La mortalité est plus importante dans le test de contact sur papier filtre que dans le sol.

Pour le test de contact sur papier filtre, les CL_{50} obtenues (en moyenne 1,66 et 34,71 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et le Pb, respectivement) sont inférieures à celles rapportées pour *E. fetida* : 18 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et 64 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb (Neuhauser et al., 1985) et *Pheretima peguana* : 6,1 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et 43,4 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb (Muangphra et Goorneratne, 2011). Ceci démontre la sensibilité du taxon *A. trapezoides* vis-à-vis des ces deux ETMs par rapport à *E. fetida* (l'espèce la plus utilisée dans les tests). Selon Roberts et Dorrough (1984), les produits chimiques peuvent être regroupés en 5 catégories de toxicité aiguë (tableau 80). Selon cette classification, le Cd se révèle hautement toxique (CL_{50} allant de 1 à 10 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) alors que le Pb est très toxique (CL_{50} allant de 10 à 100 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$).

Pour l'essai de toxicité aigue dans le sol, la toxicité était faible et les valeurs des DL_{50} étaient plus élevées que dans le précédent essai (en moyenne, 425,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd et 1861,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb) car le contact avec ces éléments est réduit. Ces résultats sont aussi en accord étroit avec celles rapportées pour plusieurs espèces lombriciennes : *E. fetida*, *L. terrestris*, *L. rubellus*, *A. caliginosa*, etc. (tableau 81). Pour *A. caliginosa*, une espèce très proche d'*A. trapezoides*, Khalil et al. (1996) ont enregistré des DL_{50} plus élevées dans le sol artificiel alors qu'elles étaient semblables dans les tests avec le sol naturel. Ces auteurs ont démontré, en plus, que le taux de survie, la croissance et la production de cocons chez les différentes espèces testées sont fortement influencés par ces deux éléments (Ma, 1982; Malecki et al., 1982; Neuhauser et al., 1985; van Gestel et van Dis, 1988; van Gestel et al., 1992; Spurgeon et al., 1994; Spurgeon et Hopkin, 1995; Bierkens et al., 1998; Spurgeon et al., 2006; Bonnard et al., 2009). Les plus faibles influences sont obtenues pour la production de cocons. Pour le Cd, ces influences sont observables à partir de 25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Pour cette dose, Malecki et al. (1982) ont enregistré une diminution de 52 % de la production de cocons. Pour le Pb, elles sont visibles à partir de 1629 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Spurgeon et Hopkin, 1995).

Les ETMs ajoutés au sol peuvent s'adsorber sur ses particules (minérales et organiques) pour former des complexes peu ou non disponible pour les vers. Heidet (1981) expliquent qu'un équilibre ver-ETM peut s'établir après un certain moment (après 15 jours d'exposition). Cet équilibre est à l'origine de deux phénomènes propres aux vers de terre : l'absorption et l'élimination. Cependant, la réponse des vers semble être en retard par rapport aux doses plus élevées, ce qui explique les mortalités enregistrées. Pour baisser l'absorption et la fixation des ETMs, les vers ont tendance à diminuer leur métabolisme (Heidet, 1981), ce qui engendre une baisse du poids corporel au cours du temps. Cette diminution n'est notable qu'à partir du 7^e jour de l'expérience et pour les doses métalliques les plus élevées, *i.e.* 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd et 5000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb. En effet, plusieurs auteurs ont constatés des valeurs semblables. Selon Neuhauser et al. (1985), les vers d'*E. fetida*, exposés à des doses élevées de Cd et de Pb, ont perdu plus de la moitié de leur poids initial.

La comparaison des résultats de l'essai de contact avec ceux obtenus dans les sols démontre clairement que le critère de contact n'a pas de valeur prédictive de la toxicité dans le sol. L'exposition dans l'essai sur papier filtre est généralement considérée comme plus toxique pour les vers de terre que l'exposition dans le sol (Callahan et al., 1985; Neuhauser

et al., 1985). Ainsi, selon Neuhauser et al. (1985), van Gestel et al. (1992) et Spurgeon et al. (1994), les vers sont plus sensibles au Cd qu'au Pb, ce qui est le cas du taxon lombricien testé.

Durant le test de contact, les vers ont tendance à garder la tête levée, apparemment dans une tentative d'éviter tout contact avec ces éléments. Ce caractère d'évitement a été bien démontré par les deux tests (tests d'évitement) où les vers choisissaient le sol non contaminés. Il est observable à partir des doses $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd et $1000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Pb, où les vers ont presque tous migrés vers le compartiment non contaminé. Ces doses seraient donc toxiques pour ce taxon, d'ailleurs les DL_{50} enregistrés leurs sont inférieures. L'évitement a permis à ces vers de mieux s'adapter à la contamination des sols par ces ETMs. En effet, aucune mortalité n'a été enregistrée durant toute la période de l'essai (48 h). L'introduction de cet aspect comportemental devrait permettre de mieux s'adapter à la réalité du terrain. Il est bien connu que les vers de terre peuvent éviter les couches hautement contaminés (Eijsackers, 1987) et que la variabilité spatiale de la contamination affecte l'accumulation des ETMs d'une manière complexe (Marinussen et van der Zee, 1996). Ce type d'adaptation comportementale est un trait phénotypique qui permet la survie des vers de terre dans des environnements changeants, surtout ceux influencés par les activités anthropiques. En effet, il a été démontré que ce taxon évite non seulement les ETMs mais aussi d'autres toxiques, tels que les insecticides, les pesticides, etc. (De Silva et van Gestel, 2009; Maitre et al., 2012; Chen et al., 2014; Wang et al., 2014).

Par ailleurs, lors du test un certain nombre de vers de terre était resté dans le sol contaminé. La persistance de ces vers dans ces sols peut être expliquée par la sécrétion de mucus qui forme une barrière entre le corps des vers et le toxique et minimise ainsi l'effet irritant (Pélosi et al., 2014). La sécrétion de mucus est considérée comme un moyen de défense spécifique dans le but de réduire le contact avec les substances toxiques dans le sol. Du point de vue histologique, cette sécrétion accrue a été associée à une hypertrophie des cellules caliciformes dans l'épithélium glandulaire et des dommages aux couches externes de l'épiderme (Cunha et al., 2011; Rodriguez et al., 2013). Cependant, ces vers ont présenté aussi des signes de toxicité (gonflement, activité réduite) par rapport à ceux dans le sol non contaminé. Pour les doses les plus élevées en Cd et en Pb, l'épiderme était sévèrement dégradé.

CONCLUSION

Conclusion générale

L'objectif principal de ce travail de recherche était de mettre en évidence l'importance bioindicative du taxon lombricien *Aporrectodea trapezoides* dans la biosurveillance de la contamination métallique des sols de bordures de l'oued Rhumel. Globalement, ce travail a permis d'accéder à des connaissances fines sur la contamination de ces sols par 6 ETMs (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) et de mettre la lumière sur un taxon lombricien peu étudié et pourtant très répandu dans le monde (espèce cosmopolite). Les différentes relations Lumbricidae-ETMs ont été mises en évidence au cours ce travail au moyen de deux approches. La première, *in situ*, a permis d'étudier la biodiversité du peuplement lombricien et les concentrations biologiques dans les conditions naturelles. La seconde, *in labo*, a permis d'évaluer l'écotoxicité et le caractère d'évitement de cette espèce vis-à-vis de deux éléments (Cd et Pb) dans des conditions dites "contrôlées".

Les différentes démarches de prélèvement et d'analyse des deux compartiments (sol, lombricien) ont permis d'avoir les conclusions suivantes :

*** La typologie des sols des bordures de l'oued Rhumel**

Les sols prospectés sont des alluvions fluviales de formation récente et peu évolués, dont les propriétés physicochimiques sont essentiellement celles des matériaux d'origines transportés le long du cours d'eau. L'analyse granulométrique révèle qu'ils présentent une texture équilibrée avec deux classes : limoneuse et limono-sableuse. Du fait de la nature du matériel géologique de ces sols (prédominance de calcaires et de marnes), le calcaire s'avère le facteur le plus important dans ces sols. Il contribue à l'augmentation du pH, à la stabilisation de la matière organique et au ralentissement de l'humification. La capacité d'échange cationique est cependant modérée du fait des teneurs faibles en argile et en MO.

*** L'évaluation des teneurs métalliques sols des bordures de l'oued Rhumel**

La détermination des teneurs métalliques a été réalisée par le biais de différentes extractions (totales et séquentielles) dans le but de déterminer le degré de contamination de ces sols par les 6 ETMs ainsi que leur mobilité. La fraction totale, extraite à l'eau régale, montre que les teneurs moyennes sont de l'ordre de 1,14 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cd, 62,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cr, 19,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Cu, 26,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Ni, 31,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Pb et 97,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour le Zn.

Bien que les ETMs présentaient la séquence décroissante $Zn_T > Cr_T > Ni_T > Cu_T > Pb_T > Cd_T$, les teneurs totales en Cd et Pb dépassent les seuils de contamination dans la plupart des sols analysés. Ils représentent ainsi les 2 éléments qui contaminent le plus les sols des bordures de l'oued Rhumel et constituent donc une menace potentielle pour les organismes qui y vivent.

D'après l'analyse séquentielle, la majeure partie des ETMs analysés (soit plus de 80%) correspond à la fraction résiduelle (adsorbés sur les particules des sols étudiés), venant soutenir fortement l'hypothèse d'une origine naturelle (fond pédogéochimique). Ce caractère géogénique permet d'écarter donc, à court terme et en première approche, l'existence de risques écotoxicologiques liés à la présence de ces éléments dans le sol étudiés. Cependant, la proportion restante (près de 20 %) représente la fraction mobilisable. Cette proportion peut être expliquée soit par un faible apport anthropique, soit par la migration en profondeur de ces éléments dans le sol et leur ruissellement vers les cours d'eau, ou encore par le prélèvement par les organismes dans le sol (microflore, plantes, pédofaune) du fait de leur disponibilité. Cette mobilité est un déterminant majeur de leur toxicité exercée *in situ* et des risques environnementaux associés à leur présence dans les sols, surtout le Cd et le Pb qui s'avèrent les plus mobiles.

Par ailleurs, les différentes fractions de ces ETMs sont liées aux paramètres pédologiques en particulier la fraction calcaire qui représente le principal sorbant des cations métalliques dans les sols étudiés.

L'évaluation du degré de contamination métallique des sols étudiés a été réalisée par le calcul de différents indices. Ces derniers, bien que la plupart d'entre eux ne font pas intervenir une normalisation des teneurs métalliques, ont l'avantage d'être associés à des échelles qualitatives de pollution. Les résultats des indices multi-élémentaires montrent que la ville de Constantine serait à l'origine de l'enrichissement métallique, et de ce fait elle représente la principale source d'apport en ETMs pour les sols de bordures de l'oued Rhumel par le biais des apports atmosphériques (trafic routier, cimenterie, ...), des rejets liquides (eau usées domestiques et industrielles), et des déchets solides entreposés sur les berges de l'oued. En plus, le risque potentiel associé à ces éléments est inversement proportionnel à la distance de cette ville. En effet, les stations les plus proches de cette ville (*i.e.* 5, 6 et 7) se révèlent les plus contaminés. Les sols de ces stations enregistrent des teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn qui dépassent les seuils de pollution. Quant aux indices mono-élémentaires, les résultats montrent que les deux ETMs qui contaminent le plus les sols étudiés (*i.e.* Cd et Pb) proviennent des activités humaines de la région d'étude et leurs niveaux d'enrichissement sont modérés. Le Cd est principalement d'origine agricole (utilisation d'engrais phosphaté riche en Cd), alors que le Pb s'avère être d'origine urbaine (trafic routier, activités industrielles, etc.). Pour les autres ETMs (Cr, Cu, Ni et Zn), l'enrichissement est faible à très faible.

*** La représentativité du taxon *A. trapezoides* dans les sols des bordures de l'oued Rhumel**

Le peuplement lombricien des sols étudiés est représenté par 10 taxons lombriciens. Le taxon *Criodrilus ghaniae* endémique de la région de Constantine est le seul représentant de la famille des Criodrilidae. Les 9 autres taxons appartiennent tous à la famille des Lumbricidae :

Aporrectodea rosea, *A. trapezoides*, *Eisenia fetida*, *Eiseniella tetraedra*, *Eophila moebii*, *E. molleri*, *Octodrilus complanatus*, *Octolasion lacteum* et *Proctodrilus antipai*.

Pour la famille des Lumbricidae, l'abondance moyenne est de l'ordre de 25,45 vers par point de prélèvement (soit une densité de 407,2 vers.m⁻²) alors que la biomasse est en moyenne de l'ordre de 31,34 g par point de prélèvement (soit 501,4 g.m⁻²). Selon le stade de vie, les vers adultes et sub-adultes représentent 63 % des vers prélevés et 84,2 % de la biomasse totale. Selon les catégories écologiques, les vers endogés dominent cette population avec 6 espèces. En matière de diversité, la richesse spécifique enregistrée se révèle moyenne (4 à 7 espèces) alors que la densité par espèce varie d'une station à une autre.

Le taxon *A. trapezoides* représente l'espèce la plus abondante (31,4 % des vers prélevés), la plus dominante et la mieux distribuée dans les sols de bordures de l'oued Rhumel. Il est donc le taxon le plus représentatif. Appartenant à différentes catégories (endogé-anécique, endogé poly-humique et épi-endogé), ses représentants semblent s'adapter aux conditions particulières des sols étudiés (pH légèrement basique, taux élevés en CaCO₃), et aux perturbations anthropiques (teneurs métalliques). De ce fait, ce taxon serait moins sensible à la présence de ces éléments dans le sol ce qui pourrait expliquer sa large distribution (taxon cosmopolite) et de son adaptabilité.

*** Les bioconcentrations métalliques dans les vers d'*A. trapezoides***

Du fait qu'il existe une variabilité de l'accumulation et de l'élimination des ETMs selon les espèces, un seul taxon lombricien, *A. trapezoides*, a été analysé. Dans le sol, les vers de ce taxon, comme les autres vers de terre, sont en contact direct avec les ETMs soit par voie cutanée, *via* leur derme, ou par voie digestive. Suite au processus d'absorption, ils sont capables de les séquestrer dans différents compartiments de leurs corps.

En moyenne, les teneurs corporelles étaient de 4,7 µg.g⁻¹ pour le Cd, 4,2 µg.g⁻¹ pour le Cr, 10,16 µg.g⁻¹ pour le Cu, 3,15 µg.g⁻¹ pour le Ni, 34,85 µg.g⁻¹ pour le Pb et 210,31 µg.g⁻¹ pour le Zn, soit la séquence décroissante suivante : Zn_v > Pb_v > Cu_v > Cd_v > Cr_v > Ni_v.

Le Zn est donc l'ETM le plus concentré du fait de son rôle essentiel. Par contre, la bioconcentration du Cd et du Pb dans ces vers suggèrent qu'ils soient potentiellement exposés à des risques liés à l'augmentation de leurs teneurs dans les sols, surtout ceux des stations situées au niveau de la ville de Constantine ou en aval de celle-ci (*i.e.* 5 et 6). En plus, les concentrations corporelles en ces 3 ETMs dépassent celles des sols correspondants (celles des autres éléments restaient en dessous). Cela est attribué à la capacité de ces organismes à concentrer et/ou réguler les ETMs dans leurs tissus et organes. Ces bioconcentrations sont inversement proportionnelles aux teneurs des sols en calcaire total. Cette fraction joue un rôle important dans la réduction de la disponibilité de ces éléments dans le sol. Cependant, les vers analysés ne se contentent pas de la fraction disponible mais prélèvent ces éléments aussi à partir de la fraction non disponible d'où les corrélations les plus significatives et les modèles les plus prédictifs avec la fraction totale. Ils peuvent ainsi absorber ces éléments, non disponibles pour les autres organismes, lors de la digestion et du transit intestinal.

* *La bioindication du taxon A. trapezoides*

Le facteur de bioaccumulation (BAF) a permis de déterminer la capacité des vers d'*A. trapezoides* à concentrer les ETMs étudiés. Les résultats des calculs de ce facteur sont en moyenne de 3,81 pour le Cd, 0,07 pour le Cr, 0,55 pour le Cu, 0,12 pour le Ni, 1,12 pour le Pb et 2,16 pour le Zn, ce qui correspond à la séquence décroissante suivante : $BAF_{Cd} > BAF_{Zn} > BAF_{Pb} > BAF_{Cu} > BAF_{Ni} > BAF_{Cr}$. Ainsi, les vers d'*A. trapezoides* accumulent le Cd, le Zn et le Pb ($BAF > 1$) et n'accumulent pas le Cr, le Cu et le Ni ($BAF < 1$). Ce résultat est très intéressant dans le sens où ces vers pourraient être utilisés dans la bioremédiation (ou vermiremédiation) des sols contaminés par les éléments concentrés.

Pour les éléments essentiels, la bioaccumulation du Zn est toujours expliqué par son rôle biologique alors que le Cu est concentré tout en restant inférieur à l'unité du fait que les vers y sont sensibles. Quant aux éléments non essentiels, le Cd est le plus concentré, certainement à cause de sa grande mobilité dans le sol. Le Pb ne semble pas être accessible, il est accumulé à partir des fractions les plus mobiles. L'accumulation préférentielle de ces deux éléments peut être attribuée à leur profil de bioaccessibilité dans les sols en question, leur métabolisme dans les tissus vivants (*i.e.* régulation) ou l'interférence chimique et/ou biochimique entre ETMs.

* *L'étude de la toxicité du Cd et du Pb, et du comportement d'évitement d'A. trapezoides*

La réalisation des tests d'écotoxicité en conditions expérimentales a permis d'évaluer la toxicité des ETMs vis-à-vis des vers d'*A. trapezoides* et de déterminer leur comportement (d'évitement) en présence de ces éléments dans le sol.

Pour le test de contact sur papier filtre, les CL_{50} obtenues sont en moyenne de $1,66 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Cd et $34,71 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ pour le Pb. Pour l'essai de toxicité aigue dans le sol, la toxicité était faible pour le Cd et le Pb car le contact avec ces éléments était réduit comparativement au test précédent, du fait que ces ETMs sont mélangés aux particules du sol ce qui permet aux vers d'éviter tout contact avec ces éléments. Ce caractère d'évitement a été bien démontré par les deux autres tests où les vers choisissaient le sol non contaminés. Ceci est observable à partir des doses 100 et $1000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour le Cd et le Pb, respectivement. Ce caractère permet à ces vers de mieux s'adapter à la contamination des sols par ces ETMs en évitant les couches hautement contaminés. Par ailleurs, aucune mortalité n'a été enregistrée dans les tests menés dans les sols non contaminés par les deux ETMs.

En plus, les valeurs enregistrées sont proches de celles d'*Eisenia fetida*, ce qui fait que l'utilisation de ce taxon serait plus pratique car il occupe tous les milieux au contraire d'*E. fetida* qui ne vit que dans les milieux anthropisés.

In fine, les différents résultats obtenus indiquent la nécessité et la pertinence de l'outil biologique considéré, *i.e.* *A. trapezoides*, pour évaluer la contamination métallique des sols et le risque de toxicité car les outils chimiques n'ont pas permis une prédiction adéquate. Ce taxon s'avère un bon bioindicateur de la contamination métallique des sols étudiés compte tenu de sa performance en biomasse et en nombre et que ses individus accumulent les ETMs dans leur corps et présentent une tolérance vis-à-vis de ces éléments.

Toutefois, nos résultats permettront l'avancement des travaux sur la modélisation pour ce taxon, qui s'avère essentielle pour comprendre la mobilité des ETMs dans les sols, leurs transferts vers les autres compartiments et aussi pour la prévention des risques environnementaux et sanitaires. Ces futures études auront pour objectif l'amélioration et l'utilisation de nouveaux outils de mesure et de traitement de données. Elles doivent se focaliser sur des sites bien précis (sites contaminés), avec un échantillonnage plus adapté. Ces sites devront se situer dans certains petits bassins versants drainant les zones soupçonnées à l'origine des apports métalliques. La réalisation d'extractions séquentielles plus complètes, ainsi que le suivi de différents paramètres mesurables sont recommandés afin d'apporter des éléments de réponses quant à la spéciation de ces ETMs dans le sol. En plus, le calcul des indices de contamination devra être amélioré en prenant comme référence le fond géochimique naturel de chaque sous bassin.




Il est souhaitable de mener une approche multi-disciplinaire (bio-physico-chimique des ETMs) et multi-scalaire (des gènes aux individus). Cette approche permettra de déterminer les relations entre les fractions bioaccessibles et/ou biodisponibles et les réponses biologiques (marqueurs biologiques, espèces, populations). Ces réponses doivent avoir le plus fort potentiel de discrimination inter-site ce qui permettra de générer des indicateurs synthétiques de la qualité des sols.

Enfin, il est souhaitable aussi de renforcer les études écotoxicologiques (bioessais) aux échelles cellulaires, individuelles et populationnelles et sur une large gamme d'éléments métalliques. Ces tests doivent être menés sur des temps d'exposition plus longs que ceux déjà réalisés afin d'évaluer l'impact des ETMs sur les descendants des vers exposés en évaluant les effets reprotoxiques et/ou tératogènes. Une partie de ces études doivent être menées aussi *in situ* (micro et mésocosmes) afin d'évaluer les réponses des vers dans les conditions naturelles. Ces expériences permettront entre autres de confirmer le prélèvement métallique pour ce taxon.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques





- Abdul Rida AMM., 1992.** Biosurveillance de la contamination du sol: Apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. Thèse de Doctorat, INRA., Montpellier (France), 233 p.
- Abdul Rida AMM., 1996.** Concentrations et croissance des lombriciens et des plantes dans des sols contaminés ou non par Cd, Cu, Ni, Pb et Zn : Interactions sol-lombricien. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1029–1035. [DOI:10.1016/0038-0717\(96\)00080-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00080-6)
- Abdul Rida AMM., Bouché MB., 1995.** Earthworm contribution to ecotoxicological assessments. *Acta Zoologica Fennica*, 196: 307–310.
- ABH-CSM (Agence des Bassins Hydrographiques : Constantinois – Seybousse – Mellegue), 1999.** Le Bassin du Kébir-Rhumel. Les cahiers de l'Agence, n° 2. 33 p.
- Ablain F., 2002.** Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I (France), 148 p. 🌐
- Abollino OM., Malandrino M., Menstasti E., Petrella F., 2002.** Heavy metals in Agricultural soils from Piedmont, Italy: distribution, speciation and chemometric data treatment. *Chemosphere*, 49: 545–557. [DOI:10.1016/S0045-6535\(02\)00352-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00352-1)
- Adriano DC., 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals Springer-Verlag, NY. (USA). 867 p. [DOI: 10.1007/978-0-387-21510-5](https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5)
- AFES. (Association Française pour l'Étude du Sol), 1995.** Référentiel Pédologique 1995. INRA. Ed., Paris (France), 332 p.
- AFNOR. (Association Française de Normalisation), 1998.** Qualité des sols – Détermination du pH. NF X 31-103. Paris (France).
- AFNOR., 1999.** Qualité des sols – Méthodes chimiques – Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations extractibles. NF X 31-130. Paris (France).
- AFNOR., 2002.** Qualité des sols – Détermination du calcaire actif. NF X31-106. Paris (France).
- AFNOR., 2003.** Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol – Méthode à la pipette. NF X 31-107. Paris (France).
- Afri-Mehennaoui FZ., 2006.** Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrés, macrophytes) de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de Doctorat en Sciences, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri-Constantine, 276 p.
- Afri-Mehennaoui FZ., Sahli L., et Mehennaoui S., 2004.** Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel river by using multivariate analysis. *Environmetrics*, 15: 435–446. [DOI:10.1002/env.686](https://doi.org/10.1002/env.686)
- Allen HE., 2002.** Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes, and Plants (Metals and the Environmental Series). Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): Pensacola, FL (USA), 158 p. [ISBN-13: 978-1880611463](https://www.isbn-international.org/product/978-1-880611463)
- Alloway BJ., 1990.** Heavy Metals in Soils. John Wiley and Sons, Inc. NY. (USA). [ISBN-13: 978-0216926981](https://www.isbn-international.org/product/978-0471905181)
- Alloway BJ., 2013.** Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In Alloway BJ. (ed.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 11-50. [DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- Andersen C., 1980.** Lead and Cadmium Content in Earthworms (Lumbricidae) from Sewage Sludge Amended Arable Soil. In Dindal DL. (ed.): Soil Biology as Related to Land Use Practices. Proceedings of the VII International colloquium of soil zoology, pp. 148–156. 🌐




- Andersen MK., Raulund-Rasmussen K., Strobel BW., Hansen HCB., 2004.** The effects of tree species and site on the solubility of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in soils. *Water Air & Soil Pollution*, 154: 357–370. [DOI:10.1023/B:WATE.0000022991.59456.01](https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000022991.59456.01)
- Andersen MK., Raulund-Rasmussen K., Hansen HCB., Strobel BW., 2002.** Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and afforested soils in Denmark. *European Journal of Soil Science*, 53: 491–502. [DOI: 10.1046/j.1365-2389.2002.00467.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00467.x)
- Anderson A., Nilsson KO., 1972.** Enrichment of trace elements from sewage sludge fertilizer in soils and plants. *Ambio*, 1: 176–179. 
- Anderson C., Laursen J., 1982.** Distribution of heavy metals in *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa* and *A. rosea* measured by atomic absorption and X-ray fluorescence spectrometry. *Pedobiologia*, 24: 347–356.
- Ardestani MM., van Straalen NM., van Gesteln CAM., 2014.** Uptake and elimination kinetics of metals in soil invertebrates: A review. *Environmental Pollution*, 193: 277–295. [DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.026](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.026)
- Assadian N., Fenn LB., 2001.** Rhizosphere Chemical Changes Enhance Heavy Metal Absorption by Plants Growing in Calcareous Soils. *In* Gobran GR., Wenzel WW., Lombi E. (eds.): *Trace Elements in the Rhizosphere*. CRC Press, NY. (USA). pp. 43–60. [ISBN: 0-8493-1535-2](https://doi.org/10.1080/03946975.1997.10539340)
- Baath E., 1992.** Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation. *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 1167–1172. [DOI:10.1016/0038-0717\(92\)90067-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90067-8)
- Babich H., Stotzky G., Ehrlich HL., 1980.** Environmental factors that influence the toxicity of heavy metal and gaseous pollutants to microorganisms. *CRC Critical Reviews in Microbiology*, 8: 99–145. [DOI: 10.3109/10408418009081123](https://doi.org/10.3109/10408418009081123)
- Bachelier G., 1978.** *La faune des Sols, son Ecologie et son Action*. ORSTOM., Paris, 391 p. [ISBN: 2709905302](https://doi.org/10.1080/03946975.1997.10539340)
- Baha M., 1997.** The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. *Tropical Zoology*, 10: 247–254. [DOI: 10.1080/03946975.1997.10539340](https://doi.org/10.1080/03946975.1997.10539340)
- Baha M., Berra S., 2001.** *Proselodrilus doumandjii n. sp.*, a new lumbricid from Algeria. *Tropical Zoology*, 14: 87–93. [DOI: 10.1080/03946975.2001.10531144](https://doi.org/10.1080/03946975.2001.10531144)
- Baize D., 1988.** *Guide des Analyses Courantes en Pédologie*. INRA. (France), 172 p. [ISBN: 2-7380-0075-4](https://doi.org/10.1080/03946975.2001.10531144)
- Baize D., 2000.** Teneurs totales en «métaux lourds» dans les sols français: résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 40: 39–54. 
- Baize D., 2009.** Cadmium in soils and cereal grains after sewage-sludge application on French soils. A review. *Agronomy for Sustainable Agriculture*, 29: 175–184. [DOI: 10.1051/agro:2008031](https://doi.org/10.1051/agro:2008031)
- Baize D., Jabiol B., 2011.** *Guide pour la Description des Sols*. Ed. INRA., Paris. 429 pp. [ISBN-13: 978-2-7592-1034-3](https://doi.org/10.1080/03946975.2001.10531144)
- Barbante C., Cozzi G., Capodaglio G., van de Velde K., Ferrari C., Veysseyre A., Cescon P., 1999.** Determination of Rh, Pd, and Pt in polar and alpine snow and ice by double-focusing ICP-MS with microconcentric nebulization. *Analytical Chemistry*, 71: 4125–4133. [DOI: 10.1021/ac981437g](https://doi.org/10.1021/ac981437g)
- Barley KP., 1961.** The abundance of earthworms in agricultural land and their possible significance in agriculture. *Advances in Agronomy*, 13: 249–268. [DOI: 10.1016/S0065-2113\(08\)60961-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60961-X)
- Bartlett RJ., Kimble JM., 1976.** Behavior of chromium in soils: II. Hexavalent forms. *Journal of Environmental Quality*, 5: 383–386. [DOI: 10.2134/jeq1976.00472425000500040009x](https://doi.org/10.2134/jeq1976.00472425000500040009x)
- Beeby, A., 1991.** Toxic Metal Uptake and Essential Metal Regulation in Terrestrial Invertebrates. *In* Newman MC., McIntoch AW. (eds.): *Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan (USA), pp. 65–89. [ISBN: 0-87371-411-3](https://doi.org/10.1080/03946975.2001.10531144)
- Bengtsson G., Tranvik L., 1989.** Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. A review of the limitations. *Water, Air, and Soil Pollution*, 47: 381–417. [DOI: 10.1007/BF00279332](https://doi.org/10.1007/BF00279332)
- Bentellis-Mosbah A., Azzoug R., Rached O., Gharzoul R., Soltani A., 2003.** Evaluation du niveau de contamination métallique des sols des berges de l'oued Rhumel et étude de son impact sur la végétation riveraine (en amont de la confluence oued Rhumel-Boumerzoug). *Sciences & Technologie*, 20: 25–38. 

- Beyer WN., Chaney RL., Mulhern BM., 1982.** Heavy metal concentration in earthworms from soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 11: 381–385. DOI: [10.2134/jeq1982.00472425.001100030012x](https://doi.org/10.2134/jeq1982.00472425.001100030012x)
- Beyer WN., Hensler GL., Moore J., 1987.** Relation of pH and other soil variables to concentrations of Pb, Cu, Zn, Cd and Se in earthworms. *Pedobiologia*, 30: 167–172.
- Bhatti HK., 1962.** Experimental study of burrowing activities of earthworms. *Agriculture Pakistan*, 13: 779–794.
- Bhuiyan MA., Parvez L., Islam MA., Dampare SB., Suzuki S., 2010.** Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 173: 384–392. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2009.08.085](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.085)
- Bielská L., Šmídová K., Hofman J., 2013.** Supercritical fluid extraction of persistent organic pollutants from natural and artificial soils and comparison with bioaccumulation in earthworms. *Environmental Pollution*, 176: 48–54. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.01.005](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.005)
- Bierkens J., Klein G., Corbisier P., van der Heuvel R., Verschaeve L., Weltens R., Schoeters G., 1998.** Comparative sensitivity of 20 bioassays for soil quality. *Chemosphere*, 37: 2935–2947. DOI: [10.1016/S0045-6535\(98\)00334-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00334-8)
- Binet F., 1993.** Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1 (France), 299 p.
- Blakemore RJ., 2007.** Review of Criodrilidae (Annelida : Oligochaeta) including *Biwadrilus* from Japan. *Opuscula Zoologica*, 37: 11–22. http://opuscula.elte.hu/PDF/Tomus37/2_Review_of_Criodrilidae.pdf
- Blakemore RJ., 2008.** *Cosmopolitan Earthworms – an Eco-Taxonomic Guide to the Species* (3rd Ed.). VermEcology, Yokohama (Japan), 757 p. CD-ROM
- Bleeker EA., van Gestel CA., 2007.** Effects of spatial and temporal variation in metal availability on earthworms in floodplain soils of the river Dommel, The Netherlands. *Environmental Pollution*, 148: 824–832. DOI: [10.1016/j.envpol.2007.01.034](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.034)
- Bonnard M., Eom IC., Morel JL., Vasseur P., 2009.** Genotoxic and reproductive effects of an industrially contaminated soil on the earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 50: 60–67. DOI: [10.1002/em.20436](https://doi.org/10.1002/em.20436)
- Bouché MB., 1972.** Lombriciens de France. Ecologie et systématique. *Annales de Zoologie-écologie animale*, INRA. Paris (France), 671 p. ISBN-13: 978-2853400282
- Bouché MB., 1984.** Ecotoxicologie des lombriciens. II. Surveillance de la contamination des milieux. *Acta Oecologica/Oecologia Applicata*, 5: 291–301.
- Bourrelier PH., Berthelin J., 1998.** Contamination des Sols par les Eléments Traces : les Risques et leur Gestion. Ed. Tec & Doc., Paris (France). 98 p. ISBN: 2-7430-0291-3
- Bricka RM., Williford CW., Jones LW., 1994.** Heavy metal soil contamination at U.S. Army installations: Proposed research and strategy for technology development. Technical Report IRRP-94-1, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 🌐
- Brown GG., Barois I., Lavelle P., 2000.** Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *European Journal of Soil Biology*, 36: 177–198. DOI: [10.1016/S1164-5563\(00\)01062-1](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01062-1)
- Brulle F., Lemièrre S., Waterlot C., Douay F., Vandenbulcke F., 2011.** Gene expression analysis of 4 biomarker candidates in *Eisenia fetida* exposed to an environmental metallic trace elements gradient: A microcosm study. *Science of the Total Environment*, 409: 5470–5482. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2011.08.040](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.040)
- Brulle F., Mitta G., Leroux R., Lemièrre S., Leprêtre A., Vandenbulcke F., 2007.** The strong induction of metallothionein gene following cadmium exposure transiently affects the expression of many genes in *Eisenia fetida*: a trade-off mechanism?. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 144: 334–341. DOI: [10.1016/j.cbpc.2006.10.007](https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2006.10.007)
- Buat-Menard P., Chesselet R., 1979.** Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters*, 42: 398–411. DOI: [10.1016/0012-821X\(79\)90049-9](https://doi.org/10.1016/0012-821X(79)90049-9)
- Burnol A., Duro L., Grive M., 2006.** Eléments traces métalliques. Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude, INERIS. (France). 119 p. 🌐






- Callahan CA., Russell LK., Peterson SA., 1985.** A comparison of three earthworm bioassay procedures for the assessment of environmental samples containing hazardous wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 1: 195–200. [DOI: 10.1007/BF00257637](https://doi.org/10.1007/BF00257637)
- Calvet R., 2003.** Le sol, Propriété et Fonction, Phénomènes Physiques et Chimiques. Tome 2. Ed. Dunod, 511 p. ISBN-13: 978-2855570846
- Cannavacciuolo M., Bellido A., Cluzeau D., Gascuel C., Trehen P., 1998.** A geostatistical approach to the study of earthworm distribution in grassland. *Applied Soil Ecology*, 9: 345–349. [DOI: 10.1016/S0929-1393\(98\)00087-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00087-0)
- Canti MG., Pearce TG., 2003.** Morphology and dynamics of calcium carbonate granules produced by different earthworm species: The 7th international symposium on earthworm ecology (2000), Cardiff, Wales (UK). *Pedobiologia*, 47: 511–521. [DOI: 10.1078/0031-4056-00221](https://doi.org/10.1078/0031-4056-00221)
- Carter A., Kenney EA., Guthrie TF., Timmenga H., 1983.** Heavy Metals in Earthworms in Non-Contaminated Agricultural Soil from Near Vancouver, Canada. In Satchell JE. (ed.): *Earthworm Ecology from Darwin to Vermiculture*. Chapman and Hall, London (UK), pp. 267–274. [DOI: 10.1007/978-94-009-5965-1_22](https://doi.org/10.1007/978-94-009-5965-1_22)
- Chaignon V., Bedin F., Hinsinger P., 2002.** Copper bioavailability and rhizosphere pH changes as affected by nitrogen supply for tomato and oilseed rape cropped on an acidic and a calcareous soil. *Plant and Soil*, 243: 219–228. [DOI: 10.1023/A:1019942924985](https://doi.org/10.1023/A:1019942924985)
- Chardon ES., Bosbach D., Bryan ND., Lyon IC., Marquardt C., Römer J., Livens FR., 2008.** Reactions of the feldspar surface with metal ions: Sorption of Pb (II), U (VI) and Np (V), and surface analytical studies of reaction with Pb (II) and U (VI). *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 72: 288–297. [DOI: 10.1016/j.gca.2007.10.026](https://doi.org/10.1016/j.gca.2007.10.026)
- Chen C., Wang Y., Zhao X., Wang Q., Qian Y., 2014.** Comparative and combined acute toxicity of butachlor, imidacloprid and chlorpyrifos on earthworm, *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 100: 111–115. [DOI:10.1016/j.chemosphere.2013.12.023](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.023)
- Cheng J., Wong MH., 2002.** Effects of earthworms on Zn fractionation in soils. *Biology and Fertility of Soils*. 36: 72–78. [DOI: 10.1007/s00374-002-0507-z](https://doi.org/10.1007/s00374-002-0507-z)
- Choo LPD., Baker GH., 1998.** Influence of four commonly used pesticides on the survival, growth, and reproduction of the earthworm *Aporrectodea trapezoides* (Lumbricidae). *Australian Journal of Agricultural Research*, 49: 1297–1303. [DOI: 10.1071/A98021](https://doi.org/10.1071/A98021)
- Cikutovic MA., Fitzpatrick LC., Venables BJ., Goven AJ., 1993.** Sperm count in earthworms (*Lumbricus terrestris*) as a biomarker for environmental toxicology: effects of cadmium and chlordane. *Environmental Pollution*, 81: 123–125. [DOI: 10.1016/0269-7491\(93\)90076-Z](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90076-Z)
- Conder JM., Lanno RP., 2000.** Evaluation of surrogate measures of cadmium, lead, and zinc bioavailability to *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 41: 1659–1668. [DOI: 10.1016/S0045-6535\(00\)00045-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00045-X)
- Cooke AS., Greig-Smith PW., Jones SA., 1992.** Consequences for Vertebrate Wildlife of Toxic Residues in Earthworm Prey. In Greig-Smith PW., Becker H., Edwards PJ., Heimbach F. (eds.): *Ecotoxicology of Earthworms*. Intercept Ltd., Andover (UK). pp. 109–115. ISBN-13: 978-0946707409
- Coppenet M., Juste C., 1979.** Oligoéléments Indispensables à la Vie des Plantes. Phénomènes de Toxicité. In Bonneau M., Souchier B. (eds.): *Pédologie : Constituants et Propriétés*. Tome 2, Masson, Paris (France). pp. 408–415. ISBN: 2-225-62931-5
- Cousin I., Cornu S., Rose J., Deschatrettes V., Montagne D., Clozel B., Chevallier P. 2005.** Distribution of major and trace elements at the aggregate scale in a soil naturally rich in trace elements: A spatial approach using electron microprobe and X-ray microfluorescence analyses. *Soil Science*, 170: 516–529. [DOI: 10.1097/01.ss.0000175344.07293.2f](https://doi.org/10.1097/01.ss.0000175344.07293.2f)
- Cunha L., Campos I., Montiel R., Rodrigues A., Morgan AJ., 2011.** Morphometry of the epidermis of an invasive megascolecid earthworm (*Amyntas gracilis*, Kinberg 1867) inhabiting actively volcanic soils in the Azores archipelago. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74: 25–32. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2010.08.004](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.004)
- Dada E.O., Njoku K.L., Osuntoki A.A., Akinola M.O., 2013.** Evaluation of the responses of a wetland, tropical earthworm to heavy metal contaminated soil. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 1: 47–52. [DOI: 10.11648/j.ijema.20130102.12](https://doi.org/10.11648/j.ijema.20130102.12)

- Dai J., Becquer T., James Henri Rouiller JH., Georges Reversat G., Bernhard-Reversat F., Nahmani J., Lavelle P., 2004.** Heavy metal accumulation by two earthworm species and its relationship to total and DTPA-extractable metals in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 91–98. [DOI:10.1016/j.soilbio.2003.09.001](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.09.001)
- Davidson CM., 2013.** Methods for the Determination of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 97–140. [DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- Davies NA., Hodson ME., Black S., 2003.** Is the OECD acute worm toxicity test environmentally relevant? The effect of mineral form on calculated lead toxicity. *Environmental Pollution*, 121: 49–54. [DOI: 10.1016/S0269-7491\(02\)00206-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00206-3)
- Davis JA., Fuller CC., Cook AD., 1987.** A model for trace metal sorption processes at the calcite surface: Adsorption of Cd²⁺ and subsequent solid solution formation. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 51: 1477–1490. [DOI: 10.1016/0016-7037\(87\)90330-9](https://doi.org/10.1016/0016-7037(87)90330-9)
- De Silva PMC., van Gestel CA., 2009.** Comparative sensitivity of *Eisenia andrei* and *Perionyx excavatus* in earthworm avoidance tests using two soil types in the tropics. *Chemosphere*, 77: 1609–1613. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.09.034](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.034)
- Decaëns T., Margerie P., Aubert M., Hedde M., Bureau, F., 2008.** Assembly rules within earthworm communities in North-Western France. A regional analysis. *Applied Soil Ecology*, 39: 321–335. [DOI: 10.1016/j.apsoil.2008.01.007](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.01.007)
- Decaëns T., Porco D., Rougerie R., Brown GG., James SW., 2013.** Potential of DNA barcoding for earthworm research in taxonomy and ecology. *Applied Soil Ecology*, 65: 35–42. [DOI: 10.1016/j.apsoil.2013.01.001](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.01.001)
- Demuynek S., Grumiaux F., Mottier V., Schikorski D., Lemiere S., Leprêtre A., 2007.** Cd/Zn exposure interactions on metallothionein response in *Eisenia fetida* (Annelida, Oligochaeta). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 145: 658–668. [DOI: 10.1016/j.cbpc.2007.03.001](https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.03.001)
- Dere C., 2006.** Mobilité et redistribution à long terme des éléments traces métalliques exogènes dans les sols : Application à des Luvisols pollués par 100 ans d'épandage d'eaux usées brutes dans la plaine de Pierrelaye. Thèse de Doctorat, INRA. Paris (France), 102 p. 🌐
- Desjardin V., Bayard R., Huck N., Manceau A., Gourdon R., 2002.** Effect of microbial activity on the mobility of chromium in soils. *Waste Management*, 22: 195–200. [DOI: 10.1016/S0956-053X\(01\)00069-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00069-1)
- Diogene J., Dufour M., Poirier GG., Nadeau D., 1997.** Extrusion of earthworm coelomocytes: comparison of the cell populations recovered from the species *Lumbricus terrestris*, *Eisenia fetida* and *Octolasion tyrtaeum*. *Laboratory Animals*, 31: 326–336. [DOI: 10.1258/002367797780596068](https://doi.org/10.1258/002367797780596068)
- Domergue FL., Vedy JC., 1992.** Mobility of heavy metals in soil profiles. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 46: 13–23. [DOI: 10.1080/03067319208026993](https://doi.org/10.1080/03067319208026993)
- Domínguez MT., Alegre JM., Madejón P., Madejón E., Burgos P., Cabrera F., Murillo JM., 2016.** River banks and channels as hotspots of soil pollution after large-scale remediation of a river basin. *Geoderma*, 261: 133–140. [DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.07.008](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.008)
- Dragović S., Mihailović N., Gajić B., 2008.** Heavy metals in soils: distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources. *Chemosphere*, 72: 491–495. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.02.063](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.063)
- Drewes CD., Vining EP., Callahan CA., 1984.** Non-invasive electrophysiological monitoring: A sensitive method for detecting sublethal neurotoxicity in earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 3: 599–607. [DOI: 10.1002/etc.5620030410](https://doi.org/10.1002/etc.5620030410)
- Drouet E., 2010.** Impact de la température sur la carbonatation des matériaux cimentaires: prise en compte des transferts hydriques. Thèse de Doctorat, École Normale Supérieure de Cachan (France). 260 p. 🌐
- Dube A., Zbytniewski R., Kowalkowski T., Cukrowska E., Buszewski B., 2001.** Adsorption and migration of heavy metals in soil. *Polish Journal of Environmental Studies*, 10: 1–10. 🌐

- Dubé JS., 1997.** Application d'un protocole analytique à l'évaluation de la distribution géochimique des métaux lourds dans les sols contaminés. Mémoire M. Sc., Université de Laval (Canada), 123 p. 
- Duchaufour P., 1991.** Pédologie, Sol, Végétation, Environnement. Ed. Masson, Paris (France). 289 p. ISBN: 2-225-82421-5
- Dumat C., Quenea K., Bermond A., Toinen S., Benedetti MF., 2006.** Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils. *Environmental Pollution*, 142: 521–529. DOI:10.1016/j.envpol.2005.10.027
- Easton EG., 1983.** A Guide to the Valid Names of Lumbricidae (Oligochaeta). In Satchell JE., (ed.): *Earthworm Ecology*. Springer (The Netherlands). pp. 475–487. DOI: 10.1007/978-94-009-5965-1_41
- Echaubard M., 1995.** Les animaux comme indicateurs biologiques de pollution. In *Proceedings of Marqueurs biologiques de pollution*, Chinon (France). p. 335–358.
- Edwards CA., Bohlen PJ., 1996.** *Biology and Ecology of Earthworms*. 3rd Ed., Chapman & Hall, London (UK), 426 p. ISBN-13: 978-0-412-56160-3
- Edwards CA., Lofty JR., 1977.** *Biology of Earthworms*. Springer-Verlag, NY. (USA), 333 p. DOI: 10.1007/978-1-4613-3382-1
- Efroymson RA., Will ME., Suter II GW., 1997.** Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision. Department of Energy (USA). 151 p. 
- Eijsackers H., 1987.** The Impact of Heavy Metals on Terrestrial Ecosystems: Biological Adaptation through Behavioural and Physiological Avoidance. In Ravera O. (ed.): *Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery*. Elsevier Science, Amsterdam (The Netherlands), pp. 245–259. ISBN-13: 978-0-444-87361-9
- El-Duweini AK., Ghabbour SI., 1965.** Population density and biomass of earthworms in different types of Egyptian soils. *Journal of Applied Ecology*, 2: 271–287. DOI: 10.2307/2401479
- El-Hadef El-Okki M., 1998.** Contribution à l'étude de la biosurveillance des métaux lourds (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) par les lombriciens, des sols autour de la décharge publique de Constantine (11km sud Ouest). Mémoire d'Ingénieur, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri de Constantine, 89 p.
- El-Hadef El-Okki M., 2002.** Evaluation de la pollution métallique (cadmium, cuivre, plomb et zinc) des sols des bords d'oued Rhumel (Constantine) par les lombriciens. Mémoire de Magistère, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri de Constantine, 95 p.
- El-Hadef El-Okki M., Sahli L., Rached O., 2014.** Distribution of earthworms in the Kebir-Rhumel Basin (North-East Algeria). In Pavlíček T., Cardet P., Almeida MT., Pascoal C., Cássio F. (eds.): *Advances in Earthworm Taxonomy VI (Annelida: Oligochaeta)*. Kasperek Verlag, Heidelberg (Germany). pp. 87–97. ISBN-13: 9783-925064-69-2
- Emberger L., 1955.** Une classification biogéographique des climats. *Naturalia Montpelica, Série Botanique*, 7: 3–43.
- Emmerich WE., Lund LJ., Page AL., Chang AC., 1982.** Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *Journal of Environmental Quality*, 11: 174–178. DOI: 10.2134/jeq1982.00472425001100020006x
- Emmerling C., Krause K., Schroder D., 1997.** The use of earthworms in monitoring soil pollution by heavy metals. *Z. Pflanzenernahr. Bodenk*, 160: 33–39.
- Environnement Canada, 2004.** Méthode d'essai biologique : Essais pour déterminer la toxicité des sols contaminés pour les vers de terre *Eisenia andrei*, *Eisenia fetida* ou *Lumbricus terrestris*. Rapport SPE 1/RM/43. Ottawa (Canada). ISBN: 0-660-96955-6 
- Ernst G., Zimmermann S., Christie P., Frey B., 2008.** Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils. *Environmental Pollution*, 156: 1304–1313. DOI:10.1016/j.envpol.2008.03.002
- Evanko CR., Dzombak DA., 1997.** Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater. Technology Evaluation Report. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. TE-97-01, Pittsburgh, PA (USA), 53 p. 
- Fagot J., 1993.** Contribution of botany in the strategy of reclamation in the sites contaminated by heavy metals. 195 p.


- Fernández R., Kvist S., Lenihan J., Giribet G., Ziegler A., 2014.** Sine systemate chaos. A versatile tool for earthworm taxonomy: non-destructive imaging of freshly fixed and museum specimens using micro-computed tomography. *PLoS ONE*, 9: e96617. [DOI: 10.1371/journal.pone.0096617](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096617)
- Fernández R., Novo M., Gutiérrez M., Almodóvar A., Díaz Cosín DJ., 2010.** Life cycle and reproductive traits of the earthworm *Aporrectodea trapezoides* (Dugès, 1828) in laboratory cultures. *Pedobiologia*. 53: 295–299. [DOI:10.1016/j.pedobi.2010.01.003](https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.01.003)
- 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. Thèse de Doctorat, Agro-ParisTech (France), 171 p. 
- Fitzpatrick LC., Muratti-Ortiz JF., Venables B., Goven AJ., 1996.** Comparative toxicity in earthworm *Eisenia fetida* and *Lumbricus terrestris* exposed to cadmium nitrate using artificial soil and filter paper protocols. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 57: 63–68. [DOI: 10.1007/s001289900156](https://doi.org/10.1007/s001289900156)
- Förstner U., 1987.** Metal speciation in solid wastes—factors affecting mobility. In Landner L. (ed.): Speciation of metals in water, sediment and soil systems. Proceedings of an International Workshop, Sunne (Sweden). Springer, Heidelberg (Germany). pp. 11–41. [DOI: 10.1007/BFb0019689](https://doi.org/10.1007/BFb0019689)
- Fragoso C., Lavelle P., Blanchart E., Senapati BK., Jiménez JJ., Martínez MA., Decaëns T., Tondoh J., 1999.** Earthworm Communities of Tropical Agroecosystems: Origin, Structure and Influence of Management Practices. In Lavelle P., Brussaard L., Hendrix PF. (eds.): *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. CABI, Wallingford (UK), pp. 27–55. ISBN: 0-85199-270-6
- Frampton GK., Jänsch S., Scott-Fordsmand JJ., Römbke J., van den Brink PJ., 2006.** Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: a review and analysis using species sensitivity distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 2480–2489. [DOI: 10.1897/05-438R.1](https://doi.org/10.1897/05-438R.1)
- Frohne T., Rinklebe J., Diaz-Bone RA., 2014.** Contamination of floodplain soils along the Wupper River, Germany, with As, Co, Cu, Ni, Sb, and Zn and the impact of pre-definite redox variations on the mobility of these elements. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 23: 779–799. [DOI: 10.1080/15320383.2014.872597](https://doi.org/10.1080/15320383.2014.872597)
- Galvez-Cloutier R., 1995.** Study of heavy metal accumulation mechanisms in the Lachine canal sediments. PhD. Thesis. McGill University, Montréal (Canada), 195 p. 
- Gates GE., 1972.** Burmese Earthworms: An introduction to the systematics and biology of Megadrile oligochaetes with special reference to South-East Asia. *Transactions of the American Philosophical Society*, 62: 1–326. [DOI: 10.2307/1006214](https://doi.org/10.2307/1006214)
- Girard JF., Legchenko A., Boucher M., 2005.** Stability of MRS signal and estimation of data quality. *Near Surface Geophysics*, 3: 187–194. [DOI: 10.3997/1873-0604.2005013](https://doi.org/10.3997/1873-0604.2005013)
- Gish CD., Christensen RE., 1973.** Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil. *Environmental Science & Technology*, 7: 1060–1062. [DOI: 10.1021/es60083a011](https://doi.org/10.1021/es60083a011)
- Giska I., van Gestel CA., Skip B., Laskowski R., 2014.** Toxicokinetics of metals in the earthworm *Lumbricus rubellus* exposed to natural polluted soils—relevance of laboratory tests to the field situation. *Environmental Pollution*, 190: 123–132. [DOI: 10.1016/j.envpol.2014.03.022](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.022)
- Godin PM., Feinberg MH., Ducauze CJ., 1985.** Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 10: 97–114. [DOI:10.1016/0143-148X\(85\)90008-4](https://doi.org/10.1016/0143-148X(85)90008-4)
- Gonnelli C., Renella G., 2013.** Chromium and Nickel. In Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 465–493. [DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- Goven AJ., Venables BJ., Fitzpatrick LC., 2005.** Earthworms as Ecosentinels for Chemical-Induced Immunotoxicity. In Tryphonas H., Fournier M., Blakley BR., Smits J., Brousseau P. (eds.): *Investigative Immunotoxicology*. CRC Press, NY. (USA). pp. 91–102. ISBN: 0-415-30854-2
- GraphPad Software Inc., 2013.** GraphPad Prism Software, version 6.02 
- Gray CW., McLaren RG., Roberts AHC., Condrón LM., 1999.** Solubility, sorption and desorption of native and added cadmium in relation to properties of soils in New Zealand. *European Journal of Soil Science*, 50: 127–137. [DOI: 10.1046/j.1365-2389.1999.00221.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00221.x)

- Grousset FE., Quetel CR., Thomas B., Donard OFX., Lambert CE., Guillard F., Monaco A., 1995.** Anthropogenic vs. lithogenic origins of trace elements (As, Cd, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Zn) in water column particles: northwestern Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 48: 291–310. [DOI: 10.1016/0304-4203\(94\)00056-J](https://doi.org/10.1016/0304-4203(94)00056-J)
- Hakanson L., 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975–1001. [DOI:10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Halitim A., 1988.** Sols des Régions Arides d'Algérie. OPU, Alger (Algérie), 384 p.
- Hamilton AJ., 2005.** Species diversity or biodiversity?. *Journal of Environmental Management*, 75: 89–92. [DOI:10.1016/j.jenvman.2004.11.012](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.012)
- Han FX., Singer A., 2007.** Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments. Springer (The Netherlands). 355 p. [DOI: 10.1007/978-1-4020-6024-3](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6024-3)
- Harmsen J., 2007.** Measuring bioavailability: from a scientific approach to standard methods. *Journal of Environmental Quality*, 36: 1420–1428. [DOI: 10.2134/jeq2006.0492](https://doi.org/10.2134/jeq2006.0492)
- Haynes RJ., Tregurtha R., 1999.** Effects of increasing periods under intensive arable vegetable production on biological, chemical and physical indices of soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 28: 259–266. [DOI: 10.1007/s003740050491](https://doi.org/10.1007/s003740050491)
- Hazelton RA., Murphy BW., 2007.** Interpreting Soil Test Results: What Do All the Numbers Mean? CSIRO Publishing, Collingwood (Australia). 152 p. ISBN-13: 978-0-64309-225-9
- Heidet JC., 1981.** Bioaccumulation et transfert de contaminants par les lombriciens. Mémoire de fin d'étude, ENITA., Dijon (France), 75 p.
- Hendriks AJ., Ma WC., Brouns JJ., Ruiter-Dijkman EM., Gast R., 1995.** Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-Delta floodplains. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29: 115–127. [DOI: 10.1007/BF00213096](https://doi.org/10.1007/BF00213096)
- Hendrix PF., Callahan MA., Drake JM., 2008.** Pandora's box contained bait: the global problem of introduced earthworms. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 593–613. [DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173426](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173426)
- Hendrix PF., Edwards CA., 2004.** Earthworms in agrosystems: Research approaches. In Edwards CA. (ed.): *Earthworm Ecology*. 2nd Ed., CRC Press., NY (USA), pp. 287–295. ISBN: 0-8493-1819-X
- Heredia RB., Dueñas S., Castillo L., Ventura JJ., Silva Briano M., Posadas del Rio F., Rodríguez M.G., 2008.** Autofluorescence as a tool to study mucus secretion in *Eisenia foetida*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 151: 407–414. [DOI: 10.1016/j.cbpa.2007.01.726](https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2007.01.726)
- Hettiarachchi GM., Ryan JA., Chaney RL., La Fleur CM., 2003.** Sorption and desorption of cadmium by different fractions of biosolids-amended soils. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1684–1693. [DOI: 10.2134/jeq2003.1684](https://doi.org/10.2134/jeq2003.1684)
- Hobbelen PHF., Koolhaas JE., van Gestel CAM., 2004.** Risk assessment of heavy metal pollution for detritivores in floodplain soils in the Biesbosch, The Netherlands, taking bioavailability into account. *Environmental Pollution*, 129: 409–419. [DOI: 10.1016/j.envpol.2003.11.010](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.010)
- Hobbelen PHF., Koolhaas JE., van Gestel CAM., 2006a.** Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environmental Pollution*, 144: 639–646. [DOI: 10.1016/j.envpol.2006.01.019](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.019)
- Hobbelen PHF., Koolhaas JE., van Gestel CAM., 2006b.** Effects of heavy metals on the litter consumption by the earthworm *Lumbricus rubellus* in field soils. *Pedobiologia*, 50: 51–60. [DOI: 10.1016/j.pedobi.2005.10.004](https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.10.004)
- Holmstrup M., Bindsbol AM., Oostingh GJ., Duschl A., Scheil V., Kohler HR., Loureiro S., Soares A., Ferreira ALG., Kienle C., Gerhardt A., Laskowski R., Kramarz PE., Bayley M., Svendsen C., Spurgeon DJ., 2010.** Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Science of the Total Environment*, 408: 3746–3762. [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.067](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.067)
- Homa J., Olchawa E., Stürzenbaum SR., Morgan AJ., Plytycz B., 2005.** Early-phase immunodetection of metallothionein and heat shock proteins in extruded earthworm coelomocytes after dermal exposure to metal ions. *Environmental Pollution*, 135: 275–280. [DOI: 10.1016/j.envpol.2004.10.019](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.10.019)

- Hopkin SP., 1989.** Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates. Elsevier Applied Science, Barking (UK), 366 p. [ISBN: 1-85166-312-6](#)
- Houda PS., 2010.** Trace Elements in Soils. John Wiley and Sons, Ltd., Wiltshire (UK), 596 p. [ISBN-13: 978-1-405-16037-7](#) 
- Hsu MJ., Selvaraj K., Agoramoorthy G., 2006.** Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota. *Environmental Pollution*, 143: 327–334. [DOI: 10.1016/j.envpol.2005.11.023](#)
- Hunter BA., Johnson MS., Thompson DJ., 1987.** Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. II. Invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 587–599. [DOI: 10.2307/2403895](#)
- Hutchinson JJ., Young SD., McGrath SP., West HM., Black CR., Baker AJ., 2000.** Determining uptake of 'non-labile' soil cadmium by *Thlaspi caerulescens* using isotopic dilution techniques. *New Phytologist*, 146: 453–460. [DOI: 10.1046/j.1469-8137.2000.00657.x](#)
- Huynh TMD., 2009.** Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ver de terre/microflore tellurique Thèse de Doctorat, Université Paris-Est (France). 151 p. 
- Ireland MP., 1978.** Heavy metal binding properties of earthworm chloragosomes. *Acta Biologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 29: 385–394. 
- Ireland MP., 1983.** Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In J.E. Satchell (ed.): *Earthworm ecology from Darwin to vermiculture*. Chapman & Hall, London (UK), pp. 247–265. [DOI: 10.1007/978-94-009-5965-1_21](#)
- Iskandar IK., Kirkham MB., 2001.** Trace elements in soil: bioavailability, flux, and transfer. CRC Press. Boca Raton, FL. (USA). 286 p. [ISBN-13: 978-1-4200-3273-4](#)
- ISO. (International Organization for Standardization), 1993a.** Soil Quality – Determination of dry matter and water content on a mass basis – Gravimetric method, N° 11465. ISO., Geneva (Switzerland), 3 p.
- ISO., 1993b.** Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*). Part 1: Determination of acute toxicity using artificial soil substrate. N° 11268-1. ISO., Geneva (Switzerland), 18 p.
- ISO., 1994.** Soil quality – Determination of the specific electrical conductivity. N° 11265. ISO., Geneva (Switzerland), 4 p.
- ISO., 1995a.** Soil quality – Determination of carbonate content – Volumetric method. N° 10693. ISO., Geneva (Switzerland), 7 p.
- ISO., 1995b.** Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. N° 11261. ISO., Geneva (Switzerland), 4 p.
- ISO., 1995c.** Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia. N° 11466. ISO., Geneva (Switzerland), 6 p.
- ISO., 1998.** Soil quality – Determination of dry bulk density. N° 11272. ISO., Geneva (Switzerland), 10 p.
- ISO., 1999.** Soil Quality – effects of pollutants on earthworms. Part 3: Guidance on the determination of effects in field situations, N° 11268-3. ISO., Geneva (Switzerland), 13 p.
- ISO., 2008.** Soil quality – Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behavior. Part 1: Test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia ndrei*), N° 17512-1. ISO., Geneva (Switzerland), 25 p.
- James SW., 2000.** Earthworms (Annelida: Oligochaeta) of the Columbia River basin assessment area. General Technical Report PNW-GTR-491. Forest Service, USDA. (USA). 13 p. 
- James SW., 2004.** Planetary processes and their interactions with earthworm distributions and ecology. In Edwards CA. (ed.): *Earthworm Ecology*, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, FL. (USA), pp. 53–62. [ISBN: 0-8493-1819-X](#)
- Jamieson BGM., 1981.** The Ultrastructure of the Oligochaeta. Academic Press, London (UK), 462 p. [ISBN: 0-12-380180-X](#)
- Jamieson BGM., Tillier S., Tillier A., Justine JL., Ling E., James S., Mc donald K., Hugall AF., 2002.** Phylogeny of the Megascolecidae and Crassiclitellata (Annelida, Oligochaeta): combined versus partitioned analysis using nuclear (28S) and mitochondrial (12S, 16S) rDNA. *Zoosystema*, 24: 707–734. 
- Jones CG., Lawton JH., Shachak M., 1994.** Organisms as ecosystem engineers. In Samson FB., Knopf FL. (eds.): *Ecosystem management*. Springer, NY. (USA). pp. 130–147. [DOI: 10.1007/978-1-4612-4018-1_14](#)





- Kabala C., Singh BR., 2001.** Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *Journal of Environmental Quality*, 30: 485–492. [DOI: 10.2134/jeq2001.302485x](https://doi.org/10.2134/jeq2001.302485x)
- Kabata-Pendias A., 1995.** Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In Salomons W., Förstner, U., Mader, P. (eds.): *Heavy Metals: Problems and Solutions*. Springer, Heidelberg (Germany). pp. 3–18. ISBN-13: 978-3-642-79318-9
- Kabata-Pendias A., 2011.** *Trace Elements in Soils and Plants*, 4th Ed., CRC press, Boca Raton, FL. (USA), 505 p. ISBN-13: 978-1-4200-9370-4
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992.** *Trace Elements in Soils and Plant*. 2^e Ed. CRC press, Washington (USA), 365 p. ISBN: 0849366437
- Kabata-Pendias A., Sadurski W., 2004.** Trace elements and compounds in soil. In Merian E., Anke M., Ihnat M., Stoeppler M. (eds.): *Elements and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*, 2nd Ed., John Wiley and Sons, Inc. NY. (USA). pp 79–99. [DOI: 10.1002/9783527619634.ch5](https://doi.org/10.1002/9783527619634.ch5)
- Kaiser HF., 1960.** The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20: 141–151. [DOI : 10.1177/001316446002000116](https://doi.org/10.1177/001316446002000116)
- Kerboua F., 2003.** Evaluation de la contamination métallique (Cd, Cu, Pb, Zn) des sols des bords de l'Oued Boumerzoug (Constantine) par les lumbricidae. Mémoire de Magistère, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri-Constantine. 97 p.
- Kerdoud S., 2006.** Le bassin versant de Beni Haroun : Eau et pollution. Mémoire de Magistère, Faculté des Sciences de la terre, Géographie et Aménagement du Territoire, Université Mentouri-Constantine. 128 p.
- Khalil MA., Abdel-Lateif HM., Bayoumi BM., Van Straalen NM., van Gestel CA., 1996.** Effects of metals and metal mixtures on survival and cocoon production of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Pedobiologia*, 40: 548–556. [DOI: 10.1016/S0929-1393\(96\)00115-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00115-1)
- Khan MS. Zaidi A., Goel A. Musarrat J., 2011.** *Biomanagement of Metal-Contaminated Soils*. Springer, Dordrecht (Germany), 515 p. [DOI: 10.1007/978-94-007-1914-9](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1914-9)
- Kishchuk BE., 2000.** Calcareous soils, their properties and potential limitations to conifer growth in Southeastern British Columbia and Western Alberta: A literature review. Information Report, Northern Forestry Centre, Canadian Forest Service (Canada). 21 p.
- Kızilkaya R., 2004.** Cu and Zn accumulation in earthworm *Lumbricus terrestris* L. in sewage sludge amended soil and fractions of Cu and Zn in casts and surrounding soil. *Ecological Engineering*, 22: 141–151. [DOI: 10.1016/j.ecoleng.2004.04.002](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.04.002)
- Klok C., Goedhart PW., Vandecasteele B., 2007.** Field effects of pollutants in dynamic environments. A case study on earthworm populations in river floodplains contaminated with heavy metals. *Environmental Pollution*, 147: 26–31. [DOI: 10.1016/j.envpol.2006.08.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.08.023)
- Knapp MF., Mill PJ., 1971.** The fine structure of ciliated sensory cells in the epidermis of the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Tissue and Cell*, 3: 623–636. [DOI: 10.1016/S0040-8166\(71\)80009-5](https://doi.org/10.1016/S0040-8166(71)80009-5)
- 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.
- Labrot F., Narbonne JF., Ville P., Saint Denis M., Ribera D., 1999.** Acute toxicity, toxicokinetics, and tissue target of lead and uranium in the clam *Corbicula fluminea* and the worm *Eisenia fetida*: comparison with the fish *Brachydanio rerio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 167–178. [DOI: 10.1007/s002449900457](https://doi.org/10.1007/s002449900457)
- Landis WG., Yu, MH., 2003.** *Introduction to Environmental Toxicology: Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems*. CRC Press. 487 p. ISBN: 1-56670-660-2
- Langdon CJ., Hodson ME., Arnold RE., Black S., 2005.** Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test. *Environmental Pollution*, 138: 368–375. [DOI: 10.1016/j.envpol.2005.03.002](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.03.002)
- 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. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2003.08.014](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.014)

- Lasat MM., 2002.** Phytoextraction of toxic metals. *Journal of Environmental Quality*, 31: 109–120. DOI: [10.2134/jeq2002.1090](https://doi.org/10.2134/jeq2002.1090)
- Lavelle P., Barot S., Blouin M., Decaëns T., Jimenez JJ., Jouquet P., 2007.** Earthworms as key actors in self-organized soil systems. In Cuddington K., Byers JE., Wilson WG., Hastings A. (eds.): *Ecosystem Engineers: Plants to Protists*. Elsevier. pp. 77–106. ISBN-13: 978-0-12-373857-8
- Lavelle P., Lapiéd E., 2003.** Endangered earthworms of Amazonia: an homage to Gilberto Righi. The 7th international symposium on earthworm ecology (2000), Cardiff, Wales (UK). *Pedobiologia*, 47: 419–427. DOI: [10.1078/0031-4056-00207](https://doi.org/10.1078/0031-4056-00207)
- Lavelle P., Spain AV., 2001.** *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (The Netherlands). 654 p. ISBN-13: 978-0-7923-7123-6
- LCA.** (Laboratoire de Conseils et d'Analyses), 2008. Guide pratique : comprendre et utiliser les analyses agro-environnementales. ENITA., Bordeaux (France) 25 p.
- Le Tacon F., 1978.** La présence de calcaire dans le sol. Influence sur le comportement de l'Epicéa commun (*Picea excelsa* Link.) et du Pin noir d'Autriche (*Pinus Nigra nigricans* Host.). *Annales des Sciences Forestières*, 35: 165–174.
- Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H., Proix N., 1998.** Trace metal speciation in three unbuffered salt solutions used to assess their bioavailability in soil. *Journal of Environmental Quality*, 27: 584–590. DOI: [10.2134/jeq1998.00472425002700030016x](https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030016x)
- Lee K., 1985.** *Earthworms : their Ecology and Relationships with Soils and Land Use*. Academic press, Sydney (Australia), 411 p. ISBN: 0-12-440860-5
- Legendre P., Legendre LF., 2012.** *Numerical ecology*. 3rd Ed., Elsevier, Amsterdam (The Netherlands). 853 p. ISBN-13: 978-0-444-53868-0
- Leita L., De Nobili M., Muhlbachova G., Mondini C., Marchiol L., Zerbi G., 1995.** Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 103–108. DOI: [10.1007/BF00336144](https://doi.org/10.1007/BF00336144)
- Leocoanet H., 2000.** Retombées métalliques sur les sols de la région Fos-Berre (Sud de la France) : Approche magnétique et géochimique appliquée à la discrimination des sources d'émission. Thèse de Doctorat, Université d'Aix-Marseille III (France). 327 p.
- Leveque T., Capowicz Y., Schreck E., Mazzia C., Auffan M., Foucault Y., Austruy A., Dumat C., 2013.** Assessing ecotoxicity and uptake of metals and metalloids in relation to two different earthworm species (*Eiseina hortensis* and *Lumbricus terrestris*). *Environmental Pollution*, 179: 232-241. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.03.066](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.066)
- Li LY., Li RS., 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. DOI: [10.1139/t99-106](https://doi.org/10.1139/t99-106)
- Linde M., Bengtsson H., Öborn I., 2001.** Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 1: 83–101. DOI: [10.1023/A:1017599920280](https://doi.org/10.1023/A:1017599920280)
- Litchfield JA., Wilcoxon F., 1949.** A simplified method of evaluating dose-effect experiments. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*, 96: 99–113. 🌐
- Liu Y., 2012.** Bioavailability of cadmium and zinc to two earthworm species in high-metal soils. PhD. thesis, Riverside University, California (USA). 120 p. 🌐
- Livens FR., 1991.** Chemical reactions of metals with humic material. *Environmental Pollution*, 70: 183–208. DOI: [10.1016/0269-7491\(91\)90009-L](https://doi.org/10.1016/0269-7491(91)90009-L)
- Lozet J., Mathieu C., 2002.** *Dictionnaire de Science du Sol*. Lavoisier. 575 p. ISBN: 2-7430-0538-6
- Lucan-Bouché ML., Biagianti-Risbourg S., Arzac F., Vernet G., 1999.** An original decontamination process developed by the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex* exposed to copper and lead. *Aquatic Toxicology*, 45: 9–17. DOI: [10.1016/S0166-445X\(98\)00091-5](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00091-5)
- Lukkari T., 2004.** Earthworm responses to metal contamination: Tools for soil quality assessment. PhD. Thesis, University of Jyväskylä (Finland), 64 p. 🌐
- Lukkari T., Aatsinki M., Väisänen A., Haimi J., 2005.** Toxicity of copper and zinc assessed with three different earthworm tests. *Applied Soil Ecology*, 30: 133–146. DOI: [10.1016/j.apsoil.2005.02.001](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.02.001)

- Lukkari T., Haimi J., 2005.** Avoidance of Cu- and Zn-contaminated soil by three ecologically different earthworm species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 35–41. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2004.11.012](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.11.012)
- Lukkari T., Taavitsainen M., Vaisanen A., Haimi J., 2004.** Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59: 340–348. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2003.09.011](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.09.011)
- Ma WC., 1982.** The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia*, 24: 109–119. 
- Ma WC., 2004.** Estimating heavy metal accumulation in Oligochaete earthworms: a meta-analysis of field data. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 72: 663–670. [DOI: 10.1007/s00128-004-0296-1](https://doi.org/10.1007/s00128-004-0296-1)
- Ma WC., Edelman T., van Beersum, Jans T., 1983.** Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 30: 424–427. [DOI: 10.1007/BF01610155](https://doi.org/10.1007/BF01610155)
- Ma Y., Dickinson N., Wong M., 2002.** Toxicity of Pb/Zn mine tailings to the earthworm *Pheretima* and the effects of burrowing on metal availability. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 79–86. [DOI: 10.1007/s00374-002-0506-0](https://doi.org/10.1007/s00374-002-0506-0)
- Ma Y., Dickinson NM., Wong MH., 2000.** The effect of earthworm inoculation on metal bioavailability: potential use for phytoremediation of Pb/Zn mine spoils. *In Proceedings of Remade Lands: International Conference on the Remediation and Management of Degraded Lands*, Fremantle (Australia), pp. 33–34.
- Magurran AE., 2004.** *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Malden, MA. (USA). 260 p. ISBN: 0-632-05633-9
- Maitre ML., Rodríguez AR., Masin CE., Ricardo T., 2012.** Evaluation of Earthworms Present on Natural and Agricultural-Livestock Soils of the Center Northern Litoral Santafesino, República Argentina. *In Soundararajan RP. (ed.): Pesticides – Advances in Chemical and Botanical Pesticides*. Intech. Open Access Publisher. Rijeka, (Croatia), pp. 13–38. [DOI: 10.5772/46228](https://doi.org/10.5772/46228)
- Maity S., Padhy PK., Chaudhury S., 2008.** The role of earthworm *Lampito mauritii* (Kinberg) in amending lead and zinc treated soil. *Bioresource Technology*, 99: 7291–7298. [DOI: 10.1016/j.biortech.2007.12.079](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.079)
- Malecki MR., Neuhauser EF., Loehr RC., 1982.** Effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia*. 24: 129–137.
- Marinussen MPJC., 1997.** Heavy metal accumulation in earthworms exposed to spatially variable soil contamination. PhD. thesis, Wageningen University (The Netherlands). 124 p.
- Marinussen MPJC., van der Zee SEATM., 1996.** Conceptual approach to estimating the effect of home-range size on the exposure of organisms to spatially variable soil contamination. *Ecological Modelling* 87: 83–89. [DOI: 10.1016/0304-3800\(94\)00207-X](https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00207-X)
- Martin CW., 2015.** Trace metal storage in recent floodplain sediments along the Dill River, central Germany. *Geomorphology*, 235: 52–62. [DOI: 10.1016/j.geomorph.2015.01.032](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.032)
- Martinucci GB., Omodeo P., 1987.** Comparaison of the earthworm fauna of some oak forests in Italy and Algeria. *In Bonvicini Pagliai AM., Omodeo P. (eds.): On Earthworms. Selected Symposia and Monographs UZI., Muchi, Modena (Italy).* pp. 225–234.
- Mc Farland MJ., 2001.** *Fundamentals of Soil and Water Interactions*. *In Mc Farland MJ. (ed.): Biosolids Engineering*. McGraw Hill Pro., NY. (USA). 85 p. ISBN-13: 978-0-0704-7178-8
- Mc Laughlin MJ., Zarcinas BA., Stevens DP., Cook N., 2000.** Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Sciences and Plant Analysis*, 31: 1661–1700. [DOI: 10.1080/00103620009370531](https://doi.org/10.1080/00103620009370531)
- Mc Bride M., Sauve S., Hendershot W., 1997.** Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48: 337–346. [DOI: 10.1111/j.1365-2389.1997.tb00554.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00554.x)
- Mc Bride MB., Blasiak JJ., 1979.** Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Science Society of America Journal*, 43: 866–870. [DOI: 10.2136/sssaj1979.03615995004300050009x](https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300050009x)

- Mébarki A., Thomas C., 1988.** Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des hydrogrammes des cours d'eau : Application au bassin du Kebir-Rhume1 dans le Constantinois (Algérie). *Hydrologie Continentale*, 3: 89–103. [🌐](#)
- Mébarki A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kebir-Rhumel. OPU., Alger, 302 p.
- Mébarki A., 2005.** Hydrologie des Bassins de l'Est Algérien: Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences de la terre, Géographie et Aménagement du Territoire, Université Mentouri de Constantine, 360 p. [🌐](#) [🌐](#)
- Meers E., Unamuno VR., Du Laing G., Vangronsveld J., Vanbroekhoven K., Samson R., Diels L., Geebelen W., Ruttens A., Vandegheuchte M., Tack FMG., 2006.** Zn in the soil solution of unpolluted and polluted soils as affected by soil characteristics. *Geoderma*, 136: 107–119. [DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.03.031](#)
- Mehes-Smith M., Nkongolo K., Cholewa E., 2013.** Coping Mechanisms of Plants to Metal Contaminated Soil. In Silvern S., Young S. (eds.): *Environmental Change and Sustainability*. Intech., Rijeka (Croatia). pp. 53–90. [DOI: 10.5772/46198](#)
- Mertens J., Smolders E., 2013.** Zinc. In Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 465–493. [DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7](#)
- Meuser H., 2010.** *Contaminated Urban Soils*. Springer, Dordrecht (The Netherlands). 320 p. [DOI: 10.1007/978-90-481-9328-8](#)
- Michaelsen W., 1900.** *Das Tierreich*. Vol. 10: Vermes, Oligochaeta. Friedländer & Sohn, Berlin (Germany). 575 p.
- Misirlioğlu M., 2008.** Some earthworm records from Anatolia (Oligochaeta, Lumbricidae). *Turkish Journal of Zoology*, 32: 469–471. [🌐](#)
- Mladenova V., Kotsev T., Cholakova Z., Schmitt RT., Ivanova I., 2006.** Environmental impact of the Golyam Bukovets tailing pond on the soils, plants and some elements of the food chain, Chiprovtsi mining area, NW Bulgaria. *Geosciences*, 5: 292–295. [🌐](#)
- Morgan AJ., Morgan JE., Turner M., Winters C., Yarwood A., 1993.** Heavy metal relationships of earthworms. In Dallinger R., Rainbow PS. (eds.): *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. (USA), pp. 333–358. [ISBN: 0-87371-734-1](#)
- Morgan AJ., Morris B., 1982.** The accumulation and intracellular compartmentation of cadmium, lead, zinc and calcium in two earthworm species (*Dendrobaena rubida* and *Lumbricus rubellus*) living in highly contaminated soil. *Histochemistry*, 75: 269–285. [DOI: 10.1007/BF00496017](#)
- Morgan AJ., Stürzenbaum SR., Winters C., Grime GW., Aziz NA., Kille P., 2004.** Differential metallothionein expression in earthworm (*Lumbricus rubellus*) tissues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57: 11–19. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2003.08.022](#)
- Morgan AJ., Turner MP., Morgan JE., 2002.** Morphological plasticity in metal-sequestering earthworm chloragocytes: Morphometric electron microscopy provides a biomarker of exposure in field populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 610–618. [DOI: 10.1002/etc.5620210321](#)
- Morgan JE., Morgan AJ., 1988.** Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils. *Environmental Pollution*, 54: 123–138. [DOI: 10.1016/0269-7491\(88\)90142-X](#)
- Morgan JE., Morgan AJ., 1990.** The distribution of cadmium, copper, lead, zinc and calcium in the tissues of the earthworm *Lumbricus rubellus* sampled from one uncontaminated and four polluted soils. *Oecologia*, 84: 559–566. [DOI: 10.1007/BF00328174](#)
- Morgan JE., Morgan AJ., 1993.** Seasonal changes in the tissue metal (Cd, Zn and Pb) concentrations in two ecophysiologicaly dissimilar earthworm species: pollution monitoring implications. *Environmental Pollution*, 82: 1–7. [DOI: 10.1016/0269-7491\(93\)90155-H](#)
- Muangphra P., Gooneratne R., 2011.** Comparative genotoxicity of cadmium and lead in earthworm coelomocytes. *Applied and Environmental Soil Science*, 2011: 1-7. [DOI: 10.1155/2011/218929](#)
- Müller G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2: 108–118.
- Müller G., 1981.** Die Schwermetallbelastung der Sedimenten des Neckars und Seiner Nebenflüsse. *Chemiker-Zeitung*, 6: 157–164.

- Musy A., Soutter M., 1991.** Physique du Sol. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne (switzerland). 339 p. ISBN: 2-88074-211-0
- Nahmani J., 2003.** Impact des métaux sur la structure et le rôle fonctionnel des communautés de macro-invertébrés et de microorganismes des sols du Nord-Pas-de-Calais: Une approche multiscalaire. Thèse de Doctorat. Université Paris VI (France), 198 p.
- Nahmani J., Hodson ME., Black S., 2007.** A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. *Environmental Pollution*, 145: 402–424. DOI: [10.1016/j.envpol.2006.04.009](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.009)
- Nahmani J., Hodson ME., Devin S., Vijver MG., 2009.** Uptake kinetics of metals by the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated soils. *Environmental Pollution*, 157: 2622–2628. DOI: [10.1016/j.envpol.2009.05.002](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.002)
- Nannoni F., Rossi S., Protano G., 2014.** Soil properties and metal accumulation by earthworms in the Siena urban area (Italy). *Applied Soil Ecology*, 77: 9–17. DOI: [10.1016/j.apsoil.2014.01.004](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.01.004)
- Nejmeddine A., Sautiere P., Dhainaut-Courtois N., Baert JL., 1992.** Isolation and characterization of a Cd-binding protein from *Allolobophora caliginosa* (Annelida, Oligochaeta): distinction from metallothioneins. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 101: 601–605. DOI: [10.1016/0742-8413\(92\)90093-M](https://doi.org/10.1016/0742-8413(92)90093-M)
- Neuhauser EF., Cukic ZV., Malecki MR., Loehr RC., Durkin PR., 1995.** Bioconcentration and biokinetics of heavy metals in the earthworm. *Environmental Pollution*, 89: 293–301. DOI: [10.1016/0269-7491\(94\)00072-L](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00072-L)
- Neuhauser EF., Loehr RC., Malecki MR., 1985.** Contact and artificial soil tests using earthworms to evaluate the impact of wastes in soils. In Petros JK., Lacy WJ., Conway RA. (eds.): Hazardous and industrial solid waste testing: Fourth Symposium. ASTM STP886-EB. American Society for testing and materials. Philadelphia (USA). pp 192–203. DOI: [10.1520/STP36372S](https://doi.org/10.1520/STP36372S)
- Nieboer E., Richardson DH., 1980.** The replacement of the nondescript term ‘heavy metals’ by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 1: 3–26. DOI: [10.1016/0143-148X\(80\)90017-8](https://doi.org/10.1016/0143-148X(80)90017-8)
- Nowak C., Mossmann JR., Saada A., 2002.** État des connaissances sur l’atténuation naturelle : mécanismes et mise en œuvre. Rapport BRGM/RP-51960-FR. 97 p. 🌐
- Nriagu JO., 1979.** Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279: 409–411. DOI: [10.1038/279409a0](https://doi.org/10.1038/279409a0)
- Nuutinen V., Pitkänen J., Kuusela E., Widbom T., Lohilahti H., 1998.** Spatial variation of an earthworm community related to soil properties and yield in a grass–clover field. *Applied Soil Ecology*, 8: 85–94. DOI: [10.1016/S0929-1393\(97\)00063-2](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00063-2)
- OECD.** (Organization for Economical and Cooperative Development), 1984. Guideline for Testing of Chemicals, n° 207: Earthworm Acute Toxicity. OECD., Paris (France). 9 p. DOI: [10.1787/9789264070042-en](https://doi.org/10.1787/9789264070042-en)
- OECD., 2004.** Guidelines for the Testing of Chemicals, N° 222: Earthworm reproduction test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*). OECD., Paris (France). DOI: [10.1787/9789264070325-en](https://doi.org/10.1787/9789264070325-en)
- Omodeo P., 1956.** Contributo alla revisione dei Lumbricidae. *Archivio Zoologico Italiano*, 41: 129–212.
- Omodeo P., Martinucci G.B., 1987.** Earthworms of Maghreb. In Bonvicini Pagliai AM., Omodeo P. (eds.): On Earthworms. Selected Symposia and Monographs UZI., Muchi, Modena (Italy). pp. 235–250.
- Omodeo P., Rota E., 2008.** Earthworm diversity and land evolution in three Mediterranean districts. *Proceedings of the California Academy of Sciences, Fourth Series*, 59: 65–83.
- Omodeo P., Rota E., Baha M., 2003.** The megadrile fauna (Annelida: Oligochaeta) of Maghreb: a biogeographical and ecological characterization. *Pedobiologia*, 47: 458–465. DOI: [10.1078/0031-4056-00213](https://doi.org/10.1078/0031-4056-00213)
- Oorts K., 2013.** Copper. In Alloway BJ. (ed.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 465–493. DOI: [10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- Oste LA., Dolfing J., Ma WC., Lexmond TM., 2001.** Cadmium uptake by earthworms as related to the availability in the soil and the intestine. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 1785–1791. DOI: [10.1002/etc.5620200823](https://doi.org/10.1002/etc.5620200823)

- Panda R., Pati SS., Sahu SK., 1999.** Accumulation of zinc and its effects on the growth, reproduction and life cycle of *Drawida willsi* (Oligochaeta), a dominant earthworm in Indian crop fields. *Biology and Fertility of Soils*, 29: 419–423. DOI: [10.1007/s003740050574](https://doi.org/10.1007/s003740050574)
- Papadopoulos P., Rowell DL., 1988.** The reactions of cadmium with calcium carbonate surfaces. *Journal of Soil Science*, 39: 23–36. DOI: [10.1111/j.1365-2389.1988.tb01191.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1988.tb01191.x)
- Payet J., Hugonnot O., 2014.** AiiDA Methodological guide, version 3.0. Tools for Environment (Switzerland), 36 p. 
- Peet RK., 1974.** The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 285–307. 
- Peijnenburg WJGM., Jager T., 2003.** Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56: 63–77. DOI: [10.1016/S0147-6513\(03\)00051-4](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00051-4)
- Peijnenburg WJGM., Posthuma L., Zweers PGPC., Baerselman R., de Groot AC., van Veen RPM., Jager T., 1999.** Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the Oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43: 170–186. DOI: [10.1006/eesa.1999.1773](https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1773)
- Peijnenburg WJGM., Vijver MG., 2009.** Earthworms and their Use in Ecotoxicological Modeling. In Devillers J. (ed.): *Ecotoxicology Modeling*. Springer, NY. (USA). pp. 177–204. ISBN-13: 978-1-4419-0196-5
- Pelosi C., Barot S., Capowiez Y., Hedde M., Vandenbulcke F., 2014.** Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34: 199–228. DOI: [10.1007/s13593-013-0151-z](https://doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z)
- Pérès G., Cluzeau D., Curmi P., Hallaire V., 1998.** Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 417–424. DOI: [10.1007/s003740050452](https://doi.org/10.1007/s003740050452)
- Perrono P., 1999.** Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduaires urbaines. Etudes menée par l'Université Picardi, Amiens (France). 
- Phillipson J., Bolton PJ., 1977.** Growth and cocoon production by *Allolobophora rosea* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiologia*, 17: 17–82.
- Pizl V., Josens G., 1995.** The influence of traffic pollution on earthworms and their heavy metal contents in an urban ecosystem. *Pedobiologia*, 39: 442–453.
- Ponizovsky AA., Allen HE., Ackerman AJ., 2007.** Copper activity in soil solutions of calcareous soils. *Environmental Pollution*, 145: 1–6. DOI: [10.1016/j.envpol.2006.04.010](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.010)
- Pop V., 1941.** Zur Phylogenie und Systematik der Lumbriciden. *Zoologische Jahrbücher (Systematik)*, 74: 487–522.
- Qiu JP., Bouché MB., 1998.** Liste classée des taxons validés de lombriciens (Oligochaeta : Lumbricoidea), après l'étude des trois cinquième d'entre-eux. *Document Pédozoologique Intérogologie*, 4: 181–200.
- R Development Core Team, 2014.** R-Software, version 3.2. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna (Austria). 
- Rainbow PS., 2002.** Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what?. *Environmental Pollution*, 120: 497–507. DOI: [10.1016/S0269-7491\(02\)00238-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00238-5)
- Ramade F., 2007.** Introduction à l'Ecotoxicologie. Tec & Doc, Lavoisier, 618 p. ISBN-13: 978-2743009441
- Reddy NC., Rao JV., 2008.** Biological response of earthworm, *Eisenia foetida* (Savigny) to an organophosphorous pesticide, profenofos. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71: 574–582. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2008.01.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.01.003)
- Reimann C., de Caritat P., 2000.** Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environmental Science & Technology*, 34: 5084–5091. DOI: [10.1021/es001339o](https://doi.org/10.1021/es001339o)
- Reinecke AJ., Reinecke SA., Maboeta MS., 2001.** Cocoon production and viability as endpoints in toxicity testing of heavy metals with three earthworm species. *Pedobiologia*, 45: 61–68. DOI: [10.1078/0031-4056-00068](https://doi.org/10.1078/0031-4056-00068)

- Rieder SR., Brunner I., Horvat M., Jacobs A., Frey B., 2011.** Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environmental Pollution*, 159: 2861–2869. [DOI: 10.1016/j.envpol.2011.04.040](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.040)
- Rinehart TL., Schulze DG., Bricka RM., Bajt S., Blatchley ER., 1997.** Chromium leaching vs. oxidation state for a contaminated solidified/stabilized soil. *Journal of Hazardous Materials*, 52: 213–221. [DOI: 10.1016/S0304-3894\(96\)01808-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(96)01808-0)
- Robert M., 1996.** Le sol : Interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson, Paris (France), 245 p. [ISBN: 2-225-85177-8](https://www.isbn-international.org/product/9782225851778)
- Roberts BL., Dorough HW., 1984.** Relative toxicities of chemicals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 3: 67–78. [DOI: 10.1002/etc.5620030109](https://doi.org/10.1002/etc.5620030109)
- Rodriguez M.G., Rivera BH., Ventura-Juárez J., Muñoz-Ortega MH., 2013.** Cadmium toxicity evaluation in the earthworm *Eisenia foetida*: Behavior and histopathological effects. *Trends in Comparative Biochemistry & Physiology*, 17: 81–92.
- Römbke J., Jänsch S., Didden W., 2005.** The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 249–265. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.03.027](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.027)
- Römbke J., Sousa JP., Schouten T., Riepert F., 2006.** Monitoring of soil organisms: a set of standardized field methods proposed by ISO. *European Journal of Soil Biology*, 42: S61-S64. [DOI: 10.1016/j.ejsobi.2006.07.016](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.016)
- Rosa D., 1893.** Revisione dei Lumbricidi. Memoria della Reale Accademia delle Scienze di Torino (Serie 2), 43: 399–477.
- Rougerie R., Decaëns T., Deharveng L., Porco D., James S., Chang CH., Richard B., Potapov M., Suhardjono Y., Hebert PDN., 2009.** DNA barcodes for soil animal taxonomy. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44: 789–801. [DOI: 10.1590/S0100-204X2009000800002](https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800002)
- Sahli L., 2002.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb, le chrome et le manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (*Roripa nasturtium aquaticum*) dans l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri-Constantine. 126 p.
- Sahli L., 2012.** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse /de Doctorat en Sciences, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri-Constantine. 262 p.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El-Hadef El-Okki M., 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. [DOI: 10.2166/wst.2011.693](https://doi.org/10.2166/wst.2011.693)
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El-Hadef El-Okki M., Férard 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. [DOI: 10.2166/wst.2012.802](https://doi.org/10.2166/wst.2012.802)
- Sahli L., El-Hadef El Okki M., Afri-Mehennaoui FZ., Mehennaoui S., 2014.** Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments: cas du bassin Boumerzoug (Algérie). *European Scientific Journal*, 10: 336–346.
- Saidi D., Le Bissonnais Y., Duval O., Daoud Y., Tessier D., 2008.** Estimation et signification de la capacité d'échange cationique des sols salés du Cheliff (Algérie). *Etude et Gestion des Sols*, 15: 241–253.
- Sample BE., Beauchamp JJ., Efroymsen RA., Suter II GW., Ashwood TL., 1998.** Development and validation of bioaccumulation models for earthworms. Office of Environmental Management. Department of Energy (USA), 45 p.
- Sandoval MC., Veiga MM., Hinton JJ., Klein B., 2001.** Review of biological indicators for metal mining effluents: a proposed protocol using earthworms. *British Columbia Mine Reclamation Symposium 2001*, 67–79. [DOI: 10.14288/1.0042396](https://doi.org/10.14288/1.0042396)
- Satchell JE., 1967.** Lumbricidae. In Burges A. et Raw F. (eds.): *Soils Biology*, Academic Press, London (UK), pp. 259–322.
- Sauvé S., 2002.** Speciation of Metals in Soils. In Allen HE. (ed.): *Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates*,

- Microbes and Plants. Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), FL. (USA), pp. 7–58. ISBN-13: 978-1880611463
- Sauvé S., Hendershot W., Allen HE., 2000.** Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science & Technology*, 34: 1125–1131. DOI: [10.1021/es9907764](https://doi.org/10.1021/es9907764)
- Schaefer M., 2004.** Assessing 2, 4, 6-trinitrotoluene (TNT)-contaminated soil using three different earthworm test methods. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57: 74–80. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2003.08.005](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.005)
- Schiff KC., Weisberg SB., 1999.** Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Marine Environmental Research*, 48: 161–176. DOI: [10.1016/S0141-1136\(99\)00033-1](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(99)00033-1)
- Schulz-Zunkel C., Krueger F., Rupp H., Meissner R., Gruber B., Gerisch M., Bork HR., 2013.** Spatial and seasonal distribution of trace metals in floodplain soils. A case study with the Middle Elbe River, Germany. *Geoderma*, 211: 128–137. DOI: [10.1016/j.geoderma.2013.07.010](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.010)
- Sedki A., Nejmeddine A., Fars S., Pihan JC., 1994.** Les métaux lourds chez les vers de terre vivant dans les sols du champ d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. *Revue de la Faculté des Sciences Maroc*, 8: 83–91.
- Sepp K., Ivask M., Kaasik A., Mikk M., Peepson A., 2005.** Soil biota indicators for monitoring the Estonian agri-environmental programme. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108: 264–273. DOI: [10.1016/j.agee.2005.02.007](https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.007)
- Siekierska E., 2003.** The structure of the ovary and oogenesis in the earthworm, *Dendrobaena veneta* (Annelida, Clitellata). *Tissue and Cell*, 35: 252–259. DOI: [10.1016/S0040-8166\(03\)00038-7](https://doi.org/10.1016/S0040-8166(03)00038-7)
- Siekierska E., Urbańska-Jasik D., 2002.** Cadmium effect on the ovarian structure in earthworm *Dendrobaena veneta* (Rosa). *Environmental Pollution*, 120: 289–297. DOI: [10.1016/S0269-7491\(02\)00152-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00152-5)
- Sigel H., 1986.** Metal Ions in Biological Systems. Concepts on Metal Ion Toxicity (Vol. 20). CRC press. NY. (USA), 386 p. ISBN: 0-8247-7540-6
- Simpson EH., 1949.** Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688. DOI: [10.1038/163688a0](https://doi.org/10.1038/163688a0)
- Sims RW., Gerard BM., 1999.** Earthworms : Keys and notes for the identification and study of the species. Synopsis of the British Fauna. n° 31 (Revised). Field Studies Council, Shrewsbury (UK), 177 p. ISBN-13: 978-1-8515-3262-9
- Singh J., 1997.** Habitat preferences of selected Indian earthworm species and their efficiency in reduction of organic materials. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 585–588. DOI: [10.1016/S0038-0717\(96\)00183-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00183-6)
- Singh SP., Tack FM., Verloo MG., 1998.** Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived surface soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 102: 313–328. DOI: [10.1023/A:1004916632457](https://doi.org/10.1023/A:1004916632457)
- Sirven JB., 2006.** Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de Doctorat. Université Sciences et Technologies, Bordeaux I (France). 252 p.
- Sivakumar S., 2015.** Effects of metals on earthworm life cycles: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 1–16. DOI: [10.1007/s10661-015-4742-9](https://doi.org/10.1007/s10661-015-4742-9)
- Sizmur T., Hodson M.E., 2009.** Do earthworms impact metal mobility and availability in soil? A review. *Environmental Pollution*, 157: 1981–1989. DOI: [10.1016/j.envpol.2009.02.029](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.029)
- Smolders E., Mertens J., 2013.** Cadmium. In Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 283-311. DOI: [10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- SoCo. (Soils Conservation), 1992.** Réduction du taux de matière organique. Fiche technique n° 3. L'agriculture durable et la conservation des sols. Processus de dégradation des sols. European Commission. 3 p.
- Sparks DL., 2003.** *Environmental Soil Chemistry*. 2nd Ed. Academic Publishers, San Diego, CA. (USA), 352 p. ISBN: 0126564469
- Sposito G., 1989.** *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, NY. (USA), 277 p. ISBN: 0-19-504615-3

- Sposito G., Lund LJ., Chang AC., 1982.** Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Science Society of America Journal*, 46: 260–264. [doi:10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x](https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x)
- Spurgeon DJ., Hopkin SP., 1995.** Extrapolation of the laboratory based OECD earthworm test to metal-contaminated field sites. *Ecotoxicology*, 4: 190–205. [DOI: 10.1007/BF00116481](https://doi.org/10.1007/BF00116481)
- Spurgeon DJ., Hopkin SP., 1996.** Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of a primary smelting works. *Science of the Total Environment*, 187: 167–183. [DOI: 10.1016/0048-9697\(96\)05132-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05132-7)
- Spurgeon DJ., Hopkin SP., 1999.** Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated field and laboratory soils. *Applied Soil Ecology*, 11: 227–243. [DOI: 10.1016/S0929-1393\(98\)00150-4](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00150-4)
- Spurgeon DJ., Hopkin SP., Jones DT., 1994.** Effects of cadmium, lead, and zinc on growth and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): assessing the environmental impacts of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 84: 123–130. [DOI: 10.1016/0269-7491\(94\)90094-9](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90094-9)
- Spurgeon DJ., Stürzenbau SR., Svendsen C., Hankard PK., Morgan AJ., Weeks JM., Kille P., 2004.** Toxicological, cellular and gene expression responses in earthworms exposed to copper and cadmium. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 138: 11–21. [DOI: 10.1016/j.cca.2004.04.003](https://doi.org/10.1016/j.cca.2004.04.003)
- Spurgeon DJ., Svendsen C., Rimmer VR., Hopkin SP., Weeks JM., 2000.** Relative sensitivity of life-cycle and biomarker responses in four earthworm species exposed to zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 1800–1808. [DOI: 10.1002/etc.5620190714](https://doi.org/10.1002/etc.5620190714)
- Spurgeon DJ., Weeks JM., van Gestel CAM., 2003.** A summary of eleven years progress in earthworm ecotoxicology. *Pedobiologia*, 47: 588–606. [DOI: 10.1078/0031-4056-00234](https://doi.org/10.1078/0031-4056-00234)
- SSDS. (Soil Survey Division Staff), 1993.** Soil Survey Manual. USDA Handbk, n° 18 (Department of Agriculture). Printing Office, Washington (USA), 437 p. 🌐
- Stafford EA., McGrath SP., 1986.** The use of acid insoluble residue to correct for the presence of soil-derived metals in the gut of earthworms used as bio-indicator organisms. *Environmental Pollution, Series A: Ecological and Biological*, 42: 233–246. [DOI: 10.1016/01431471\(86\)90034-6](https://doi.org/10.1016/01431471(86)90034-6)
- StatSoft Inc., 2014.** Statistica (Data Analysis Software). Version 12.0. 🌐
- Steinnes E., 2013.** Lead. *In* Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 465-493. [DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- Sterckeman T., 2004.** Caractérisation du fond géochimique en éléments en traces dans les sols issus de roches sédimentaires du Nord de la France. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Vandoeuvre-Lès-Nancy (France), 250 p.
- Stevenson FJ., 1994.** *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. 2nd Ed., John Wiley & Sons, NY. (USA). 479 p. ISBN: 0-471-59474-1
- Stewart P., 1969.** Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de l'Afrique du Nord*, 24–25.
- Stolz J., Basu P., Oremland R., 2002.** Microbial transformation of elements: the case of arsenic and selenium. *International Microbiology*, 5: 201–207. [DOI: 10.1007/s10123-002-0091-y](https://doi.org/10.1007/s10123-002-0091-y)
- Stürzenbaum SR., 1997.** Molecular genetic responses of earthworms to heavy metals. PhD. Thesis, University of Wales, Cardiff (UK).
- Stürzenbaum SR., Kille P., Morgan AJ., 1998.** Heavy-metal induced molecular responses in the earthworm *Lumbricus rubellus* genetic fingerprinting by directed differential display. *Applied Soil Ecology*, 9: 495–500. [DOI: 10.1016/S0929-1393\(98\)00111-5](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00111-5)
- Stürzenbaum SR., Winters C., Galay M., Morgan AJ., Kille P., 2001.** Metal ion trafficking in earthworms Identification of a cadmium-specific metallothionein. *Journal of Biological Chemistry*, 276: 34013–34018. [DOI: 10.1074/jbc.M103605200](https://doi.org/10.1074/jbc.M103605200)
- Suthar S., Singh S., Dhawan S., 2008.** Earthworms as bioindicator of metals (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb and Cd) in soils: is metal bioaccumulation affected by their ecological category?. *Ecological Engineering*, 32: 99–107. [DOI: 10.1016/j.ecoleng.2007.10.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.10.003)

- Sutherland RA., 2000.** Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39: 611–627. [DOI: 10.1007/s002540050473](https://doi.org/10.1007/s002540050473)
- Svendsen TS., Hansen PE., Sommer C., Martinussen T., Grønvold J., Holter P., 2005.** Life history characteristics of *Lumbricus terrestris* and effects of the veterinary antiparasitic compounds ivermectin and fenbendazole. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 927–936. [DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.10.014](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.014)
- Tack FMG., 2010.** Trace Elements: General Soil Chemistry, Principles and Processes. In Hooda PS. (ed.): Trace Elements in Soils. John Wiley and Sons, Chichester (UK), pp. 9–37. ISBN-13: 978-1-4051-6037-7
- Tack FMG., Van Ranst E., Lievens C., Vandenberghe RE., 2006.** Soil solution Cd, Cu and Zn concentrations as affected by short-time drying or wetting: The role of hydrous oxides of Fe and Mn. *Geoderma*, 137: 83–89. [DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.07.003](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.07.003)
- Talavera JA., 2007.** Gomera earthworm fauna (Canary Islands). *Italian Journal of Zoology*, 74: 203–207. [DOI: 10.1080/11250000701249231](https://doi.org/10.1080/11250000701249231)
- Taylor SR., Mc Lennan SM., 1995.** The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, 33: 241–65. [DOI: 10.1029/95RG00262](https://doi.org/10.1029/95RG00262)
- Tebbani DT., 1998.** Contribution à l'étude de la biosurveillance des métaux lourds (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) par les lombriciens dans la région industrielle ENMTP d'Ain Smara. Mémoire d'Ingénieur, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mentouri de Constantine, 93 p.
- Terhivuo J., 1989.** The Lumbricidae (Oligochaeta) of southern Finland: species assemblages, numbers, biomass and respiration. *Annales Zoologici Fennici*, 26: 1–23.
- Terhivuo J., Pankakoski E., Hyvärinen H., Koivisto I., 1994.** Pb uptake by ecologically dissimilar earthworm (Lumbricidae) species near a lead smelter in South Finland. *Environmental pollution*, 85: 87–96. [DOI: 10.1016/0269-7491\(94\)90241-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90241-0)
- Tessier A., Campbell, PGC., Bisson M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51: 844–851. [DOI: 10.1021/ac50043a017](https://doi.org/10.1021/ac50043a017)
- Tomlinson DC., Wilson JG., Harris CR., Jeffery DW., 1980.** Problems in the assessment of heavy metals levels in some major units of the earth's crust. *Bulletin of the Geological Society of America*, 72: 175–192.
- Uchimiya M., Klasson KT., Wartelle LH., Lima IM., 2011.** Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere*, 82: 1431–1437. [DOI:10.1016/j.chemosphere.2010.11.050](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.050)
- Udovic M., Lestan D., 2007.** The effect of earthworms on the fractionation and bioavailability of heavy metals before and after soil remediation. *Environmental pollution*, 148: 663–668. [DOI: 10.1016/j.envpol.2006.11.010](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.010)
- Udovic M., Plavc Z., Lestan D., 2007.** The effect of earthworms on the fractionation, mobility and bioavailability of Pb, Zn and Cd before and after soil leaching with EDTA. *Chemosphere*, 70: 126–134. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.06.044](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.044)
- Ure AM., Davidson CM., Thomas RP., 1995.** Single and sequential extraction schemes for trace metal speciation in soil and sediment. *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry*, 17: 505–523. [DOI: 10.1016/S0167-9244\(06\)80021-1](https://doi.org/10.1016/S0167-9244(06)80021-1)
- USEPA.** (United States Environmental Protection Agency), **1992.** Behavior of Metals in Soils. EPA/540/S-92/018. Technology Innovative Office, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC. (USA), 25 p. 🌐
- USEPA., 1997.** Technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg and Pb. EPA/540/S-97/500. Technology Innovation Office, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC. (USA), 20 p. 🌐
- USEPA., 2003.** Guidance for developing ecological soil screening levels. OSWER Directive 9285.7-55. Technology Innovation Office, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC (USA), 87 p. 🌐
- Valckx J., Govers G., Hermy M., Muys B., 2011.** Optimizing Earthworm Sampling in Ecosystems. In Karaca A. (ed.): *Biology of Earthworms*. Springer, Heidelberg (Germany). pp. 19–38. [DOI: 10.1007/978-3-642-14636-7_2](https://doi.org/10.1007/978-3-642-14636-7_2)

- van Gestel CAM., Borgman E., Verweij RA., Diez Ortiz M., 2011.** The influence of soil properties on the toxicity of molybdenum to three species of soil invertebrates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74: 1–9. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2010.10.001](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.10.001)
- Van Gestel CAM., Dirven-Van Breemen EM., Baerselman R., Emans HJB., Janssen JAM., Postuma R., Van Vlie PJM., 1992.** Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity tests using the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 23: 206–220. [DOI: 10.1016/0147-6513\(92\)90059-C](https://doi.org/10.1016/0147-6513(92)90059-C)
- van Gestel CAM., Koolhaas JE., Hamers T., van Hoppe M., van Roover M., Korsman C., Reinecke SA., 2009.** Effects of metal pollution on earthworm communities in a contaminated floodplain area: Linking biomarker, community and functional responses. *Environmental Pollution*, 157: 895–903. [DOI: 10.1016/j.envpol.2008.11.002](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.11.002)
- van Gestel CAM., van Dis WA., 1988.** The influence of soil characteristics on the toxicity of four chemicals to the earthworm *Eisenia fetida andrei* (Oligochaeta). *Biology and Fertility of Soils*, 6: 262–265. [DOI: 10.1007/BF00260822](https://doi.org/10.1007/BF00260822)
- van Hook RI., 1974.** Cadmium, lead and zinc distributions between earthworms and soils: potentials for biological accumulation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 12: 509–512. [DOI: 10.1007/BF01684990](https://doi.org/10.1007/BF01684990)
- van Praagh BD., 1992.** The biology and conservation of the giant Gippsland earthworm *Megascolides australis* Mc Coy, 1878. *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 1363–1367. [DOI: 10.1016/0038-0717\(92\)90119-I](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90119-I)
- van Rhee JA., 1977.** Effects of soil pollution on earthworms. *Pedobiologia*, 201–208.
- van Rhee JA., Nathans S., 1973.** Ecological aspects of earthworm populations in relation to weather conditions. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 10: 523–533
- van Straalen NM., Hoffmann A., 2000.** Review of Experimental Evidence for Physiological Costs of Tolerance to Toxicants. In Kammenga J., Laskowski R. (eds.): *Demography in Ecotoxicology*. John Wiley and Sons, Inc. NY. (USA), pp. 147–161. [ISBN-13: 978-0-471-49002-9](https://doi.org/10.1002/9780471490029.ch10)
- van Vliet PCJ., van der Zee SEATM., Ma WC., 2005.** Heavy metal concentrations in soil and earthworms in a floodplain grassland. *Environmental Pollution*, 138: 506–516. [DOI: 10.1016/j.envpol.2005.04.010](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.010)
- Vandecasteele B., Samyn J., Quataert P., Muys B., Tack FMG., 2004.** Earthworm biomass as additional information for risk assessment of heavy metal biomagnification: a case study for dredged sediment-derived soils and polluted floodplain soils. *Environmental Pollution*, 129: 363–375. [DOI: 10.1016/j.envpol.2003.12.007](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.12.007)
- Velki M, Hackenberger BK, Lončarić Ž, Hackenberger DK., 2014.** Application of microcosmic system for assessment of insecticide effects on biomarker responses in ecologically different earthworm species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104: 110–119. [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.02.006](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.02.006)
- Vidal DE., Horne AJ., 2003.** Mercury toxicity in the aquatic oligochaete *Sparganophilus pearsei* II: autotomy as a novel form of protection. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45: 462–467. [DOI: 10.1007/s00244-003-2119-5](https://doi.org/10.1007/s00244-003-2119-5)
- Vijver MG., van Gestel CAM., Lanno RP., van Straalen NM., Peijnenburg WJGM., 2004.** Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance: a review. *Environmental Science and Technology*, 38: 4705–4712. [DOI: 10.1021/es040354g](https://doi.org/10.1021/es040354g)
- Wang D., Li H., Wei Z., Wang X., Hu F., 2006.** Effect of earthworms on the phytoremediation of zinc-polluted soil by ryegrass and Indian mustard. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 120–123. [DOI: 10.1007/s00374-006-0075-8](https://doi.org/10.1007/s00374-006-0075-8)
- Wang Y., Chen C., Qian Y., Zhao X., Wang Q., 2014.** Ternary toxicological interactions of insecticides, herbicides and a heavy metal on the earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Hazardous Materials*, 284: 233–240. [DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.11.017](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.11.017)
- Wang Y., Wu S., Chen L., Wu C., Yu R., Wang Q., Zhao X., 2012.** Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 88: 484–491. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.02.086](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.086)
- Weltje L., 1998.** Mixture toxicity and tissue interactions of Cd, Cu, Pb and Zn in earthworms (Oligochaeta) in laboratory and field soils: a critical evaluation of data. *Chemosphere*, 36: 2643–2660. [DOI: 10.1016/S0045-6535\(97\)10228-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10228-4)

- Wen B., Hu XY., Liu Y., Wang WS., Feng MH., Shan XQ., 2004.** The role of earthworms (*Eisenia fetida*) in influencing bioavailability of heavy metals in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 181–187. DOI: [10.1007/s00374-004-0761-3](https://doi.org/10.1007/s00374-004-0761-3)
- Weng L., Temminghoff EJ., van Riemsdijk WH., 2001.** Contribution of individual sorbents to the control of heavy metal activity in sandy soil. *Environmental Science & Technology*, 35: 4436–4443. DOI: [10.1021/es010085j](https://doi.org/10.1021/es010085j)
- Winsome T., Epstein L., Hendrix PF., Horwath WR., 2006.** Competitive interactions between native and exotic earthworm species as influenced by habitat quality in a California grassland. *Applied Soil Ecology*, 32: 38–53. DOI: [10.1016/j.apsoil.2005.01.008](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.01.008)
- Wong JWC., Li KL., Zhou LX., Selvam A., 2007.** The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge. *Geoderma*, 137: 310–317. DOI: [10.1016/j.geoderma.2006.08.026](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.026)
- Wuana RA., Okieimen FE., 2011.** Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 2011: 20 p. DOI: [10.5402/2011/402647](https://doi.org/10.5402/2011/402647)
- Yeardley RB., Gast LC., Lazorchak JM., 1996.** The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites. *Environmental toxicology and chemistry*, 15: 1532–1537. DOI: [10.1002/etc.5620150915](https://doi.org/10.1002/etc.5620150915)
- Yin Y., Impellitteri CA., You SJ., Allen HE., 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. DOI: [10.1016/S0048-9697\(01\)01000-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01000-2)
- Yong RN., Galvez-Cloutier R., Phadungchewit Y., 1993.** Selective sequential extraction analysis of heavy-metal retention in soil. *Canadian Geotechnical Journal*, 30: 834–847. DOI: [10.1139/t93-074](https://doi.org/10.1139/t93-074)
- Young SD., 2013.** Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In Alloway BJ. (ed.): *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 51-95. DOI: [10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- Zachara JM., Cowan CE., Resch CT., 1991.** Sorption of divalent metals on calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55: 1549–1562. DOI: [10.1016/0016-7037\(91\)90127-Q](https://doi.org/10.1016/0016-7037(91)90127-Q)
- Zar JH., 1999.** *Biostatistical Analysis*. 4th Ed., Prentice Hall NJ. (USA), 929 p. ISBN-13: 978-0-1308-1542-2
- Zebiri A., 1994.** Évaluation du risque d'inondation à Constantine : méthodologie d'approche. *Méditerranée*, 80: 23–30.
- Zhang H., Cui B., Xiao R., Zhao H., 2010.** Heavy metals in water, soils and plants in riparian wetlands in the Pearl River Estuary, South China. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 1344–1354. DOI: [10.1016/j.proenv.2010.10.145](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.145)
- Zicsi A., 1962.** Determination of number and size of sampling unit for estimating lumbricid populations of arable soils. *Progress in Soil Zoology*, 68–71.
- Zorn MI., van Gestel CA., Eijsackers H., 2005.** The effect of *Lumbricus rubellus* and *Lumbricus terrestris* on zinc distribution and availability in artificial soil columns. *Biology and fertility of soils*, 41: 212–215. DOI: [10.1007/s00374-004-0824-5](https://doi.org/10.1007/s00374-004-0824-5)
- Zyrin NG., Obukhov AI., Motuzova GV., 1974.** Forms of trace elements in soils and methods to study them. In Proc. X International congress of soil science, Moscow (Russia) (Vol. 2).
- Zyrin NG., Serdyukova AV., Sokolova TA., 1986.** Lead sorption and state of absorbed element in soils and in its ingredients. *Pochvovedeniye*, 39: 47–54.

ANNEXES

Annexe 1

Détermination des classes texturales des sols étudiés

Feuille du programme sous Microsoft Excel

https://prod.nrcs.usda.gov/internet/fse_documents/nrcs142p2_053196.xls

Enter your data into the yellow highlighted cells Password = Texture

Sand		Clay		Silt		USDA Texture
% Sand 1		% Clay 1		% Silt 1	100,00%	SILT
% Sand 2		% Clay 2		% Silt 2	100,00%	SILT
% Sand 3		% Clay 3		% Silt 3	100,00%	SILT
% Sand 4		% Clay 4		% Silt 4	100,00%	SILT

Optional Sand 1	
% Very Coarse	0,00%
% Coarse	0,00%
% Medium	0,00%
% Fine	0,00%
% Very Fine	0,00%

Optional Sand 2	
% Very Coarse	0,00%
% Coarse	0,00%
% Medium	0,00%
% Fine	0,00%
% Very Fine	0,00%

Optional Sand 3	
% Very Coarse	0,00%
% Coarse	0,00%
% Medium	0,00%
% Fine	0,00%
% Very Fine	0,00%

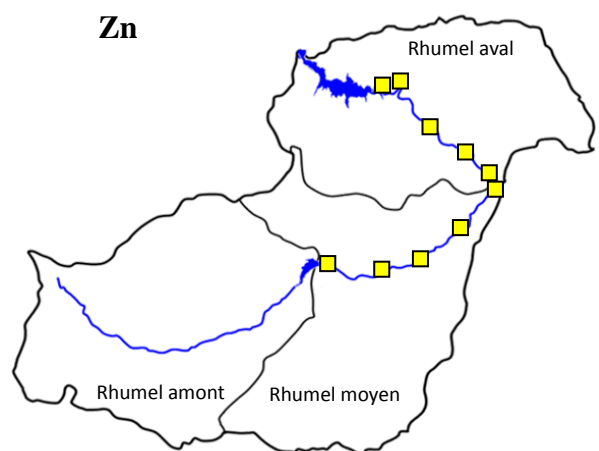
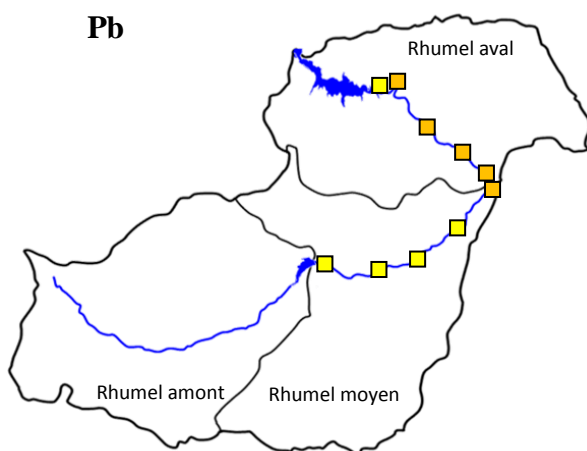
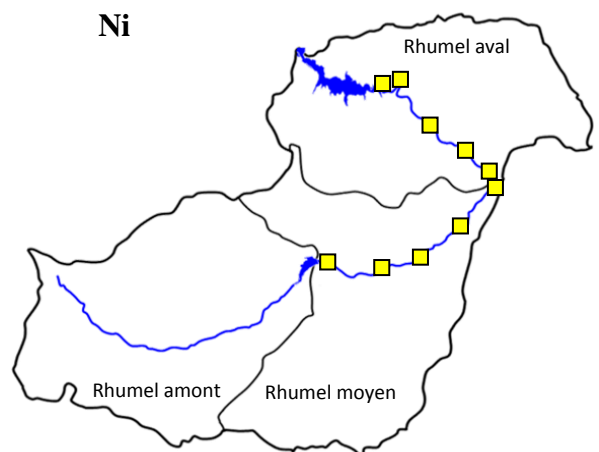
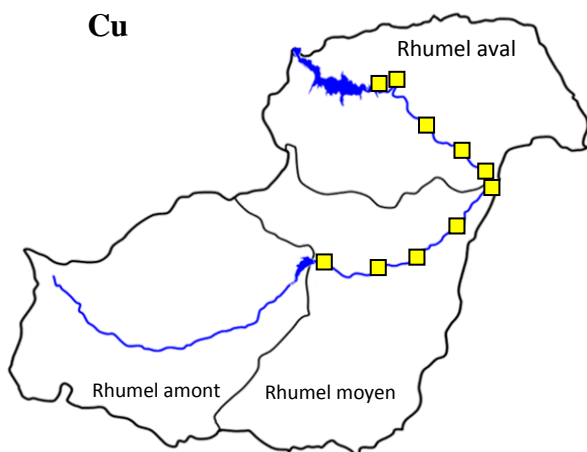
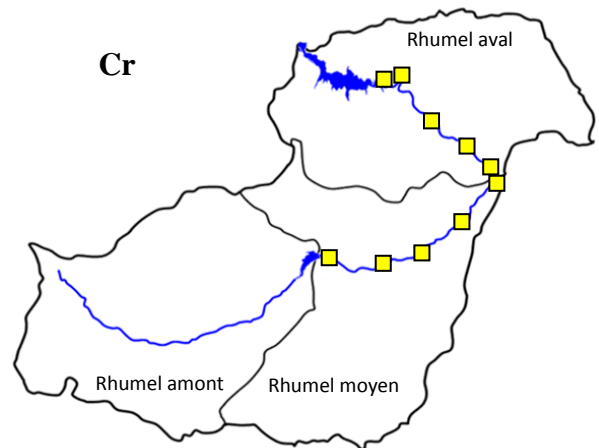
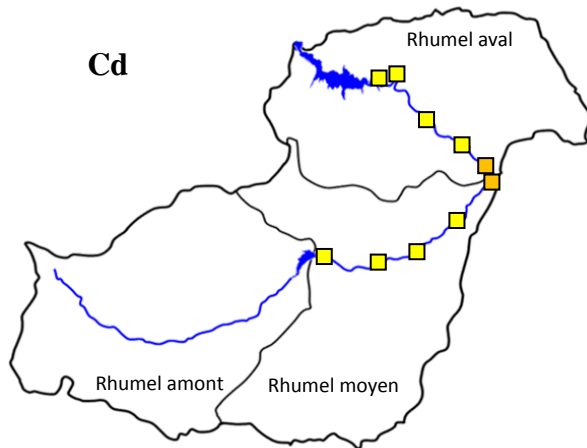
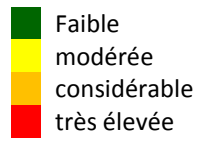
Optional Sand 4	
% Very Coarse	0,00%
% Coarse	0,00%
% Medium	0,00%
% Fine	0,00%
% Very Fine	0,00%

Soil Texture Triangle

The diagram is a ternary plot with vertices at 100% Sand (bottom left), 100% Silt (bottom right), and 100% Clay (top). The axes are labeled: Clay Separate, % (left side, increasing from 0 at bottom to 100 at top), Silt Separate, % (right side, increasing from 0 at top to 100 at bottom right), and Sand Separate, % (bottom side, increasing from 100 at left to 0 at right). The plot is divided into several texture classes: sand (bottom left), loamy sand, sandy loam, loam, silty loam, silt (bottom right), sandy clay, clay, silty clay, clay loam, silty clay loam, and loamy sand (top left).

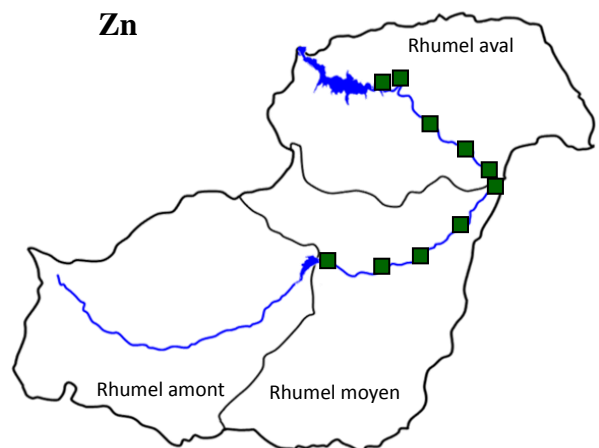
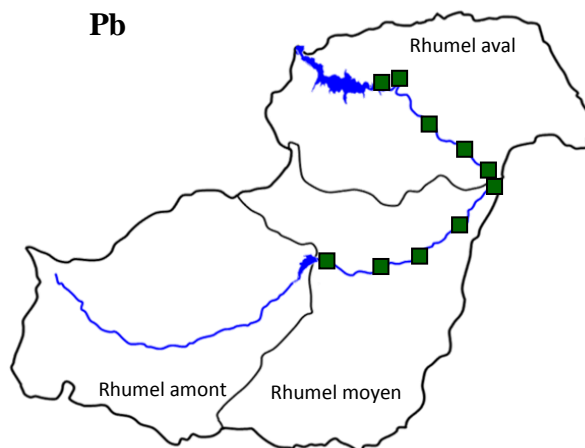
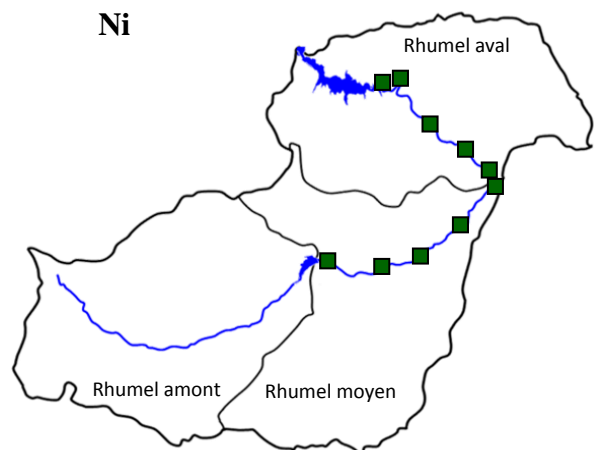
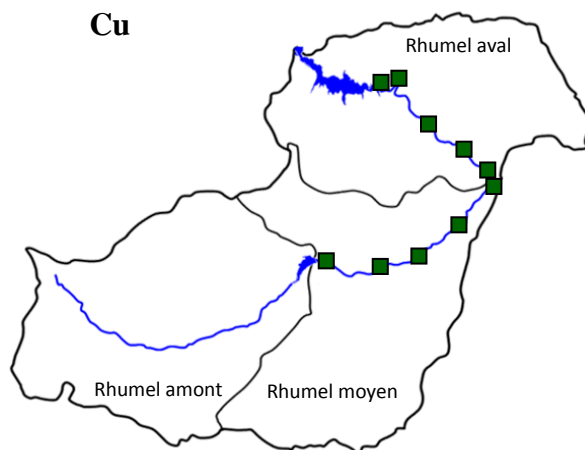
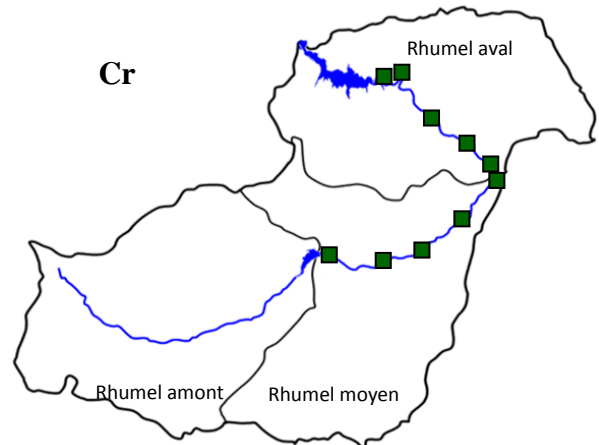
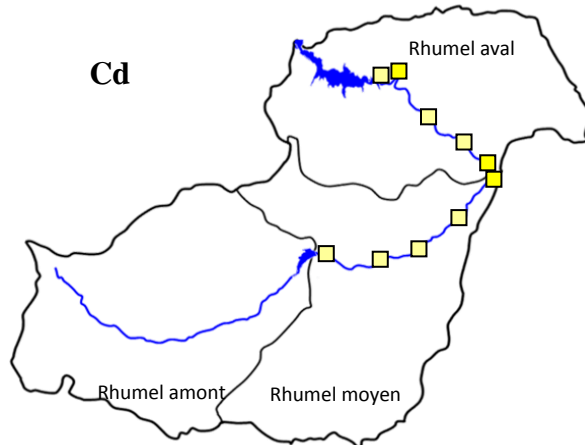
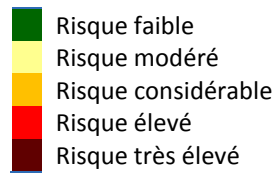
Annexe 2

Facteur de Contamination – C_f



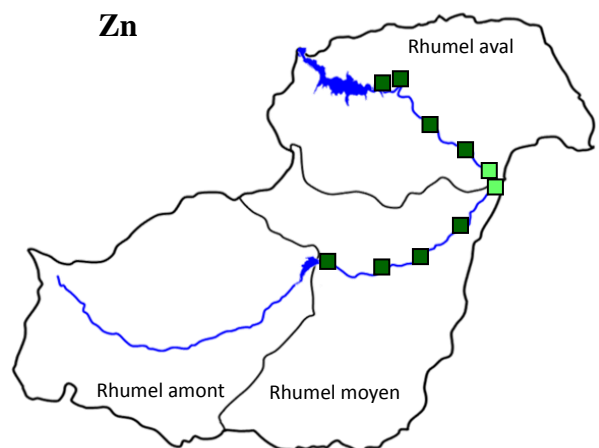
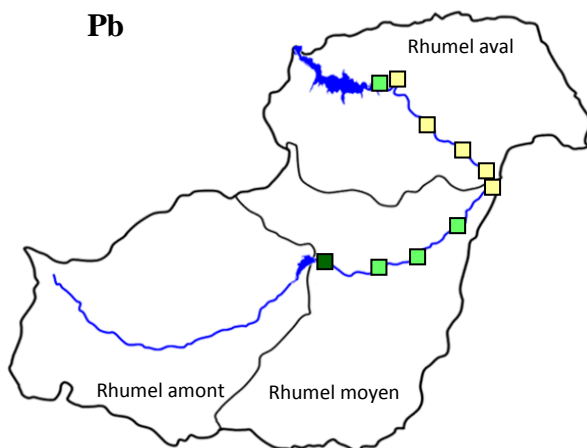
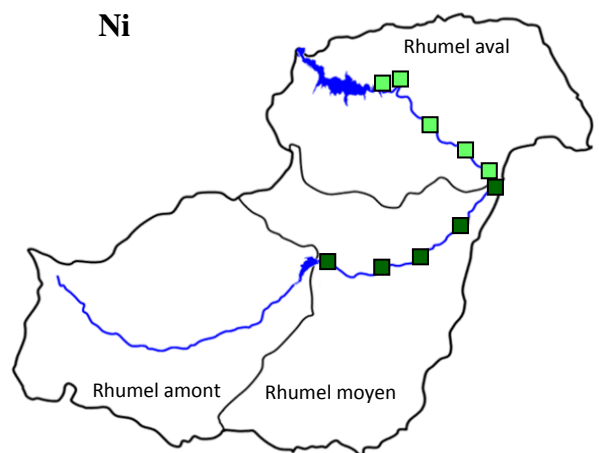
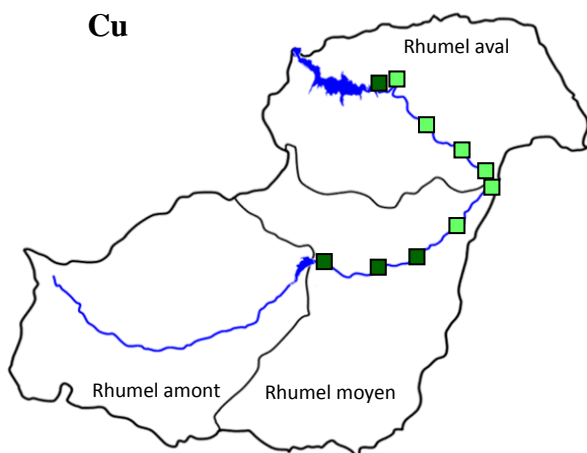
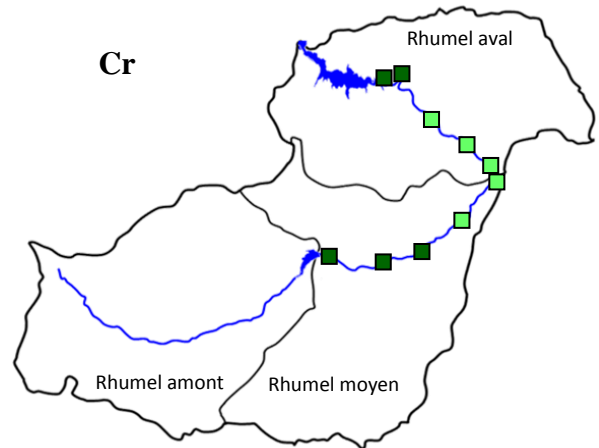
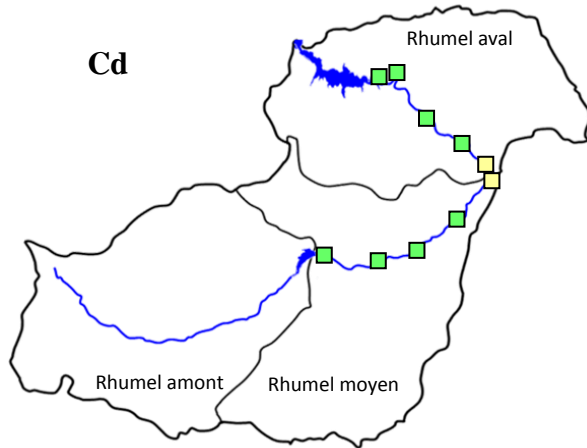
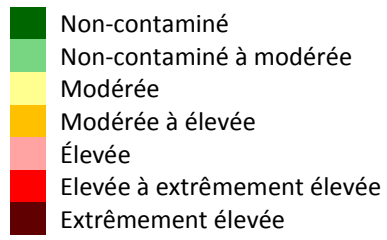
Annexe 2 (suite)

Facteur de risque écologique – E_r



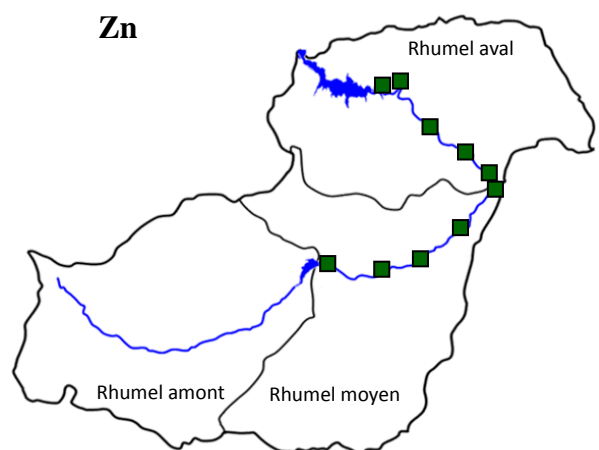
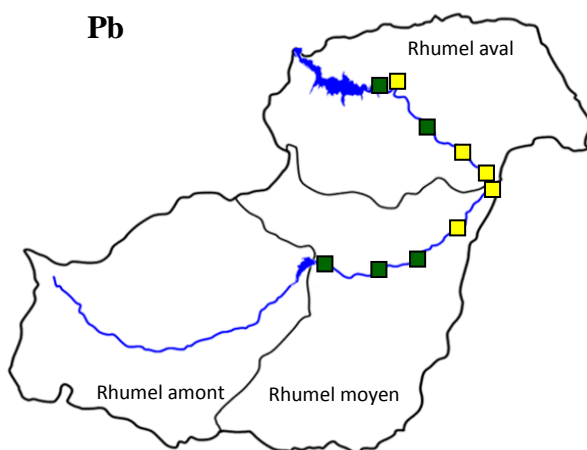
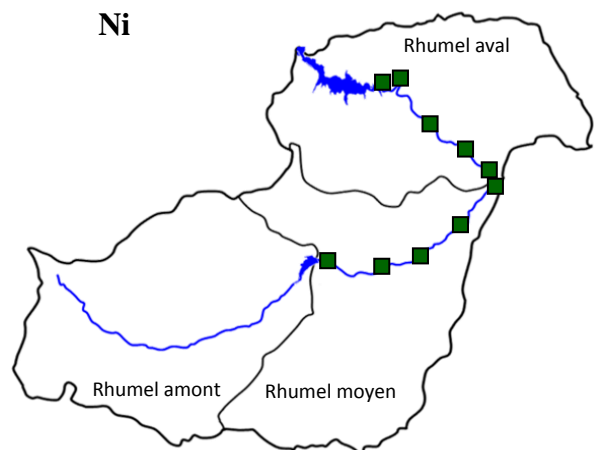
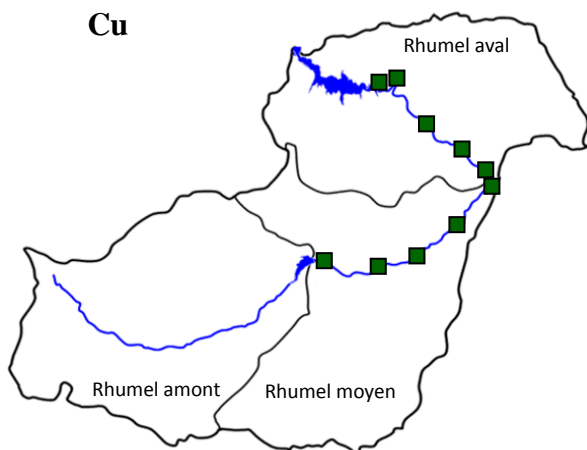
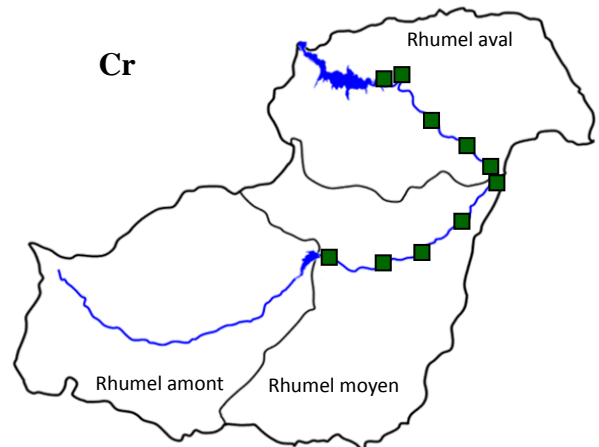
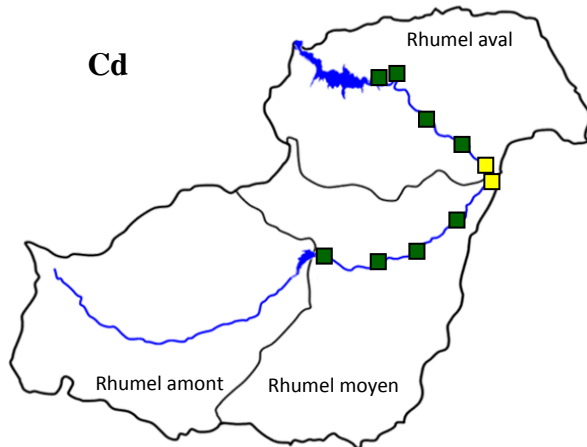
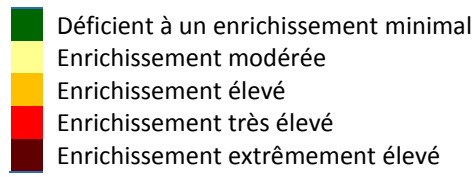
Annexe 2 (suite)

Indice de géoaccumulation – I_{geo}



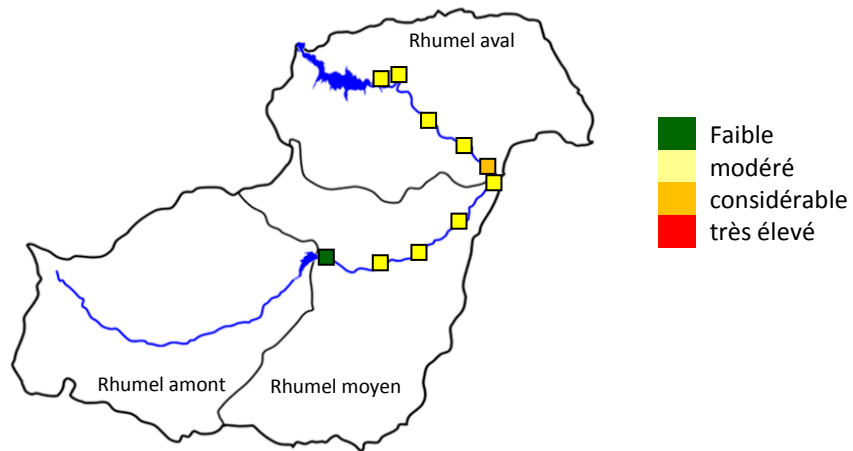
Annexe 2 (suite)

Facteur d'enrichissement – *EF*

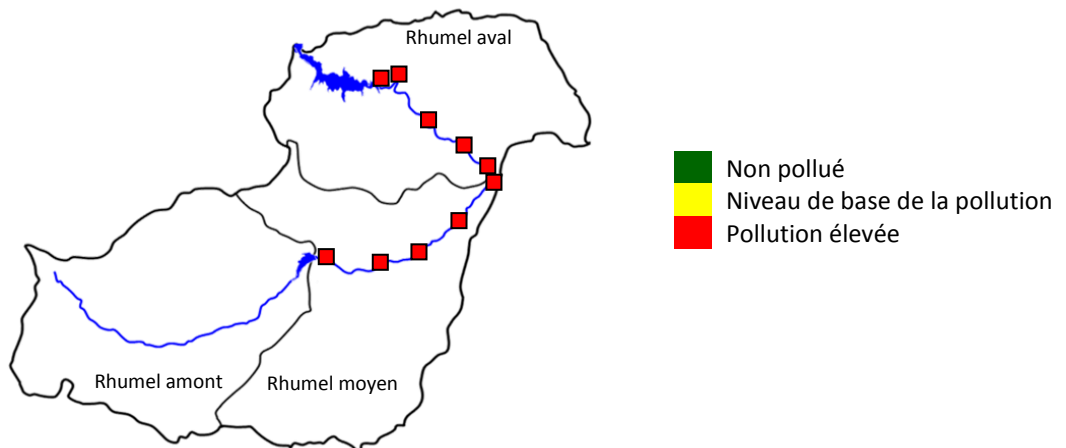


Annexe 2 (suite)

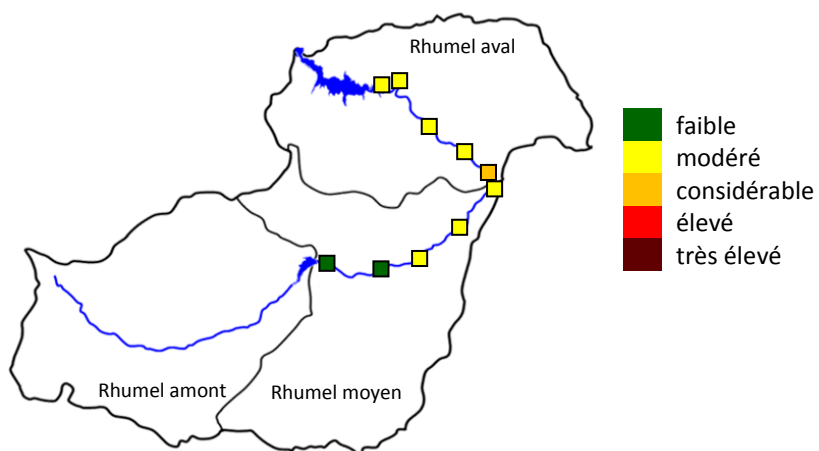
Degré de contamination – C_d



Indice de niveau de pollution – PLI



Indice du risque écologique potentiel – RI



Annexe 3

Corrélations entre les paramètres biologiques des vers de terre et les différentes fractions métalliques des sols

ETM	Abondance				Biomasses			
	Adultes	Juveniles	Ad+Juv	A. trapezoides	Adultes	Juveniles	Ad+Juv	A. trapezoides
Cd _S	0,547	ns	ns	-0,464	0,466	ns	0,332	0,387
Cd _E	0,526	ns	0,325	-0,508	0,453	ns	ns	0,394
Cd _C	0,348	ns	0,39	-0,409	ns	ns	ns	0,001
Cd _M	0,545	ns	0,36	-0,527	0,439	ns	ns	0,362
Cd _T	0,323	ns	ns	ns	0,365	ns	ns	0,328
Cr _S	ns	ns	ns	-0,449	0,216	ns	ns	0,487
Cr _E	ns	ns	ns	-0,487	0,429	ns	ns	0,331
Cr _C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,344	ns
Cr _M	0,558	ns	0,351	ns	ns	ns	0,405	ns
Cr _T	0,697	ns	0,453	ns	ns	ns	ns	ns
Cu _S	0,58	ns	0,353	ns	ns	ns	ns	0,443
Cu _E	0,656	ns	0,532	ns	ns	ns	ns	ns
Cu _C	0,546	ns	0,342	ns	ns	ns	ns	ns
Cu _M	0,647	ns	0,439	ns	ns	ns	ns	ns
Cu _T	0,646	ns	0,382	-0,45	ns	ns	ns	ns
Ni _S	0,407	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,458
Ni _E	0,431	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ni _C	0,184	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ni _M	0,434	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ni _T	0,202	ns	ns	ns	ns	-0,476	ns	ns
Pb _S	0,417	ns	ns	ns	ns	ns	0,34	0,386
Pb _E	0,434	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,367
Pb _C	0,429	ns	0,327	ns	ns	ns	ns	ns
Pb _M	0,475	ns	0,324	ns	ns	ns	ns	ns
Pb _T	0,591	ns	ns	-0,313	ns	-0,364	ns	0,422
Zn _S	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,466
Zn _E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Zn _C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0,328	ns
Zn _M	ns	ns	ns	-0,397	ns	ns	ns	ns
Zn _T	0,343	ns	ns	-0,187	ns	ns	ns	0,316

Annexe 4

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les teneurs métalliques des deux compartiments (vers de terre et sols) (les concentrations biologiques sont considérées comme variables supplémentaires)

Les valeurs propres (Eigen value) des 5 premiers Axes

	Val. propr	% Total	Cumul Val. propr	Cumul %
1	11,06	46,08	11,06	46,08
2	2,79	11,64	13,85	57,72
3	1,56	6,49	15,41	64,22
4	1,21	5,06	16,63	69,28
5	1,15	4,79	17,78	74,07

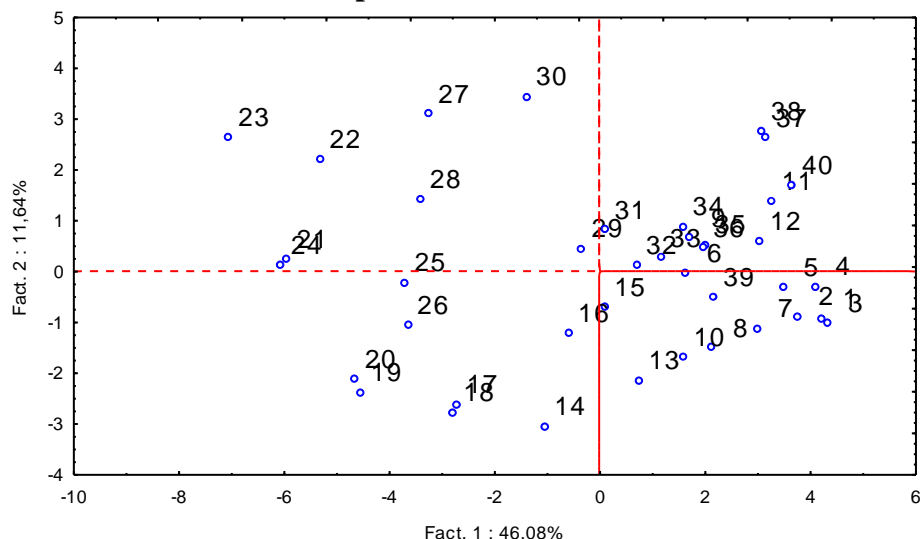
Coordonnées factorielles des variables

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
Cd _T	-0,728	0,262	0,301	0,288	-0,148
Cr _T	-0,740	-0,073	-0,359	-0,157	-0,026
Cu _T	-0,841	-0,223	-0,025	-0,180	0,059
Ni _T	-0,289	0,615	0,070	-0,559	-0,234
Pb _T	-0,875	0,213	0,215	-0,166	-0,081
Zn _T	-0,708	0,113	0,296	-0,064	0,028
Cd _S	-0,865	-0,050	0,033	0,307	-0,003
Cd _E	-0,906	-0,019	0,130	0,251	-0,066
Cd _C	-0,566	-0,524	0,010	-0,040	0,090
Cr _S	-0,806	0,147	-0,266	0,065	0,045
Cr _E	-0,763	0,212	-0,153	0,005	0,236
Cr _C	-0,159	-0,495	-0,590	-0,007	0,239
Cu _S	-0,895	0,137	0,151	-0,112	0,060
Cu _E	-0,875	-0,134	-0,004	-0,220	0,019
Cu _C	-0,592	-0,582	0,015	0,064	0,071
Ni _S	-0,750	0,259	-0,336	0,110	0,009
Ni _E	-0,412	0,298	-0,427	-0,420	0,071
Ni _C	-0,389	-0,516	0,079	-0,102	-0,292
Pb _S	-0,872	0,088	-0,066	0,263	0,064
Pb _E	-0,816	0,130	0,019	-0,033	-0,088
Pb _C	-0,642	-0,523	0,159	0,052	-0,154
Zn _S	-0,350	0,561	0,127	0,254	0,013
Zn _E	-0,014	0,172	0,303	-0,037	0,885
Zn _C	-0,134	-0,453	0,526	-0,406	0,127
*Cd _V	-0,869	0,173	0,173	0,139	-0,118
*Cr _V	-0,557	0,256	-0,204	-0,340	0,077
*Cu _V	-0,571	0,261	0,059	-0,093	0,068
*Ni _V	-0,034	0,416	0,152	-0,076	-0,284
*Pb _V	-0,634	0,119	0,215	-0,133	-0,130
*Zn _V	-0,556	-0,292	-0,042	0,162	0,245

Coordonnées factorielles des sols prélevés

Station	Point	Id.	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
1	1	1	4,216	-0,914	0,105	0,722	-0,405
	2	2	3,761	-0,883	-0,210	-0,006	-0,158
	3	3	4,315	-1,011	1,385	0,246	-0,833
	4	4	4,078	-0,290	-0,472	1,359	0,214
2	1	5	3,474	-0,316	-0,654	1,540	1,130
	2	6	1,637	-0,033	-2,833	1,358	0,807
	3	7	2,986	-1,118	-1,061	1,049	-1,609
	4	8	2,134	-1,500	-2,151	0,640	0,225
3	1	9	1,712	0,660	0,250	1,370	0,126
	2	10	1,590	-1,679	-0,482	-0,820	-1,478
	3	11	3,262	1,392	1,091	0,952	1,747
	4	12	3,042	0,599	0,602	-0,011	2,781
4	1	13	0,742	-2,134	1,004	-1,919	2,185
	2	14	-1,054	-3,044	-2,404	0,286	0,158
	3	15	0,084	-0,698	-0,394	-1,975	-1,119
	4	16	-0,602	-1,210	0,688	-0,885	-0,539
5	1	17	-2,718	-2,621	-1,104	0,396	-0,481
	2	18	-2,783	-2,768	0,203	-0,203	1,072
	3	19	-4,543	-2,385	1,739	0,205	0,824
	4	20	-4,649	-2,123	1,377	0,238	-0,229
6	1	21	-5,948	0,243	-0,338	2,187	-1,390
	2	22	-5,324	2,209	0,282	1,612	-1,064
	3	23	-7,058	2,649	1,272	1,959	0,366
	4	24	-6,057	0,129	0,369	-0,218	0,256
7	1	25	-3,711	-0,210	0,520	-1,029	-0,846
	2	26	-3,655	-1,059	0,999	0,546	1,317
	3	27	-3,260	3,097	-1,978	-1,760	1,315
	4	28	-3,415	1,420	-2,634	-1,828	-0,223
8	1	29	-0,346	0,461	-0,220	-1,875	-0,194
	2	30	-1,404	3,447	-1,653	-0,378	1,074
	3	31	0,092	0,821	-0,145	-1,347	-0,314
	4	32	0,688	0,130	-0,251	-0,664	-2,087
9	1	33	1,147	0,268	1,003	-0,472	-0,109
	2	34	1,574	0,886	2,107	-0,907	-0,006
	3	35	2,000	0,540	1,957	-0,253	-1,284
	4	36	1,966	0,469	0,880	0,008	-0,547
10	1	37	3,160	2,630	-0,222	0,076	-1,240
	2	38	3,064	2,763	1,378	-0,630	-0,455
	3	39	2,154	-0,510	0,031	-0,248	1,034
	4	40	3,649	1,695	-0,034	0,679	-0,023

Projections des sols étudiés sur le plan factoriel PC 1 * PC 2



Résumés

الملخص

تخضع ضفاف وادي الرمال إلى ضغوط ناجمة عن الأنشطة البشرية. تعتبر هذه الأنشطة مصدر لتلوث التربة بالمعادن الضئيلة الكمية. بما أن التحاليل الكيميائية للتربة هي غير كافية، يمكن للعوامل البيولوجية أن تدلنا على حالة تلوث التربة بهذه العناصر. في هذه الحالة، تعتبر ديدان الأرض الأكثر تمثيلاً في التربة. وفي هذا السياق، تم دراسة العلاقات بين ديدان الأرض و المعادن الضئيلة الكمية في ظروف طبيعية و تجريبية، حيث يكمن الهدف الرئيسي لهذه الدراسة في تسليط الضوء على أهمية الدلالة الحيوية لنوع *Aporrectodea trapezoides* (Duges, 1828) في الرصد الحيوي للتلوث المعدني لتربة ضفاف وادي الرمال. في البداية، ركزت الدراسة على تحليل خصائص التربة وتقييم درجة تلوثها بهذه المعادن. و قد أشارت النتائج إلى أن النسبة الجيرية هي أهم عامل حيث تساهم في زيادة درجة الحموضة، وتثبيت المواد العضوية إضافة إلى إبطاء عملية التبدل. بالنسبة إلى المعادن، بلغ إجمالي محتويات هذه الأتربة كالتالي : 1.14، 62.7، 19.8، 26.4، 31.0 و 97.7 ميكروغ.غ⁻¹ لكل من الكاديوم، الكروم، النحاس، النيكل، الرصاص والزنك، على التوالي. أغلبية هذه المعادن (< 80%) هي من أصل طبيعي، في حين أن النسبة الباقية (حوالي 20%) تمثل كمية المعادن سهلة التنقل في التربة. تتغير مستويات هذه المعادن اعتماداً على تغير خصائص التربة، وخاصة نسبة الجير في التربة. عموماً، تعتبر مدينة قسنطينة المصدر الرئيسي لزيادة محتوى أتربة ضفاف وادي الرمال من هذه المعادن. من بين الستة معادن المدروسة، سجلنا تجاوز كميات الكاديوم والرصاص حدود التلوث. ومن المرجح هذا الزيادة ترجع لاستخدام الأسمدة الفوسفاتية في الزراعة و/أو تصدر عن مختلف الأنشطة في التجمعات الحضرية.

ثانياً، كان مقترح دراسة النوع البيولوجي يهدف لشرح العلاقات المختلفة مع الخصائص الفيزيوكيميائية للتربة. وأظهرت النتائج أن ديدان الأرض ممثلة 10 أصناف موزعة على عائلتين، في حين *A. trapezoides* يمثل النوع الأكثر وفرة، الأبرز، و الأفضل توزيعاً، وبالتالي يعتبر الأكثر تمثيلاً لهذه الديدان. حيث يبدو أن ديدان هذا النوع تتكيف مع الظروف الخاصة لهذه الأتربة التي شملتها الدراسة. وجاءت تراكيز المعادن داخل أجسام الديدان كالتالي : 4.2، 10.16، 3.15، 34.85 و 210.31 ميكروغ.غ⁻¹ لكل من الكاديوم، الكروم، النحاس، النيكل، الرصاص والزنك، على التوالي. وفقاً لعامل التراكم الأحيائي، *A. trapezoides* تجمع الكاديوم والرصاص والزنك داخل أجسامها، ولا تكسب الكروم والنحاس والنيكل. معدن الزنك هو الأكثر تركيزاً ويرجع هذا لدوره الحيوي الأساسي. من ناحية أخرى، يشير تكديس الكاديوم والرصاص إلى احتمال تعرض هذه ديدان الأرض لمخاطر مرتبطة بزيادة مستوياتها في التربة. وعلاوة على ذلك، لا تقتصر ديدان الأرض على أخذ المعادن من كميات المعادن سهلة التنقل في التربة ولكن تأخذها مباشرة من النسبة الكلية للمعادن.

و قد خصص الجزء الأخير من هذا العمل لدراسة تأثير المعدنين الأكثر تلويث (الكاديوم والرصاص) للأتربة المدروسة على أفراد النوع المختار من الديدان، من خلال منهج السمية البيئية حيث تعرضوا لتراكيز مختلفة لهذين المعدنين. حيث أكدت النتائج على تحمل هذه الديدان للتراكيز العالية للمعدنين وأيضاً كشفت سلوك التهرب من وجود هذه المعادن في التربة.

في الختام، أظهرت هذه الدراسة أن صنف ديدان الأرض المدروس *A. trapezoides* يعتبر أداة قوية للرصد الحيوي للأتربة الملوثة بالمعادن الضئيلة الكمية نظراً لأدائها في عدد والكتلة الحيوية، وأفراده تتراكم هذه المعادن في أجسامها، مما يدعم فكرة اعتبارها نموذجاً لهذا النوع من الدراسات.

الكلمات المفتاحية :

التربة، المعادن الضئيلة الكمية، مؤشر التلوث، دودة الأرض، التنوع الحيوي، *A. trapezoides*، التركيز الحيوي، نسبة التكديس الحيوي، الإختبار الحيوي، السمية، سلوك التهرب.

Abstract

The bank soils of Rhumel wadi subject to anthropogenic pressures from human activities. These activities are a source of soil contamination by trace metals (TM). As soil chemical measures are insufficient, the determination of biological parameters can tell us about the state of soils contamination by these elements. In this case, earthworms are the most representative population in the soil.

In this context, relations between earthworms and traces were studied under natural and controlled conditions, with the main objective to highlight the bioindication importance of earthworm taxa *Aporrectodea trapezoides* (Dugès, 1828) in the biomonitoring of metallic contamination of Rhumel wadi bank soils.

Initially, study focused on soils characterization and evaluation of the degree of contamination by TM. The results indicate that calcareous fraction is the most important factor contributing to increase pH, stabilization of organic matter and slowing humification. For TM, total contents were 1.14, 62.7, 19.8, 26.4, 31.0 and 97.7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn, respectively. The majority (> 80%) of these elements is of natural origin, while the rest (about 20%) is mobilized fraction. These levels varied depending on the soil parameters, especially the calcareous fraction. Overall, Constantine city would be the main source of metal enrichment of studied soils. Among the six analyzed elements, only Cd and Pb contents exceeded contamination limits. This enrichment is likely due to use phosphate fertilizer and/or urban areas.

Secondly, it is proposed to study the chosen biological compartment to explain the different relationships with physicochemical parameters. The results show that earthworm population is represented by two families and 10 taxa, however *A. trapezoides* represents most abundant species, most dominant, better distributed, and therefore the more representative. It seems to be adapted to the particular conditions of studied soils. Earthworm metal concentrations were 4.7, 4.2, 10.16, 3.15, 34.85 and 210.31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn, respectively. According to the bioaccumulation factor, *A. trapezoides* accumulate Cd, Pb and Zn, and do not accumulate Cr, Cu and Ni. Zn is the most concentrated because it's essential role. On the other hand, Cd and Pb accumulation suggest these to be potentially exposed to risks associated with their levels increase in soils. Moreover, earthworms are not content to the mobilizable fraction but accumulate these metals from the total fraction.

The last part of this work was devoted to study the impact of the two TM that contaminate studied soils (Cd and Pb) on chosen species, through an ecotoxicological approach where earthworms were exposed to different TM concentrations. The results confirmed the strength of these worms at high metal concentrations and also revealed their avoidance behaviour to the presence of these metals in soils.

In conclusion, this study showed that *A. trapezoides* is a powerful tool for biomonitoring of contaminated soils by TM due to its performance in number and biomass, and its individuals accumulate TM in their body, which supports the idea of a model for this type of study.

Key words: soil, trace metal, contamination index, earthworm, biodiversity, *A. trapezoides*, bioconcentration, bioaccumulation ratio, bioassay, toxicity, avoidance behavior.

Titre :

Etude des relations Lumbricidae – éléments traces métalliques en conditions naturelles et contrôlées. Cas de l'espèce *Aporrectodea trapezoides*

Résumé :

Les sols des bordures de l'oued Rhumel font l'objet de pressions anthropiques liées aux activités humaines. Ces activités sont la source d'une contamination de ces sols par les éléments traces métalliques (ETMs). Comme les mesures chimiques des sols sont insuffisantes, la détermination des paramètres biologiques peut nous renseigner sur l'état de contamination de ces sols par ces éléments. Dans ce cas, les vers de terre représentent le peuplement le plus représentatif du sol.

Dans ce contexte, les relations entre les vers de terre et les ETMs ont été étudiées dans des conditions naturelles et contrôlées, avec comme objectif principal de mettre en évidence l'importance bioindicative du taxon lombricien *Aporrectodea trapezoides* (Dugès, 1828) dans la biosurveillance de la contamination métallique des sols de bordures de l'oued Rhumel.

Dans un premier temps, l'étude a porté sur la caractérisation des sols des bordures de l'oued Rhumel et l'évaluation de leur degré de contamination par les ETMs. Les résultats obtenus indiquent que la fraction calcaire est le facteur le plus important qui contribue à l'augmentation du pH, à la stabilisation de la matière organique et au ralentissement de l'humification. Pour les ETMs, les teneurs totales étaient de 1,14, 62,7, 19,8, 26,4, 31,0 et 97,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les ETMs Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement. La majeure partie (> 80%) de ces éléments est d'origine naturelle alors que le reste (près de 20 %) représente leur fraction mobilisable. Ces teneurs variaient en fonction des paramètres pédologiques, en particulier la fraction calcaire. Globalement, la ville de Constantine serait la principale source d'enrichissement métallique des sols étudiés. Parmi les 6 éléments analysés, seuls les teneurs du Cd et du Pb dépassaient les seuils de contamination. Cet enrichissement est probablement dû à l'utilisation d'engrais phosphaté et/ou aux agglomérations urbaines.

Dans un second temps, il est proposé d'étudier le compartiment biologique choisi afin d'expliquer les différentes relations avec les paramètres physicochimiques. Les résultats montrent que le peuplement lombricien est représenté par deux familles et 10 taxons, cependant *A. trapezoides* représente le taxon le plus abondant, le plus dominant, le mieux distribué, et donc le plus représentatif. Il semble être adapté aux conditions particulières des sols étudiés. Les concentrations métalliques corporelles étaient de 4,7, 4,2, 10,16, 3,15, 34,85 et 210,31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les ETMs Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement. Selon le facteur de bioaccumulation, les vers d'*A. trapezoides* accumulent le Cd, le Pb et le Zn, et n'accumulent pas le Cr, le Cu et le Ni. Le Zn est le plus concentré du fait de son rôle essentiel. Par contre, l'accumulation du Cd et du Pb suggèrent que ces vers soient potentiellement exposés à des risques liés à l'augmentation de leurs teneurs dans les sols. Par ailleurs, les vers analysés ne se contentent pas de la fraction mobilisable, mais accumulent ces éléments à partir de la fraction totale.

La dernière partie de ce travail a été consacré à l'étude de l'impact des deux éléments qui contaminent le plus les sols étudiés (Cd et Pb) sur le taxon choisi, à travers une approche écotoxicologique où les vers ont été exposés à différentes concentrations de ces éléments. Les résultats obtenus ont confirmé la résistance de ces vers à des concentrations élevées et ont révélé aussi leur comportement d'évitement à la présence de ces éléments dans le sol.

En conclusion, cette étude a montré que le taxon *A. trapezoides* est un outil performant pour la biosurveillance de la contamination métallique des sols compte tenu de sa performance en biomasse et en nombre, et que ses individus accumulent les ETMs dans leur corps, ce qui confirme l'idée d'un modèle pour ce type d'études.

Mots clés :

sol, élément trace métallique, indice de contamination, ver de terre, biodiversité, *A. trapezoides*, bioconcentration, facteur de bioaccumulation, bioessai, toxicité, évitement.

Laboratoire de Biologie et Environnement, Université des Frères Mentouri, Constantine 1

Présenté devant le jury :

Mr	Harrat A.	Prof.	Univ. Frères Mentouri, Constantine 1	Président
Mme	Rached O.	Prof.	Ecole Supérieure de Biotechnologie	Directrice de Thèse
Mme	Berchi S.	Prof.	Ecole Supérieure de Biotechnologie	Examinatrice
Mme	Afri-Mehennaoui F-Z.	MCA.	Univ. Frères Mentouri, Constantine 1	Examinatrice
Mlle	Sahli L.	MCA.	Univ. Frères Mentouri, Constantine 1	Examinatrice
Mr	Chafaa S.	MCA.	Univ. Batna 2	Examinateur