

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

Université Constantine 1
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie Végétale et Ecologie

N° d'ordre :

Série :

THESE

Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences

Option : Pollution et Ecotoxicologie

Par : Abderrezak KRIKA

Thème

**Etude de la distribution des métaux lourds dans les
ripisylves de l'oued Rhumel.**

Présenté devant le jury :

Président :

Mr. Hacène Bousseboua.

Professeur, ENSB Constantine

Directrice de thèse :

Mme. Oualida Rached-Mosbah

Professeur, Université Constantine 1

Examineurs :

Mme. Dalila Nedjraoui.

Professeur, USTHB Alger

Mr. Essaïd Leghouchi.

Professeur, Université de Jijel

Mr. Ali Tahar

Professeur, Université d'Annaba

Mme. Fatima Zohra Mehennaoui.

MCA, Université Constantine 1

2013/2014

Liste des tableaux

Tableau 01. Revue bibliographique des formes de dépôt atmosphérique et des processus d'interaction avec le couvert forestier des ETM	19
Tableau 02. Propriétés physico-chimiques du plomb.....	22
Tableau 03. Propriétés physico-chimiques du cadmium	23
Tableau 04. Propriétés physico-chimiques du zinc	25
Tableau 05. Totaux pluviométriques annuels (en mm).....	39
Tableau 06. Températures annuelles moyennes (en °C).....	40
Tableau 07. Etapes et conditions d'extraction des métaux lourds des échantillons de sol.....	50
Tableau 08. Etapes et conditions d'extraction des métaux lourds des échantillons de plantes.....	51
Tableau 09. Taux de récupération du plomb, du cadmium et du zinc dans le sol.....	52
Tableau 10. Taux de récupération du plomb, du cadmium et du zinc dans la végétation.....	52
Tableau 11. Propriétés physico-chimiques des sols étudiés.....	54
Tableau 12. Répartition granulométrique des particules (%).....	64
Tableau 13. Teneurs totales en ETM des sols.....	65
Tableau 14. Résultats des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sols en fonction de la profondeur.....	74
Tableau 15. Résultats des teneurs totales moyennes (ppm) en éléments traces des sols en fonction de la profondeur.....	78
Tableau 16. Résultats des paramètres physico-chimiques des sols en fonction des types de placettes.....	82
Tableau 17. Résultats des teneurs totales moyennes (ppm) en éléments traces des sols en fonction des type de placettes.....	88
Tableau 18. Résultats des valeurs moyennes des variables physico-chimiques du sol en fonction des positions.....	98
Tableau 19. Résultats des teneurs moyennes (ppm) en éléments traces métalliques des sols en fonction des positions.....	103
Tableau 20. Teneurs en Pb, Cd et Zn des feuilles lavées (Lav) et non lavées (Nlav) du Tamaris.....	108
Tableau 21. Coefficients d'accumulation (CA) des ETM entre le sol et les feuilles du tamaris.....	113

Liste des figures

Figure 01. Origine des éléments traces métalliques dans le sol.....	05
Figure 02. Principaux flux des ETM dans le sol.....	07
Figure 03. Répartition des ETM dans les sols selon leur phytodisponibilité.....	09
Figure 04. Phytodisponibilité des ETM dans les sols.....	14
Figure 05. Représentation d'une coupe transversale de racine, avec la diffusion radiale des ions selon les voies symplastiques et apoplastiques, ainsi qu'un schéma de cellule végétale.....	16
Figure 06. Schéma simplifié du fonctionnement d'un écosystème forestier.....	17
Figure 07. Inéraction des apports atmosphériques avec le couvert forestier et modification de leur composition.....	18
Figure 08. Courbes dose/réponse schématiques des plantes aux métaux.....	20
Figure 09. Les différentes réponses des plantes à l'augmentation des concentrations en métaux dans le sol.....	21
Figure 10. Schéma d'une ripisylve	27
Figure 11. Schéma synthèse de l'importance de la ripisylve sur l'apport en sédiments.....	29
Figure 12. Schéma synthèse des conséquences de l'absence de ripisylve sur l'apport en nutriments et l'eutrophisation.....	30
Figure 13. Influence de la ripisylve sur le fonctionnement trophique dans les écosystèmes d'eau courante.....	31
Figure 14. Localisation des trois sous bassins versants formant la zone d'étude.....	35
Figure 15. Profil en long de l'Oued Kébir-Rhumel	36
Figure 16. Les grands domaines géologiques et hydrogéologiques du bassin versant Kébir-Rhumel.....	37
Figure 17. Réseau hydrographique et stations pluviométriques.....	38
Figure 18. Répartition mensuelle des précipitations pour les stations de Téléghma (a), Aïn El Bey (b) et Al Ancer (c).	39
Figure 19. Régime pluviométrique de trois stations-types (moyennes mensuelles 1996-2005).	40
Figure 20. Diagramme ombrothermique de Bagnoul et Gausson pour les trois stations-types (période 1996-2005).....	41
Figure 21. Carte des zones bioclimatiques du bassin versant Kébir-Rhumel.....	41

Figure 22. Couverture végétale du bassin versant Kébir-Rhumel.....	43
Figure 23. Etat des bordures de l'oued dans la zone d'étude.....	44
Figure 24. Localisation des principales Industries et agglomérations du bassin versant Kébir-Rhumel.....	44
Figure 25. Localisation des stations d'échantillonnage.....	45
Figure 26. Plan et méthode de prélèvement des échantillons.....	46
Figure 27. Appareil utilisé pour le dosage des éléments traces dans le sol et la végétation.....	51
Figure 28. Variation spatiales des paramètres physico-chimiques des sols.....	55
Figure 29. Régression du pH en fonction du calcaire total (<i>a</i>) et des limons (<i>b</i>).....	56
Figure 30. Régression de la matière organique en fonction du calcaire total (<i>a</i>), de la CEC (<i>b</i>), des argiles (<i>c</i>), des limons (<i>d</i>) et des sables (<i>e</i>).....	58
Figure 31. Régression de la conductivité électrique en fonction de la matière organique (<i>a</i>), du calcaire total (<i>b</i>), des argiles (<i>c</i>), des limons (<i>d</i>) et des sables (<i>e</i>).....	60
Figure 32. Régression du calcaire total en fonction de l'argile (<i>a</i>), des limons (<i>b</i>) et des sables (<i>c</i>).....	61
Figure 33 Régression de la CEC en fonction de l'argile (<i>a</i>), des limons (<i>b</i>) et des sables (<i>c</i>).....	63
Figure 34. Teneurs totales moyennes en plomb (<i>a</i>), en cadmium (<i>b</i>), en zinc (<i>c</i>), en manganèse (<i>d</i>) et en fer (<i>e</i>) en fonction des stations.....	65
Figure 35. Régression du plomb en fonction du pH (<i>a</i>), la matière organique (<i>b</i>), le calcaire total (<i>c</i>), l'argile (<i>d</i>), le limon (<i>e</i>) et le sable (<i>f</i>).....	68
Figure 36. Régression du cadmium en fonction du pH (<i>a</i>) de Mn (<i>b</i>) et de la CEC.....	71
Figure 37. Régression du zinc en fonction de l'argile (<i>a</i>) et de Mn (<i>b</i>).....	73
Figure 38. Variations des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques du sol en fonction de la profondeur.....	75
Figure 39. Variations des teneurs moyennes en éléments traces en fonction de la profondeur du sol.....	79
Figure 40. Régression de l'interaction manganèse/fer.....	82
Figure 41. Variations des teneurs moyennes des paramètres physico-chimiques en fonction des types de placettes.....	83
Figure 42. Variations des teneurs totales moyennes en éléments traces en fonction des types de placettes.....	89

Figure 43. Régression du plomb total en fonction de la matière organique (<i>a</i>) et de l'argile (<i>b</i>) dans les placettes sous végétation.....	101
Figure 44. Régression du plomb total en fonction du pH (<i>a</i>), de la CEC (<i>b</i>), des limons (<i>c</i>) et des sables (<i>d</i>) dans les placettes nues.....	91
Figure 45. Régression du cadmium total en fonction du manganèse (<i>a</i>) et du pH (<i>b</i>) dans les placettes sous végétation.....	92
Figure 46. Régression du cadmium total en fonction du pH (<i>a</i>), de la CEC (<i>b</i>), des limons (<i>c</i>) et des sables (<i>d</i>) dans les placettes nues.....	93
Figure 47. Régression du zinc total en fonction de l'argile (<i>a</i>) et de conductivité électrique (<i>b</i>) dans les placettes sous végétation.....	95
Figure 48. Régression du zinc total en fonction du fer (<i>a</i>) et de manganèse (<i>b</i>) dans les placettes nues.....	96
Figure 49. Résultats des valeurs moyennes des variables physico-chimiques du sol en fonction des positions.....	99
Figure 50. Variations des teneurs moyennes en éléments traces métalliques du sol en fonction des positions.....	104
Figure 51. Comparaison des teneurs en Pb, Cd et Zn dans les feuilles lavées (Lav) et non lavées (Nlav) du tamaris.	110
Figure 52. Variation spatiales des teneurs en Pb (<i>a</i>), en Cd (<i>b</i>) et en Zn (<i>c</i>) des feuilles non lavées du tamaris.....	111
Figure 53. Régression des teneurs en zinc du sol et celles des feuilles non lavées (<i>a</i>) et lavées (<i>b</i>).....	114

Liste des annexes

Annexe 01 : Résultats bruts des paramètres physico-chimiques obtenus dans les dix stations étudiées.

Annexe 02 : Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des paramètres physico-chimiques en fonction des stations (*effet station*).

Annexe 03 : Triangle texturale et classes texturales.

Annexe 04 : Résultats bruts des teneurs totales en éléments traces métalliques obtenus dans le sol des dix stations étudiées.

Annexe 05 : Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des éléments traces métalliques en fonction des stations (*effet station*).

Annexe 06 : Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des paramètres physico-chimiques et des teneurs en éléments traces métalliques en fonction de la profondeur (*effet profondeur*).

Annexe 07 : Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques en fonction de la profondeur (*effet profondeur*).

Annexe 08 : Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des paramètres physico-chimiques entre les placettes sous végétation et les placettes nues (*effet placette*).

Annexe 09 : Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les placettes sous végétation et les placettes nues (*effet placette*).

Annexe 10 : Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » : comparaison des paramètres physico-chimiques dans les deux types de placettes en fonction de position (*effet position*).

Annexe 11 : Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques dans les deux types de placettes en fonction des positions (*effet position*).

Annexe 12 : Résultats des teneurs en éléments traces métalliques dans les feuilles non lavées (Nlav) et les feuilles lavées (lav) du tamaris.

Annexe 13 : Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les feuilles non lavées et les feuilles lavées.

Annexe 14 : Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques des dix stations des les feuilles non lavées. (*effet station*).

Liste des abréviations

- A.B.H** : Agence de Bassin Hydrographique.
- AFNOR** : L'Association Française de Normalisation.
- AFES** : l'Association Française pour l'Etude des Sols.
- CA** : Coefficient d'accumulation.
- CaCO₃** : carbonate de calcium.
- Cd** : Cadmium.
- CE** : Conductivité électrique.
- CEC** : Capacité d'échange cationique.
- CdCO₃** : Carbonate de cadmium.
- CdO** : Oxyde de cadmium.
- CdCl₂** : Chlorure de cadmium.
- EDTA** : Acide éthylène diamine tétraacétique.
- ETM** : Eléments traces métalliques.
- FAO** : Food and Agriculture Organization.
- Fe** : Fer.
- FeO** : Oxyde de fer.
- HAsO⁻²₄** : Anion hydrogéoarséniate.
- ISRIC** : International Soil Reference and Information Centre.
- MFC** : Ministère Français de Coopération
- Pb (OH)₂** : Hydroxyde de plomb.
- Mn** : Manganèse.
- MO** : Matière organique.
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé.
- ONM** : Office National de Météorologique.
- Pb** : Plomb.
- PbCO₃** : Carbonate de plomb.
- ppm** : partie par million (mg.kg⁻¹).
- STEP** : Station d'Épuration des Eaux Usées.
- UNEP** : United Nations Environment Programme.
- ZnS** : Sulfure de zinc.
- Zn** : Zinc

Sommaire

Introduction.....	01
-------------------	----

Partie I: Synthèse bibliographique

1. Les éléments traces métalliques (ETM) ou métaux lourds.....	04
1.1. Définitions.....	04
1.2. Origine de la contamination des sols par les ETM.....	04
1.2.1. Origine naturelle.....	04
1.2.2. Origine anthropique.....	05
1.3. Transfert des ETM dans le sol.....	06
1.4. Spéciation, mobilité et biodisponibilité des ETM dans le sol.....	07
1.5. Paramètres influençant la mobilité des ETM.....	09
1.5.1. Le pH.....	09
1.5.2. Le potentiel d'oxydo-réduction.....	10
1.5.3. La matière organique.....	10
1.5.4. La capacité d'échange cationique (CEC).....	11
1.5.5. Les argiles.....	11
1.5.6. Les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse.....	12
1.5.7. Les carbonates.....	12
1.6. Transfert des ETM du sol vers la plante.....	13
1.6.1. Mécanismes de transfert des ETM dans les plantes.....	13
1.6.1.1. Absorption foliaire.....	13
1.6.1.2. Absorption racinaire.....	14
1.6.1.3. Translocation des ETM des racines vers les parties aériennes.....	15
1.7. Dynamique des ETM au sein des écosystèmes forestiers.....	16
1.7.1. Cycles des ETM dans un écosystème forestier.....	16
1.7.2. Apports atmosphériques des ETM sur les écosystèmes forestiers.....	18
1.7.3. Interaction des apports atmosphériques avec le couvert forestier.....	18
1.7.4. L'étude des pluvioléssivats : un moyen d'étude des processus ayant lieu au niveau du couvert.....	19

1.8. Comportement des végétaux face à une pollution métallique.....	20
1.8.1. Phytotoxicité des ETM.....	20
1.8.2. Réponses des végétaux face à la toxicité des ETM.....	21
1.9. Les éléments traces métalliques étudiés.....	22
1.9.1. Le plomb (Pb).....	22
1.9.1.1. Origine géogène.....	22
1.9.1.2. Le plomb dans le sol.....	22
1.9.1.3. Teneurs limites en plomb dans le sol.....	22
1.9.1.4. Biodisponibilité du plomb.....	23
1.9.1.5. Toxicité du plomb.....	23
1.9.2. Le cadmium (Cd).....	23
1.9.2.1. Origine géogène.....	23
1.9.2.2. Le cadmium dans le sol.....	24
1.9.2.3. Teneurs limites en cadmium dans le sol.....	24
1.9.2.4. Biodisponibilité du cadmium.....	24
1.9.2.5. Toxicité du cadmium.....	25
1.9.3. Le zinc (Zn).....	25
1.9.3.1. Origine géogène.....	25
1.9.3.2. Le zinc dans le sol.....	26
1.9.3.3. Teneurs limites en zinc dans le sol.....	26
1.9.3.4. Biodisponibilité du zinc.....	26
1.9.3.5. Toxicité du zinc.....	27
2. Les ripisylves.....	27
2.1. Définition.....	27
2.2. Fonctionnement de la ripisylve en lien avec la qualité de l'eau.....	28
2.2.1. Erosion.....	28
2.2.2. Sédiments.....	28
2.2.3. Nutriments.....	30
2.2.4. Eléments traces métalliques.....	30
2.2.5. Contrôle trophique.....	31
2.2.6. Régulateur thermique.....	32
2.3. Les ripisylves méditerranéennes.....	32
2.3.1. Caractéristiques générales.....	32
2.3.2. Physionomie.....	32

2.3.3. Menaces et vulnérabilité.....	33
2.4. Caractéristiques botaniques et écologiques de tamaris.....	33

Partie II : Matériel & méthodes

1. Caractérisation de la zone d'étude.....	35
1.1. Localisation de la zone d'étude.....	35
1.2. Le cadre géologique et hydrologique.....	36
1.2.1. Le domaine des Hautes-Plaines Sud-Constantinoises (D-I).....	36
1.2.2. Le bassin néogène de Constantine-Mila (D-II).....	37
1.2.3. Le domaine des nappes tectoniques de Djemila (D-III).....	37
1.2.4. Le domaine de la dorsale kabyle et des massifs gréseux numidiens (D-IV).....	38
1.2.5. Le domaine du socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabylie d'El Milia (D-V)	38
1.3. Le cadre hydroclimatique.....	38
1.3.1. Climatologie.....	38
1.3.1.1. Précipitations.....	38
1.3.1.2. Températures.....	40
1.2.3. Réseau hydrographique.....	42
1.2.4. La végétation.....	42
1.2.4.1. La végétation forestière.....	42
1.2.4.2. La végétation des terres cultivées.....	42
1.3. Les sources de contamination.....	43
1.3.1. Les industries.....	44
1.3.2. Le trafic routier.....	44
2. Méthodologie.....	45
2.1. Plan d'échantillonnage et choix des stations.....	45
2.2. Caractéristiques des stations.....	47
2.3. Prélèvement des échantillons et conservation.....	48
2.4. Préparation des échantillons de sol et de végétation avant l'analyse élémentaire.....	48
2.4.1. Préparation physique des échantillons.....	48
2.5. Analyses physico-chimiques.....	49
2.5.1. La granulométrie.....	49
2.5.2. Le pH-eau.....	49
2.5.3. Le carbone organique (C%).....	49

2.5.4. Le conductivité électrique (CE).....	50
2.5.5. Le calcaire total (CT).....	50
2.5.6. La capacité d'échange cationique (CEC).....	50
2.6. Méthode d'extraction et d'analyse d'ETM dans le sol et la végétation.....	50
2.6.1. Extraction des teneurs presque totales dans le sol (attaque à l'eau régale).....	50
2.6.2. Préparation des extraits de plantes.....	51
2.6.3. Méthode d'analyse.....	51
2.7. Traitement statistique des résultats.....	53

Partie III : Résultats & discussion

1. Distribution spatiale des paramètres physico-chimiques et des éléments traces métalliques.....	54
1.1. Les paramètres physico-chimiques.....	54
1.1.1. Le pH.....	54
1.1.2. La matière organique ((MO)....	56
1.1.3. La conductivité électrique (CE).....	59
1.1.4. Le calcaire total (CT).....	60
1.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC).....	62
1.1.6. La granulométrie.....	63
1.2. Les éléments traces métalliques (Pb, Cd et Zn).....	64
1.2.1. Le plomb (Pb).....	66
1.2.2. Le cadmium (Cd).....	69
1.2.3. Le zinc (Zn).....	72
1.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn).....	73
2. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction de la profondeur.....	74
2.1. Distribution des paramètres physico-chimiques.....	74
2.1.1. Le pH.....	74
2.1.2. La matière organique (MO).....	76
2.1.3. La conductivité électrique (CE).....	76
2.1.4. Le calcaire total (CT).....	76
2.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC).....	77
2.1.6. La fraction fine (argile et limons).....	77
2.1.7. La fraction sableuse.....	77
2.2. Distribution des ETM en fonction de la profondeur.....	78
2.2.1. Le plomb (Pb).....	78

2.2.2. Le cadmium (Cd).....	80
2.2.3. Le zinc (Zn).....	80
2.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn).....	81
3. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction des types de placettes.....	82
3.1. Les paramètres physico-chimiques.....	82
3.1.1. Le pH.....	82
3.1.2. La matière organique (MO).....	84
3.1.3. La conductivité électrique (CE).....	84
3.1.4. Le calcaire total (CT).....	85
3.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC).....	85
3.1.6. La fraction fine (argile et limons).....	86
3.1.7. La fraction sableuse.....	87
3.2. Distribution des ETM en fonction des types de placettes.....	87
3.2.1. Le plomb (Pb).....	88
3.2.2. Le cadmium (Cd).....	91
3.2.3. Le zinc (Zn).....	94
3.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn).....	96
4. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction des positions.....	97
4.1. Les paramètres physico-chimiques.....	97
4.1.1. Le pH.....	97
4.1.2. La matière organique (MO).....	97
4.1.3. La conductivité électrique (CE).....	100
4.1.4. Le calcaire total (CT).....	101
4.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC).....	101
4.1.6. La fraction fine (argile et limons).....	102
4.1.7. La fraction sableuse.....	103
4.2. Distribution des ETM en fonction des positions.....	103
4.2.1. Le plomb (Pb).....	104
4.2.2. Le cadmium (Cd).....	105
4.2.3. Le zinc (Zn).....	106
4.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn).....	108
5. Concentrations en ETM étudiés (<i>Pb, Cd et Zn</i>) des feuilles.....	108
5.1. Concentrations en plomb.....	108
5.2. Concentrations en cadmium.....	110
5.3. Concentrations en zinc.....	112

6. Relation entre les concentrations en ETM des sols et celles des feuilles.....	115
Conclusion	116
Références bibliographiques.....	118
Annexes	

Introduction générale

Actuellement, une gamme importante et très diversifiée de contaminants existe dans l'environnement. Il s'agit principalement de métaux traces, de substances organiques combustibles, de nombreux xénobiotiques, de déchets dangereux divers, de produits pétroliers... Ils se divisent globalement en deux catégories : les composés organiques et les composés inorganiques.

Les contaminants inorganiques majeurs sont les métaux traces, considérés comme des micropolluants. Ils représentent un problème spécifiquement différent des contaminants organiques car, contrairement à ces derniers, ils ne peuvent pas être dégradés par les microorganismes. Ils sont, de ce fait, « immobilisés » ou extraits [Brunet, 2008].

Ces micropolluants inorganiques, appelés aussi éléments traces métalliques (ETM), sont présents naturellement dans les sols, sous une forme le plus souvent peu mobile et à des teneurs très faibles. Leur origine est liée à leur présence dans la roche mère « fond pédogéochimique ». Elle peut être également le résultat des activités humaines : industrielles, agricoles et ménagères, accrues par la croissance de l'urbanisation et de l'industrialisation.

Le trafic automobile, par ces émissions de micropolluants métalliques, présente également une source importante de pollution des eaux, des sols ainsi que de la végétation bordant les axes routiers. Les eaux de ruissellement de la chaussée et les gaz émis par la circulation automobile génèrent ainsi une source importante de contamination par les micropolluants métalliques : le plomb, le zinc et le cadmium [Marcos, 2001].

Plusieurs études ont montré que les sols se comportent généralement comme des systèmes accumulateurs des éléments traces métalliques [Bourrelier et Berthelin, 1998 ; Colinet, 2003 ; Dère, 2006]. Cependant, la biodisponibilité et la toxicité de ces éléments dans le sol est conditionnée par les caractéristiques physico-chimiques du milieu [Baize, 1997]. Les variations de ces conditions gouvernent les multiples réactions d'adsorption/désorption, de précipitations/dissolution, d'oxydation/réduction..., qui contrôlent la nature et le devenir de ces éléments traces [Lindsay, 1979 ; Mc Bride, 1989].

Par ailleurs, les minéraux secondaires, comme les argiles et les oxyhydroxydes de fer et de manganèse, ainsi que la matière organique sont les principaux constituants solides du sol, ils contribuent au piégeage des polluants métalliques comme le zinc et le plomb [Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Alloway, 2013]. La présence de ces éléments, sous la forme de colloïdes, joue un rôle déterminant dans le transfert de ces micropolluants métalliques vers d'autres matrices biologiques, les végétaux en particulier.

Il est largement avéré que la présence des éléments traces métalliques dans le sol et les végétaux constitue aujourd'hui un réel danger pour l'environnement. C'est pourquoi la compréhension du transfert, de l'accumulation et du devenir de ces contaminants métalliques d'origine anthropique dans le système sol-plante est nécessaire à l'évaluation du risque encouru pour les écosystèmes.

Les ripisylves font l'objet, depuis des années, d'une attention particulière car elles jouent un rôle de protection de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines qui les traversent. En effet, la capacité épuratrice des formations boisées est plus forte que celle des zones prairiales et à fortiori de zones cultivées [Fustec *et al.*, 1991b ; Takatert, 1999].

Peterjohn et Correl [1984] ont évalué les capacités de stockage des arbres et montré que la part d'azote prélevée par les végétaux d'une ripisylve contribue pour un tiers à la diminution de la teneur en azote de la nappe d'eau souterraine. Knauer et Mander [1990] mettent en évidence une fixation spécifique des métaux en fonction des formations végétales. Elle est importante pour le plomb et le chrome sous les bandes boisées d'aulnes et pour le cuivre sous les prairies naturelles.

Pour le sol, en plus de l'enracinement qui permet le maintien en place de ce dernier et donc d'éviter une érosion excessive, les formations forestières peuvent avoir un rôle actif de fixation des contaminants, grâce au stockage important de la matière organique. En fait, les sols des forêts riveraines ont une teneur en matière organique plus élevée que les sols agricoles. Cette dernière joue un rôle important dans la fixation et l'accumulation des métaux dans le sol, dans leur disponibilité, dans leur toxicité vis-à-vis des plantes et des organismes de sol, ainsi que dans leur transport vers les nappes d'eaux souterraines [Twardowska et Kyziol, 2003].

La tamaricée est parmi les formations végétales les plus fréquentes qui composent la ripisylve de l'oued Kébir-Rhumel. Ce dernier est localisé dans la région de l'Est Algérien où il est considéré comme un cours d'eau des plus représentatifs de la région, par son débit et son impact économique sur la région nord-est Algérienne. Il traverse deux zones bioclimatiques différentes : le semi-aride en amont de Constantine et le sub-humide à son aval. Cet important oued traverse différentes formations lithologiques et présente une grande variation topographique : un dénivelé de plus de 400m sépare sa partie amont de sa partie aval. Il comporte au milieu de son parcours le plus grand barrage d'Algérie, avec une contenance d'un milliard de m³.

L'oued Kébir-Rhumel, en longeant la route nationale N°43, se trouve bordé par une tamaricée composée essentiellement du *Tamarix africana* et occasionnellement du *Tamarix*

gallica. Cette tamaricée présente une structure plus ou moins dégradée et entrecoupée à plusieurs endroits par de larges espaces de terres totalement dénudées.

Dans la littérature, les tamarix sont considérés par de nombreux auteurs [Grubb *et al.*, 1997 ; Ellis, 1995 ; Di Tomaso, 1998 ; Zavaleta, 2000] comme des arbres très nuisibles à leurs environnement, en particulier pour leur effet de salinisation des sols. Or, cette salinisation peut favoriser le lessivage des éléments traces métalliques qui y sont présents et réduire ainsi leur rétention par les sols [Acosta *et al.*, 2011]. Cependant, d'autres auteurs [Yin *et al.*, 2010] ont au contraire mis en évidence une faible salinisation des sols des tamarix et une augmentation de leurs teneurs en matière organique des sols.

Objectifs de l'étude

Ce travail vise à déterminer la nature de l'impact de la tamaricée, dans ses différents rôles possibles : rôle nuisible sur les sols des bordures de l'oued Kébir-Rhumel en favorisant leur salinisation, rôle d'amélioration des caractéristiques physico-chimiques du sol en générant des quantités significatives de matière organique ou rôle neutre sans impact réel. Le plomb, le cadmium et le zinc étant encore largement présents dans les carburants automobiles en Algérie et l'oued étant longé par la route, cette étude a également pour objectif de déterminer si la tamaricée permet une plus grande rétention du plomb, du cadmium et du zinc atmosphériques dans son sol, comparativement au sol nu ou, au contraire, en salinisant le sol et défavorisant la fixation et l'accumulation de ces éléments en son sein.

Organisation générale de l'étude

La présentation de ce travail s'organise autour de trois chapitres:

- ❖ le premier chapitre est consacré d'abord à des rappels bibliographiques concernant les éléments traces métalliques, leur origine, leur comportement et leurs effets sur l'environnement. Cette revue bibliographique est ensuite étendue aux notions usuelles et scientifiques d'une ripisylve, à son rôle et à son mode de fonctionnement.
- ❖ L'ensemble de la démarche expérimentale est présenté dans le deuxième chapitre où est décrit, en premier lieu, le bassin versant Kébir-Rhumel, ses caractéristiques physiques, son cadre hydroclimatique ainsi que la nature de son couvert végétal. En second lieu est détaillé le mode expérimental et la méthodologie mise en place en vue de répondre aux objectifs fixés.
- ❖ Le troisième chapitre expose les résultats obtenus, illustrés sous forme de tableaux et d'histogrammes, ils sont accompagnés de leur discussion.

Enfin, l'étude est clôturée par une conclusion générale, suivie des perspectives envisagées à l'issue de ce travail.

Chapitre I

Synthèse bibliographique

1. Les éléments traces métalliques (ETM) ou métaux lourds

1.1. Définitions

Les éléments traces métalliques (ETM) correspondent aux 68 éléments minéraux constituant la croûte terrestre avec des concentrations pour chacun d'entre eux inférieures à 0.1 % et représentant seulement 0,6 % du total des éléments [Baize, 1997].

Il est à noter que dans la littérature le terme « métaux lourds » est souvent utilisé comme synonyme des ETM ou éléments traces. Cependant, l'utilisation de ce terme est critiquée [Duffus, 2002; Hodson, 2004], car certains auteurs définissent les métaux lourds selon leur densité (à partir de 3.5 à 6 g cm⁻³), d'autres, en fonction de leur masse atomique ou de leur numéro atomique. De plus, l'appellation « métaux lourds » est souvent utilisée pour désigner des éléments qui ne sont pas des métaux tels que l'arsenic ou le sélénium [Park *et al.*, 2011].

Ces éléments sont capables de s'accumuler dans les matrices biologiques et d'être toxiques pour les êtres vivants à des concentrations assez faibles (0.01 % de la matière sèche) [Nabulo *et al.*, 2011 ; Singh *et al.*, 2010]. Certains ETM participent activement à certains processus biologiques en tant que cofacteur de certaines enzymes et sont nécessaires pour l'organisme, à de faibles concentrations. C'est le cas du bore (B), du cuivre (Cu), du fer (Fe), du manganèse (Mn), du molybdène (Mo) ou du zinc (Zn). Pour les autres éléments, comme Cd, Pb, mercure (Hg) ou bismuth (Bi), aucun rôle biologique n'est connu dans les organismes vivants [Alturiqi et Albedair, 2012 ; Alloway, 2013].

1.2. Origine de la contamination des sols par les ETM

Le problème principal avec les ETM comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols. Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique (fig. 01).

1.2.1. Origine naturelle

Les ETM sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique : concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique [Baize, 1997; Burak *et al.*, 2010].

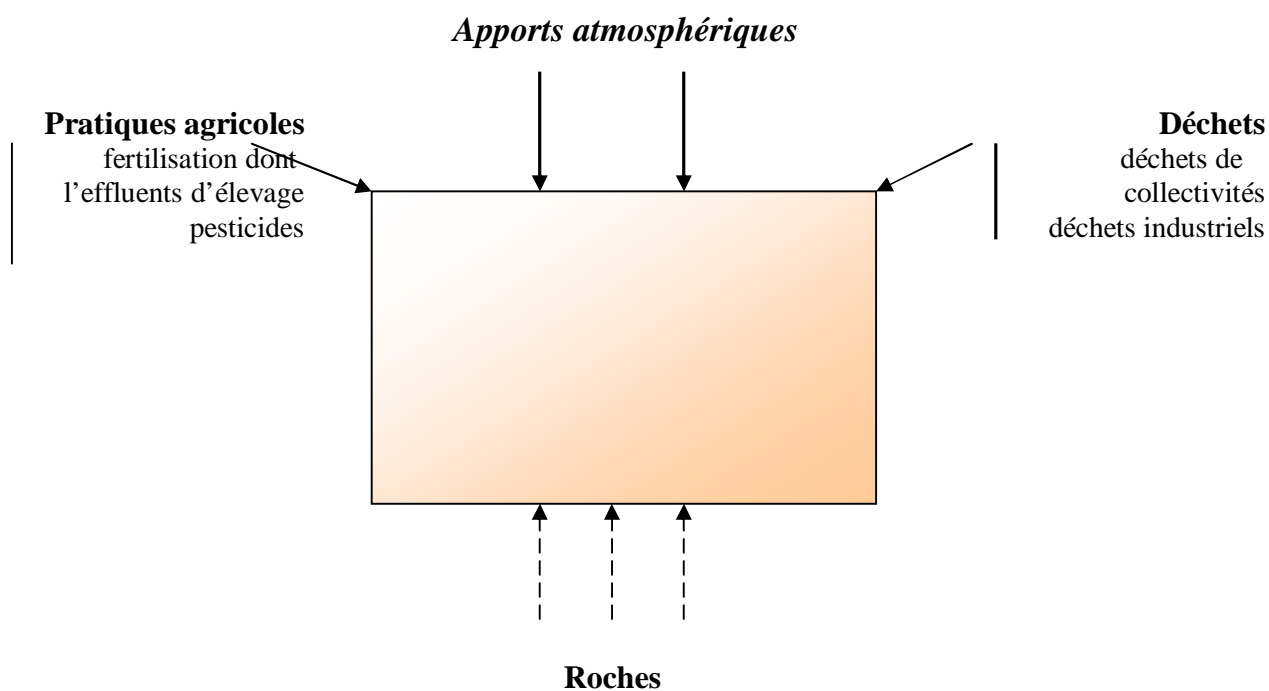


Figure 01. Origine des éléments traces métalliques dans le sol [D'après Robert et Juste, 1999].

Toutefois, des sols situés dans des zones rurales, éloignées de toutes activités industrielles ou anthropiques, actuelles ou passées, peuvent présenter des teneurs en métaux largement supérieures à celles communément rencontrées en absence de contamination. Ces « contaminations naturelles » se rencontrent au niveau d'accidents géologiques ayant entraîné l'affleurement de couches riches en minerais : les processus pédogénétiques ont alors enrichis naturellement les horizons de surface [Baize, 1997].

Ainsi, les sols formés sur des sables quartzeux renferment des quantités extrêmement faibles d'éléments traces métalliques (moins de 0.05 mg/kg de matière sèche de Cd, moins de 5 mg/kg de matière sèche de Cu), alors que ceux qui se sont formés sur des sédiments calcaires ou marneux, ou des schistes sont plus riches (0.5 à 1 mg/kg de matière sèche de Cd et de 25 à 50 mg/kg de matière sèche de Cu) [Perrono, 1999].

1.2.2. Origine anthropique

Les concentrations mesurées dans les sols sont liées, pour l'essentiel, à des émissions d'origine anthropiques [Wu *et al.*, 2011] :

♦ **les sources agricoles** correspondent aux impuretés présentes dans les produits phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides), les lisiers (Cu, Zn, Cd) ou les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais

phosphatés). La contamination provient d'apports directs gérés au niveau de la parcelle ou de son environnement proche par les eaux de ruissellement [Shah *et al.*, 2010; Sekomo *et al.*, 2011] .

◆ **les sources urbaines** regroupent l'épandage des boues de station d'épuration ou des boues de curage (apport de Cr, Cu et Pb), l'incinération de déchets domestiques (Cd) ou le trafic routier (apport de Zn, de Cd lors de la combustion des carburants ou de Pb utilisé comme antidétonant) [Li *et al.*, 2009b ; Janoš *et al.*, 2010 ; Rodriguez *et al.*, 2011 ; Yang *et al.*, 2011].

◆ **les sources industrielles** émettent dans l'environnement tous les éléments métalliques par les activités métallurgiques telles que le traitement des minerais, l'exploitation minière, le raffinage, l'élaboration d'alliages ou d'acier mais aussi lors de processus industriels plus élaborés comme le recyclage du plomb des batteries ou l'élaboration de peintures [Khelifi et Hamza-Chaffai, 2010 ; Min *et al.*, 2013]. L'essentiel des émissions retombe sous forme de poussières dans un rayon proche du site industriel émetteur (3 à 5 km).

D'une manière plus globale, les sources urbaines et industrielles entraînent une contamination en éléments traces à la fois diffuse, avec des retombées atmosphériques lointaines, et locale par les retombées atmosphériques proches. Ainsi, 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement provient du trafic routier par l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion : cette contamination peut être visible jusqu'à 320m de part et d'autre d'une autoroute, avec un maximum observé sur entre 5 et 20 m [Viard *et al.*, 2004].

1.3. Transferts des ETM dans le sol

Le devenir des ETM va dépendre de différents facteurs, tels que les paramètres physico-chimiques et biologiques des sols, qui vont contrôler les processus d'adsorption sur les surfaces des particules solides (argiles, hydroxydes, matières organiques), de complexation avec des ligands organiques, de précipitation de surface, d'échanges ioniques ou de précipitation sous forme de sels ou coprécipitation [Vymazal *et al.*, 2010 ; ElBishlawi *et al.*, 2013]. Les flux de sortie des ETM du sol sont variés et assez difficiles à évaluer. Les ETM peuvent atteindre les eaux de surface ou souterraines via le transfert latéral ou vertical dans les sols (fig. 02), ils peuvent être absorbés par les plantes ou les organismes du sol ainsi que par l'homme [Pagnanelli *et al.*, 2009].

Les transferts latéraux et verticaux des ETM peuvent être sous forme de particules colloïdales (tels que les argiles, la matière organique dissoute, les microorganismes) ou

solubles [Walling et Collins, 2008 ; Rickson, 2013]. La méso- et macrofaune contribuent aussi au transfert des éléments traces métalliques [Fernandez *et al.*, 2007].

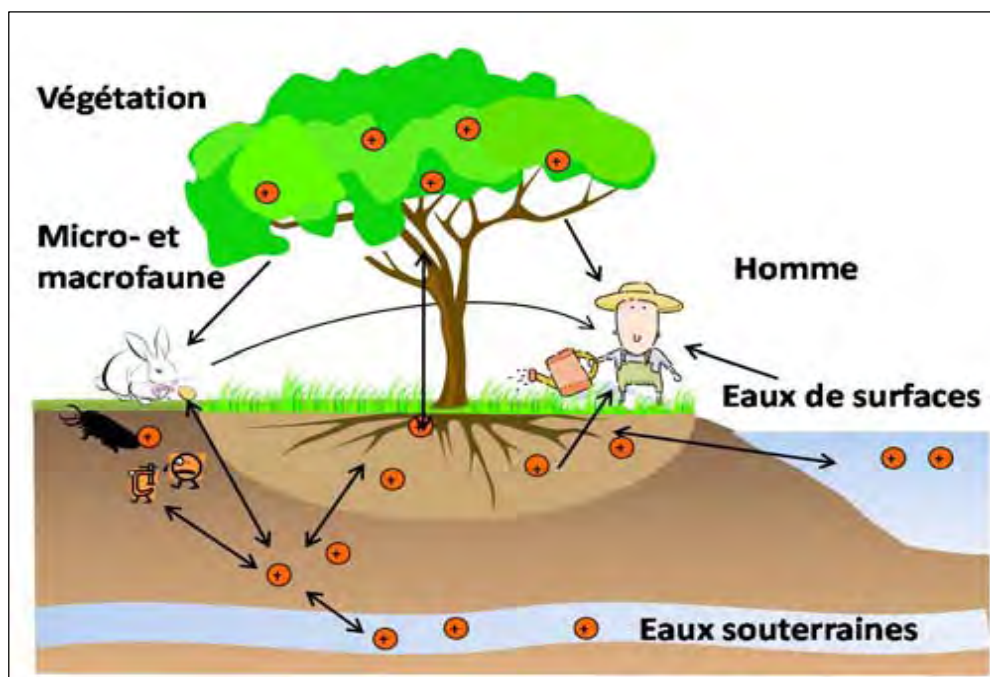


Figure 02. Principaux flux des ETM dans le sol [Lopareva-Pohu, 2011].

Il est à noter l'existence de circulations préférentielles des eaux et des colloïdes dans les sols en lien avec la porosité du sol, les galeries racinaires ou de vers de terre. L'érosion hydrique ou éolienne joue aussi un rôle important dans les transferts des ETM en surface des sols [Rickson, 2013].

1.4. Spéciation, mobilité et biodisponibilité des ETM dans le sol

La teneur en élément métallique dans un sol ne peut être une indication suffisante pour évaluer sa mobilité, sa biodisponibilité et sa toxicité pour les organismes vivants (microorganismes, plantes, animaux, hommes) [He *et al.*, 2009a]. Plus que sa teneur, c'est la forme sous laquelle se trouve l'élément, i.e. la *spéciation*, qui est déterminante : en solution, sous forme ionique ou des complexes, colloïdale, ou sous forme solide, lié à des phases minérales et/ou organiques [Singh et Kalamdhad, 2012].

La spéciation peut être définie comme la distribution d'un élément donné ou d'un composé au sein de différentes formes (ou espèces) chimiques qui dans l'ensemble représentent la teneur totale de l'élément [Cai *et al.*, 2007]. Ces espèces sont différenciées selon leur composition isotopique, leur structure électronique, leur état d'oxydation, et/ou leur structure moléculaire.

La forme chimique des métaux affecte leur biodisponibilité et leur capacité de transfert vers les écosystèmes, par exemple les métaux dissous sont plus disponibles pour les plantes et les organismes que les métaux fortement liés à des structures cristallines hormis dans le cas d'une altération du minéral [Monterroso *et al.*, 2013].

Différents facteurs contrôlent la spéciation : le pH, la teneur en matière organique et sa nature, les teneurs en argile, en anions et cations, en oxydes de Fe, d'Al et de Mn, le potentiel rédox, la présence d'agents complexants [Wu *et al.*, 2010 ; Van den Brink *et al.*, 2010 ; Zeng *et al.*, 2011]. Ainsi, dans les sols acides en conditions oxydantes, les métaux sont plus mobiles et biodisponibles que dans les sols peu aérés, neutres ou alcalins [Kabata-Pendias, 2004].

Les éléments métalliques dans la phase liquide, en solution du sol, sont considérés comme les plus mobiles, biodisponibles et toxiques. La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu, la phase liquide du sol représentant le compartiment ultime [Juste, 1988 ; Liu *et al.*, 2013]. Elle peut être étudiée au travers du changement de phase porteuse d'un élément [McBride, 1994]. A l'échelle d'un solum, la mobilité d'un élément peut être évaluée en étudiant sa distribution verticale ou latérale.

L'élément métallique dans la solution du sol est considéré comme étant potentiellement disponible pour être prélevé par un organisme vivant donné (plante, microorganisme, etc.), autrement dit *biodisponible* [Juste *et al.*, 1995]. La biodisponibilité est l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment quelconque du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, mésofaune...) [Juste, 1988].

Selon Peijnenburg *et al.*, (2007), la biodisponibilité est un des outils permettant d'évaluer à la fois le danger et le risque d'une contamination. La phytodisponibilité peut être définie comme la quantité d'un métal donné susceptible d'être transférée dans la plante durant son développement. La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux ions capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante. Trois processus successifs caractérisent la phytodisponibilité. Le premier, est le passage des éléments de la phase solide vers la solution du sol. Le deuxième processus concerne le transport de l'élément par diffusion et/ou advection vers les surfaces racinaires. Enfin, le dernier processus consiste en l'absorption du métal par les cellules racinaires puis, en son transport et sa distribution à l'intérieur du végétal [Morel, 1997; Clemens *et al.*, 2002]. De manière simplifiée, la quantité totale d'un élément dans le sol peut être répartie en quatre pools (fig. 03). Les deux premiers correspondent aux ions qui sont immédiatement disponibles pour la plante. Il s'agit d'une part, des ions solubles présents dans la solution du sol et d'autre part, des ions faiblement

adsorbés sur la phase solide du sol et échangeables avec la solution du sol. Le troisième pool rassemble les ions fortement liés à la phase solide, mais accessibles pour les racines des plantes du fait de leur passage dans la solution du sol pendant la période de croissance de la plante. La proportion de ce pool, appelé fraction phytodisponible, fluctue donc au cours du temps. Le dernier pool est constitué d'ions peu mobiles, supposés non disponibles pour la plante lors de sa croissance [Morel, 1997].

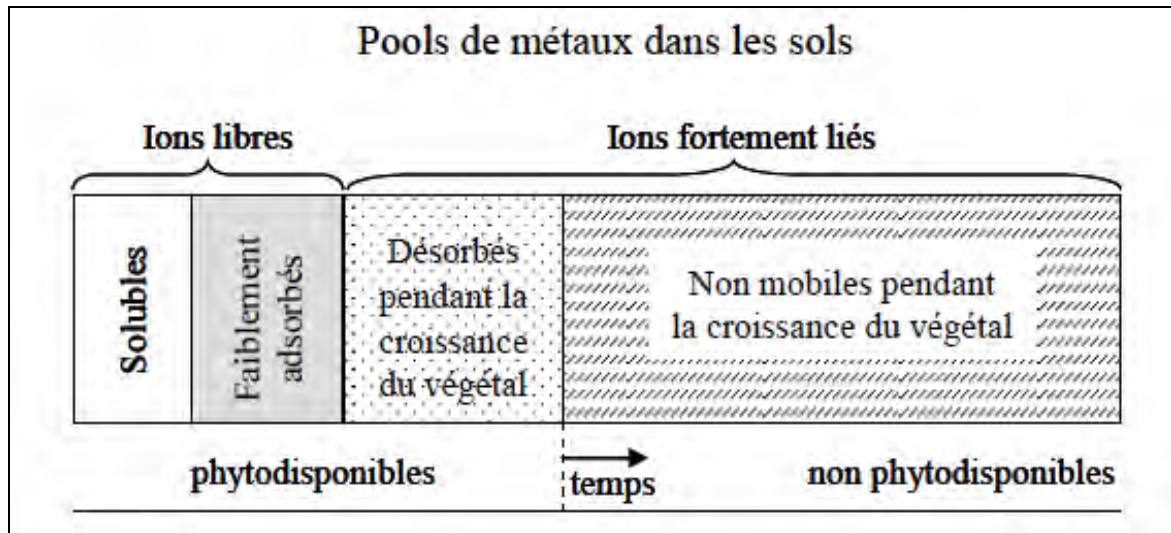


Figure 03. Répartition des ETM dans les sols selon leur phytodisponibilité [d'après Morel 1997].

1.5. Paramètres influençant la mobilité des ETM

Les formes chimiques des éléments traces (spéciation), leurs interactions et associations avec les différents constituants du sol (pH, argiles, oxy-hydroxydes, carbonates, capacité d'échange cationique et matières organiques) conditionnent leur biodisponibilité pour les végétaux ainsi que leur mobilité par le transfert dans la solution du sol [Antoniadis *et al.*, 2008; Usman *et al.*, 2008].

1.5.1. Le pH

De nombreuses études ont mis en évidence l'influence du pH sur la mobilité des éléments métalliques dans un sol [Zhao *et al.*, 2010]. La majorité des éléments métalliques est plus mobile en conditions acides qu'en conditions alcalines : l'abaissement du pH favorise la mobilité des éléments métalliques notamment par la mise en solution des sels métalliques alors que, *a contrario*, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation des éléments métalliques par la formation de composés insolubles [Du Laing *et al.*, 2007]. Dans les sols à pH acide, la plupart des sites de liaison potentiels sont occupés par des protons, les métaux sont donc libres et mobiles. Par contre, quand le pH augmente pour devenir alcalin voire

basique, la compétition des éléments métalliques avec les protons, en nombre inférieur, diminue : les sites de liaison sont occupés par les éléments métalliques et donc immobilisés.

Peakall et Berger [2011] ont montré que, pour un pH compris entre 4 et 7,7, la capacité d'absorption du cadmium d'un sol est multipliée par 2 ou 3 pour chaque augmentation d'une unité de pH : la mobilité du Cd diminue donc.

1.5.2. Le potentiel d'oxydo-réduction

Les sols sont sujets à des variations de potentiel d'oxydo-réduction qui affectent majoritairement les éléments majeurs mais également certains ETM. Les réactions d'oxydoréduction peuvent avoir une action importante sur certains éléments dont la toxicité varie beaucoup avec la forme chimique (spéciation). La mobilité des éléments traces augmente en condition réductrice, comme dans les sols faiblement aérés [Kabata-Pendias et Pendias, 2001]. Par exemple, en conditions réductrices, Mn est présent sous la forme Mn(II) qui est la forme la plus soluble. En conditions oxydantes, Mn(II) est oxydé en Mn(III) et Mn(IV), lesquels sont présents principalement dans les hydroxydes et oxydes insolubles, diminuant ainsi la mobilité de Mn [Reddy et DeLaune, 2008]. Dans des conditions réductrices, les mécanismes mis en jeu sont la conversion d'espèces solubles en espèces gazeuses (dénitrification ou méthanisation), la dissolution de composants de la matrice des sols (comme les oxydes de Mn et Fe) et la modification de la spéciation des éléments [Miller *et al.*, 2010]. La solubilité de Cd, Pb et Zn est affectée indirectement par l'Eh et le pH, notamment avec la dissolution des oxy-hydroxydes de Fe et de Mn en conditions réductrices. A un pH stable, il a été montré que les conditions réductrices entraînaient la dissolution des oxydes Fe-Mn, ce qui a augmenté la mobilité de Cd, Pb et Zn [Tina-Frohne *et al.*, 2011].

1.5.3. La matière organique

La matière organique joue un rôle dans la partition des éléments métalliques, entre la phase solide et la phase liquide du sol, par complexation des éléments métalliques à la MO [Park *et al.*, 2011]. Les matières organiques présentent différents groupes fonctionnels qui permettent la complexation des ETM avec des substances humiques insolubles intégrées à la matrice du sol [Madejón *et al.*, 2010]. Les groupements phénol (-OH) ou carboxyles (-COOH) sont les plus abondants, mais des groupements moins abondants comme les groupements thiols (-SH) ou amines (-NH₂) peuvent jouer un rôle aussi important dans la complexation des ETM [Zimmerman, 2010 ; Cheng *et al.*, 2010]. Selon [Almas *et al.*, 2000], un ajout de matière organique au sol contribue à augmenter la mobilité de Cd et Zn exogènes via la formation de complexes dissous.

Cependant, la diminution des teneurs en matières organiques dans le sol peut conduire à une augmentation des concentrations en ETM solubles [Zhou and Wong, 2003].

1.5.4. La capacité d'échange cationique (CEC)

La concentration maximale qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa CEC, c'est-à-dire de sa capacité de retenir les ions des ETM.

La CEC du sol constitue donc à son tour un paramètre de contrôle de la mobilité des éléments métalliques. Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont montré que l'accumulation des ETM dans les plantes est élevée au niveau des sols à capacités d'échanges cationiques faibles [Webber et Singh, 1999 ; Srinivasarao *et al.*, 2013].

La CEC augmente avec la teneur en argile du sol, il est logique donc que les concentrations maximales des éléments traces soient plus élevées dans le cas des sols à texture fine (comme l'argile et le limon argileux) que dans celui des sols à texture grossière comme le sable [Webber et Singh, 1999].

1.5.5. Les argiles

Les minéraux secondaires, comme les argiles issus directement ou indirectement des minéraux primaires de la roche mère sont considérés comme les principaux constituants minéralogiques des sols qui contribuent au piégeage des polluants métalliques comme Zn, Cu et Pb [Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Alloway, 1995].

Les argiles sont constituées de minerais d'aluminosilicates tels que la kaolinite, l'illite, la montmorillonite, qui sont généralement chargés négativement. En effet, la charge électro négative des argiles les rend aptes à contracter des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques. Ces liaisons sont réversibles et les cations fixés sont échangeables : ils peuvent être remplacés par d'autres cations présents dans la phase aqueuse du sol [Morgan et Stumm, 1991 ; Huang et Gong, 2005 ; Brandel *et al.*, 2012]. L'adsorption des ETM sur l'argile est influencée par différents facteurs. D'une part, les minerais qui constituent l'argile adsorbent les différents ETM avec des affinités différentes. Ainsi, en présence d'autres cations ayant une meilleure affinité, le métal concerné ne peut pas être adsorbé, mais il reste en solution. Le pH du milieu influence aussi l'adsorption des ETM sur les argiles. En général, l'adsorption augmente de façon proportionnelle, pour des valeurs de pH comprises entre 3 et 7 et décroît à des pH alcalins, pour lesquels les métaux sont précipités.

Li et Li [2000] ont montré que les ETM peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique. Sajidu *et al.*, [2008] ont étudié la sorption du cadmium sur une argile naturelle du Malawi. Ils ont montré que le métal était adsorbé en surface des feuillets en coordinence octaédrique.

Tack et Verloo, [1996] ont montré que lorsque les teneurs en argile et en matière organique augmentent, la phytodisponibilité des éléments traces diminue : la présence de minéraux argileux (teneur > 10%) et de matière organique (Corg > 3%) abaisse la mobilité et la disponibilité du zinc et du manganèse).

1.5.6. Les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse

Du fait de leur grande abondance dans la lithosphère et leur faible solubilité dans la gamme de pH des sols, l'aluminium, le fer et le manganèse forment les plus importants oxydes, oxyhydroxydes et hydroxydes dans le sol [Sposito, 1984]. Ils constituent avec les argiles une fraction importante du complexe d'altération [Alloway, 1997]. Ainsi, Trivedi et Axe [2001] ont classé les oxydes selon leur capacité d'adsorption, à savoir : oxydes de Mn > oxydes de Fe > oxydes d'Al. Liu *et al.*, [2002] ont montré que le taux de métaux adsorbés par les oxydes de Mn des nodules Fe-Mn représentait entre 60 et 100% de la quantité totale de métaux adsorbés sur les nodules.

La co-précipitation des métaux avec les oxydes réduit la solubilité des métaux lourds ainsi que leur disponibilité. Cette capacité a été utilisée dans les travaux de remédiation de sols fortement contaminés en métaux, par l'ajout notamment de grenailles de Fe. Ce produit, composé en majorité de Fe (97% FeO), s'oxyde naturellement dans le sol et génère des oxydes de Fe et de Mn réagissant avec Cd et As présents dans la solution du sol [Mench *et al.*, 2003].

1.5.7. Les carbonates

Les carbonates jouent un rôle très important vis-à-vis des ETM, du fait de leur réactivité à l'hydratation de surface qui conduit à la formation de groupements $-CaOH^0$ [Bataillard *et al.*, 2010]. La dissociation de ces composés entraîne l'adsorption des ETM à leur surface. La calcite est parmi les carbonates celui qui a été le plus étudié pour sa capacité à fixer les métaux, et notamment les cations divalents.

Zachara *et al.*, [1991] ont montré que la sorption des ions métalliques divalents était dépendante de la concentration en ions Ca^{2+} et que les métaux avaient des affinités différentes pour la calcite ($Cd > Zn \geq Mn > Co > Ni \gg Ba = Sr$). Han *et al.*, [2007] ont rapporté que sur

un sol urbain l'élévation du pH d'une unité dans des conditions de pH alcalin, de faible CEC, de faible teneur en matière organique et en présence de CaCO_3 , Cd^{2+} peut ainsi précipiter sous forme de carbonate de cadmium (CdCO_3) réduisant sa solubilité [Bradl, 2004].

La précipitation ou la co-précipitation de certains ETM avec les carbonates sont également responsables de leur rétention dans les sols [Miretzky et Fernandez-Cirelli, 2008].

1.6. Transfert des ETM du sol vers la plante

Les plantes prélèvent les EM dans leur milieu de croissance pour les répartir ensuite entre les racines et le feuillage. Les plantes absorbent préférentiellement les ETM de la solution du sol, sous forme ionique libre ou complexée.

Plusieurs risques environnementaux sont liés à cette entrée d'ETM dans les plantes : l'introduction des contaminants dans la chaîne alimentaire, la possibilité d'une perte de la couverture végétale par phytotoxicité ou la modification du cycle des ETM à la surface du sol par les plantes tolérantes [Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; de Abreu *et al.*, 2012 ; Bermudez *et al.*, 2012]. Le transfert des éléments métalliques du sol vers les plantes dépend des paramètres physico-chimiques du sol, des concentrations en métaux dans les sols (totales ou disponibles), de leur mobilité et de leurs interactions, ainsi que de l'espèce végétale considérée [Sauvé *et al.*, 1997a ; Lopes *et al.*, 2012].

1.6.1. Mécanismes de transfert des ETM dans les plantes

Les mécanismes de prélèvement et d'accumulation des ETM dans les plantes peuvent intervenir à différents niveaux depuis l'absorption par les racines jusqu'à l'accumulation dans les feuilles. En effet, les ETM peuvent rentrer dans la plante soit par la voie racinaire, soit par la voie aérienne.

1.6.1.1. Absorption foliaire

L'absorption foliaire peut représenter une voie importante dans la contamination de la plante [Schreck *et al.*, 2012b]. C'est le cas dans les zones à forte contamination atmosphérique en milieu urbain ou industriel [Pacheco *et al.*, 2008]. Dans une zone industrielle, Bi *et al.*, [2009] ont également montré que la voie atmosphérique était la voie majeure d'entrée de Pb dans les feuilles et les grains de maïs.

Les éléments essentiels ou non essentiels peuvent se déposer sur les surfaces des organes aériens de la plante, avec des retombés atmosphériques par voie humide ou sèche [Callender et Rice, 2000]. Une partie solubilisée de ces ETM va s'adsorber aux lipides épicuticulaires et pénétrer dans les feuilles sous forme d'ions après le passage au travers de la

cuticule qui fonctionne comme un faible échangeur d'ions [Uzu *et al.*, 2010 ; Nair *et al.*, 2010]. La perméabilité de la cuticule dépend de la taille du cation. Ainsi, la majeure partie de Pb reste fixée au niveau de la cuticule tandis que Cd, Zn et Cu pénètrent plus facilement dans la feuille [Prasad et Hagemeyer, 1999].

Les ETM non solubilisés peuvent également pénétrer dans les feuilles via les stomates avec des particules de diamètre inférieur à 10 nm [Eichert *et al.*, 2008]. Cela a été démontré pour le Pb dans les feuilles de salade [Uzu *et al.*, 2010]. La capacité des plantes à absorber les ETM via les feuilles dépend de nombreux facteurs, tels que l'âge et la morphologie des feuilles, la densité stomatique, l'intensité de respiration ou la forme et la densité du feuillage [Ataabadi *et al.*, 2011 ; Liu *et al.*, 2012 ; Coccozza *et al.*, 2013].

1.6.1.2. Absorption racinaire

Le transfert racinaire des ETM est lié à leur biodisponibilité dans les sols qui dépend des formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans le sol et de l'aptitude de l'organisme à les absorber (fig. 04).

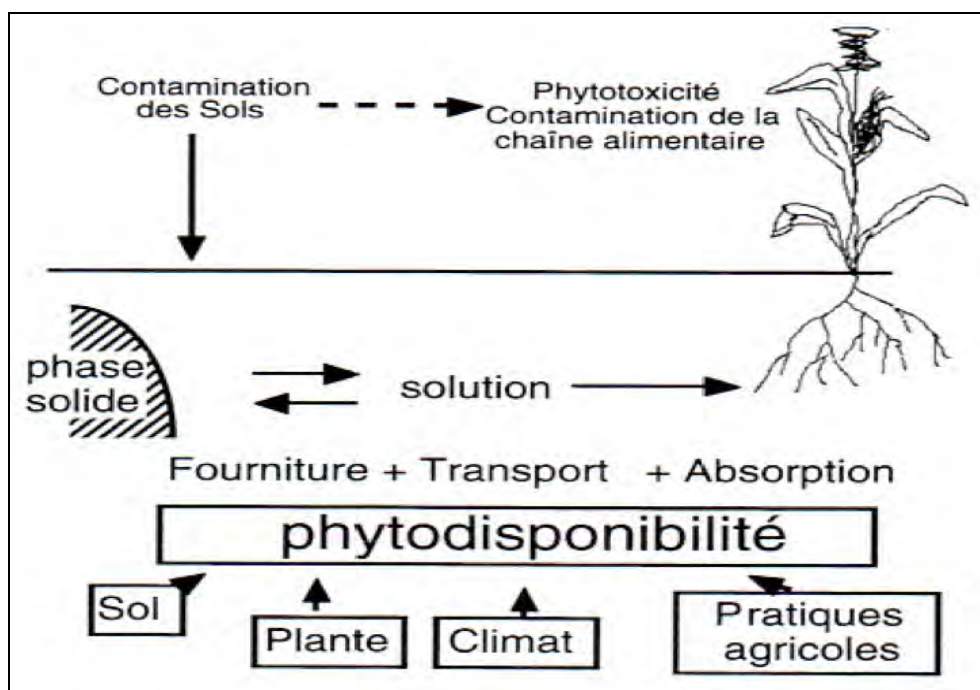


Figure 04. Phytodisponibilité des ETM dans les sols [d'après Morel, 1996].

Les plantes prélèvent des espèces solvatées. Il est nécessaire que l'élément passe en solution pour être absorbé par la racine. Actuellement, on estime que pour la majorité des métaux et métalloïdes, le prélèvement se fait sous des formes ioniques : cationiques (Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+}) ou anioniques ($HAsO_4^{2-}$) [Lyubanova et Schröder, 2010].

Les ETM pourraient pénétrer dans la racine par diffusion passive (sans implication d'énergie et de processus métaboliques) ou par voie active (nécessitant une dépense d'énergie et l'implication de transporteurs) [Kabata-Pendias and Pendias, 2001].

Dans des cas particuliers, des complexes inorganiques et/ou organiques semblent jouer un rôle dans le prélèvement des métaux. Par exemple, une augmentation du prélèvement de Cd est observée en présence de chlorures, suggérant que soit les complexes CdCl^+ et CdCl_2 sont directement absorbés, soit ils pourraient participer à la diffusion vers les racines [Smolders *et al.*, 1998].

Pour certains métaux tels que Fe, Zn, Cu et Pb, des formes complexées par des ligands organiques semblent intervenir dans le prélèvement. Par exemple, des complexes Pb-EDTA ont été identifiés dans les plantes, suggérant que ces complexes soient directement absorbés ou participent à l'absorption [Kopittke *et al.*, 2011; Saraswat et Rai, 2011].

Cependant, l'absorption des ETM adsorbés aux parois cellulaires semble être contrôlée par le gradient de potentiel électrochimique entre le cytosol et l'apoplaste, lequel a une sélectivité assez faible [Clemens *et al.*, 2002]. Ainsi, l'absorption d'un élément dépend des concentrations et de la nature des autres éléments avec lesquels il est en compétition. Par exemple, les ions Cd^{2+} semblent être en compétition pour les mêmes transporteurs transmembranaires avec les éléments essentiels comme Ca, K, Fe, Mg, Mn, Cu, Zn et Ni [Benavides *et al.*, 2005].

1.6.1.3. Translocation des ETM des racines vers les parties aériennes

Après l'absorption par les racines, la translocation correspond au transfert des éléments traces métalliques vers les parties aériennes. Elle peut varier considérablement en fonction du métal, mais également de l'espèce végétale.

Les concentrations en ETM sont généralement plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes [Sinha, 1999 ; Lakhdar *et al.*, 2010]. Ainsi, les racines constituent une première barrière qui protège les organes aériens de la plante. L'efficacité de cette barrière dépend fortement de l'espèce végétale ainsi que de l'élément. En effet, Cd et Zn sont transférés vers les parties aériennes plus facilement que Pb, qui reste complexé au niveau de la racine [Seregin et Kozhevnikova, 2008 ; Carvalho Bertoli *et al.*, 2012].

Dans la racine, les ETM peuvent être transportés par la voie symplastique (à l'intérieur de la cellule) et/ou apoplastique (à l'extérieur de la cellule) [Benavides *et al.*, 2005] (fig. 05).

La sève xylémique est le principal moyen de transport des ions minéraux des racines vers les parties aériennes. La circulation de la sève brute se fait par poussée racinaire et par appel foliaire lors de la transpiration.

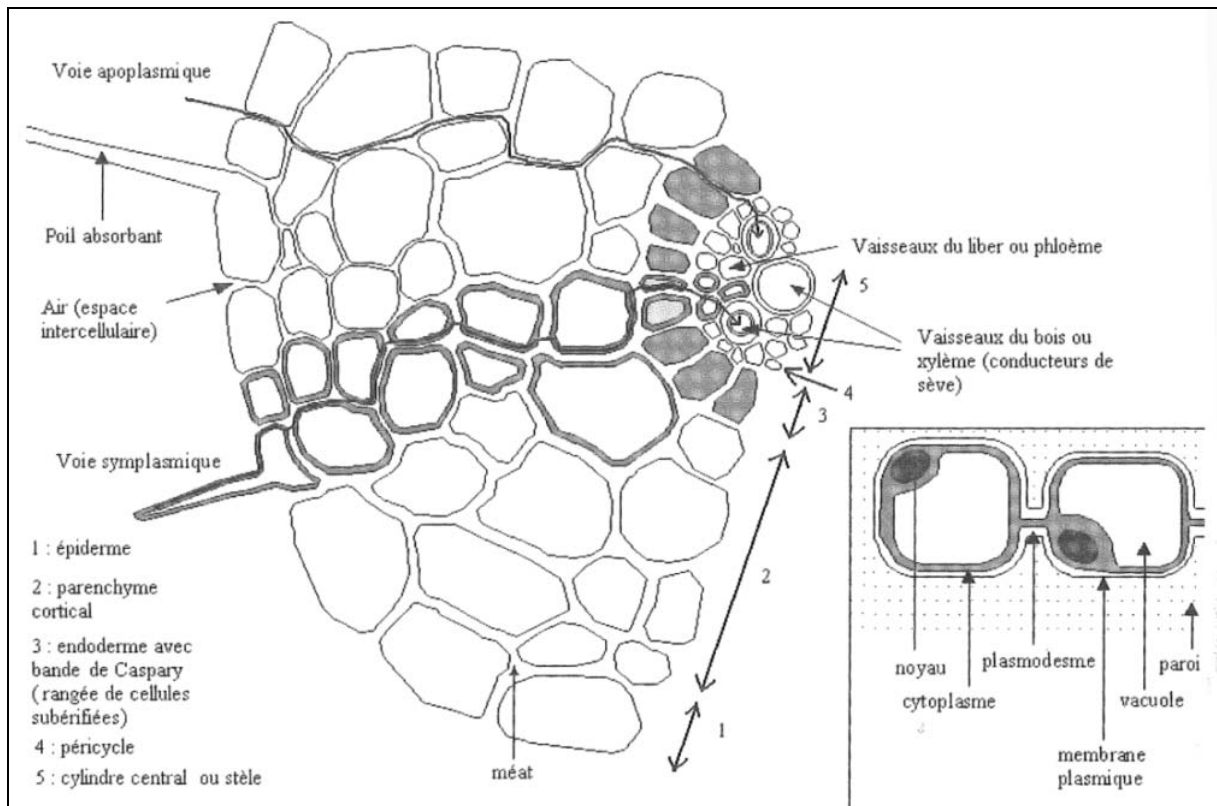


Figure 05. Représentation d'une coupe transversale de racine, avec la diffusion radiale des ions selon les voies symplastiques et apoplastiques, ainsi qu'un schéma de cellule végétale [Tremel-Schaub et Feix, 2005].

La translocation assez importante de Zn s'explique par le fait que cet élément est présent dans plusieurs métalloenzymes, lipides membranaires et molécules d'ADN/ARN [Greipsson, 2011]. Le cadmium, considéré comme non-essentiel pour les organismes, peut emprunter les voies de transfert des éléments essentiels, notamment Ca^{2+} , Fe^{2+} et Zn^{2+} [Seth, 2012]. Pour la plupart des espèces, la majorité du plomb absorbé par les plantes réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes. Ce transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines [Tanhan *et al.*, 2007].

1.7. Dynamique des ETM au sein des écosystèmes forestiers

1.7.1. Cycles des ETM dans un écosystème forestier

Du fait de leurs faibles intrants, les écosystèmes forestiers sont sensibles à l'évolution des apports atmosphériques, qui constituent pour de nombreux éléments le flux d'entrée le plus important [Gandois *et al.*, 2010a].

Les bilans à l'échelle des écosystèmes forestiers ont ainsi été largement étudiés au cours des années 80 dans le contexte des apports acidifiants sur les écosystèmes forestiers et des symptômes de dépérissement des forêts [Van der Heijden *et al.*, 2011]. Aujourd'hui, les apports acidifiant sur les écosystèmes terrestres sont en baisse, mais les apports d'azotes ne montrent pas de diminution significative [Pacyna *et al.*, 2009a].

Les bilans minéraux à l'échelle des écosystèmes forestiers ont été largement étudiés afin de connaître les cycles biogéochimiques des éléments, notamment des éléments majeurs [Probst *et al.*, 1992 ; Ranger *et al.*, 1997], et dans de plus rares cas des éléments traces métalliques [Bergkvist *et al.*, 1989 ; Ukonmaanaho *et al.*, 2001].

Le cycle des éléments dans un écosystème forestier est schématisé à la figure (06).

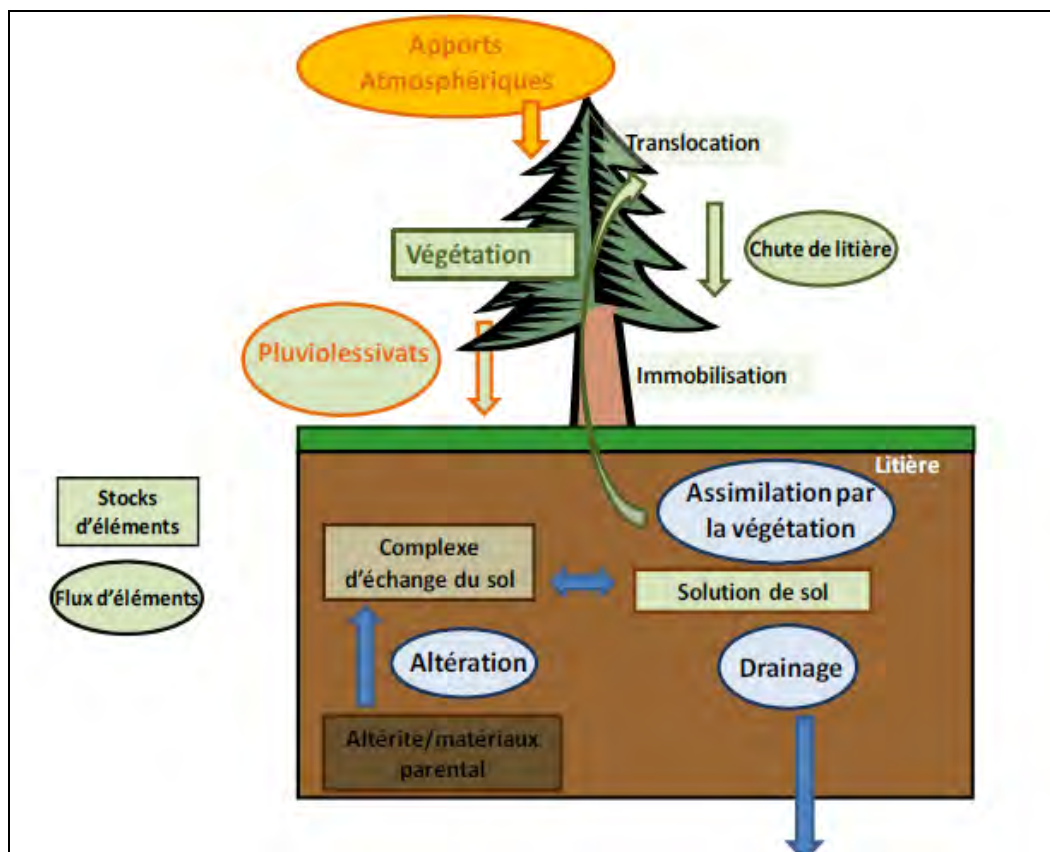


Figure 06. Schéma simplifié du fonctionnement d'un écosystème forestier [Ranger *et al.*, 1997].

Au sein des écosystèmes forestiers, les ETM peuvent être recyclés via l'assimilation par la végétation et la translocation vers les parties aériennes. Une fraction peut retourner au

sol par la chute de la litière. Les flux atmosphériques sont modifiés par le passage dans le couvert, par assimilation ou récréation d'éléments et accumulation de dépôt sec [Bredemeier, 1988].

Afin d'améliorer la compréhension de la dynamique des éléments traces métalliques dans les écosystèmes forestiers, leur dynamique au niveau du couvert forestier doit être mieux caractérisée. De même les flux d'exportation par la biomasse et de drainage sont fortement influencés par la solubilité des ETM au sein des sols.

1.7.2. Apports atmosphériques des ETM sur les écosystèmes forestiers

Les apports atmosphériques constituent la source principale d'éléments traces métalliques pour les écosystèmes forestiers [Bermudez *et al.*, 2012]. Dans un contexte d'apports anthropiques sur ces écosystèmes, l'étude de l'impact de ces éléments sur les écosystèmes nécessite la connaissance de la forme (spéciation) des apports, car elle conditionne leur disponibilité potentielle [Cheng *et al.*, 1994] et de leur interaction avec le couvert, puisque les flux incidents sur les sols forestiers peuvent être modifiés.

1.7.3. Interaction des apports atmosphériques avec le couvert forestier

Le couvert forestier constitue une surface de contact importante et complexe avec l'atmosphère. Dans les forêts tempérées, la surface spécifique du couvert (LAI=Leaf Area Index ou surface spécifique du feuillage) est comprise entre 3 à 10 m².m⁻² de sol [Ulrich *et al.*, 1995]. Cette surface est réactive, puisque les feuilles et les aiguilles sont recouvertes d'une cuticule qui leur confère des propriétés d'adhésion vis-à-vis des particules atmosphériques [Fröberg *et al.*, 2011; Lindroos *et al.*, 2011]. Ainsi le dépôt sec s'accumule à la surface des aiguilles ou des feuilles. L'exudation de molécules organiques par la canopée [Michalzik *et Stadler*, 2005] peut induire la dissolution totale ou partielle de ce dépôt sec [Hou *et al.*, 2005b] (fig. 07).

Les éléments apportés par l'atmosphère par voie humide ou sèche peuvent ainsi être assimilés par la canopée [McLellan *et al.*, 2013].

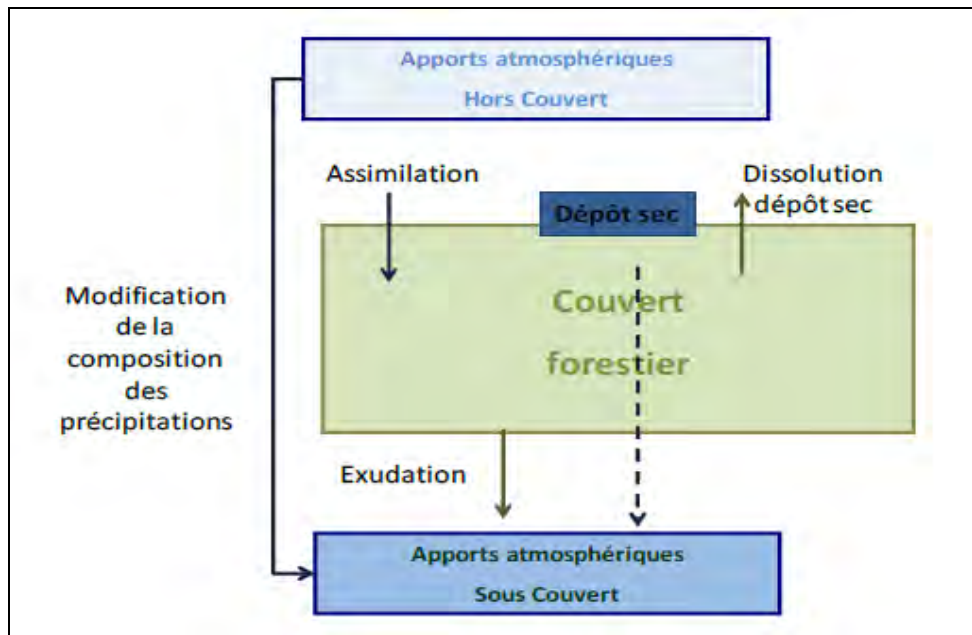


Figure 07. Interaction des apports atmosphériques avec le couvert forestier et modification de leur composition [Gandois, 2009].

1.7.4. L'étude des pluvioléssivats : un moyen d'étude des processus ayant lieu au niveau du couvert

L'interaction du couvert forestier avec les apports atmosphériques induit la modification de la composition chimique des pluies sous couvert forestier, c'est-à-dire les pluvioléssivats. En effet, aux dépôts humides hors couvert, s'ajoute le dépôt sec accumulé sur la canopée, le couvert forestier accumulant du dépôt sec de façon plus importante qu'un sol nu. De plus, des éléments peuvent être assimilés directement par le couvert et d'autre être exudés [Coble et hart, 2013].

Les études concernant les éléments traces métalliques dans les pluvioléssivats sont plus rares mais permettent également d'identifier des processus dominants en fonction des éléments (tab. 01).

Tableau 1. Revue bibliographique des formes de dépôt atmosphérique et des processus d'interaction avec le couvert forestier des ETM.

	Cd	Pb	Zn
Petty et Lindberg, (1990)	Dépôt sec= 36% des apports	Dépôt sec= 46% des apports ± Lessivage de dépôt sec	Dépôt sec= 62% des apports± Assimilation par la canopée.
Avila et Rodrigo, (2004)	Dépôt sec ± Assimilation par la canopée	Dépôt sec	Dépôt sec ± Assimilation par la canopée
Hou et al., (2005b)		Enrichissement faible sous couvert	Dépôt sec ± Assimilation par la canopée

Les études menées sur les apports d'éléments traces métalliques hors et sous couvert permettent ainsi d'identifier les processus dominants suivants :

Le dépôt sec est une source importante d'éléments traces métalliques pour les écosystèmes forestiers, représentant près de la moitié des apports atmosphériques. Les flux sous couverts sont augmentés dans les cas de Ni, Cu et Pb. Dans le cas de Ni, c'est le lessivage du contenu de la canopée qui en est la cause, alors que pour Pb et Cu, c'est le lessivage de dépôts sec. Les flux de Cd et Zn ne sont pas augmentés sous couvert, du fait d'une assimilation directe de ces éléments par la canopée [Gandois, 2009].

Ainsi, la dynamique au niveau du couvert forestier dépend de la solubilité des dépôts, de leur disponibilité potentielle au niveau du couvert, et de leur recyclage par la végétation.

Les études de spéciation des métaux dans les apports atmosphériques hors couvert [Spoke *et al.*, 1996] et sous couvert [Casartelli *et al.*, 2006] sont rares, bien qu'elles renseignent sur les processus ayant lieu au niveau de la canopée. En effet, la spéciation contrôle la disponibilité potentielle au niveau du couvert.

Le devenir et l'impact potentiel des éléments traces métalliques dans les écosystèmes forestiers sont ainsi liés à leur mobilité au des phases aqueuses et aux interfaces (notamment les interfaces atmosphère/végétation et solide/solution dans les sols). Cette mobilité est essentiellement associée à leur fractionnement entre les phases et à leur spéciation en solution.

1.8. Comportement des végétaux face à une pollution métallique

1.8.1. Phytotoxicité des ETM

Les réponses des plantes à la toxicité des éléments peuvent être traduites par des courbes dose/réponse qui sont de deux types (fig. 08). Pour les oligo-éléments, la réponse du végétal suit une courbe "en cloche" où trois domaines de concentration dans les tissus peuvent être distingués : carence, tolérance, toxicité. Pour les éléments sans aucune fonction physiologique établie, seule la tolérance et la toxicité sont observées. La plante tolère donc des éléments non essentiels tant que le seuil de toxicité n'est pas atteint [Bourrelier et Berthelin, 1998].

Les effets visibles de la toxicité varient selon les espèces, mais les symptômes les plus communs sont les points chlorotiques ou bruns sur les feuilles, les racines brunes et abimées, la nécrose et la diminution significative des rendements de récolte. D'autres effets moins visibles, comme par exemple l'inhibition racinaire, la réduction de la photosynthèse, etc. souvent ces symptômes [Kabata-Pendias et Pendias, 2001].

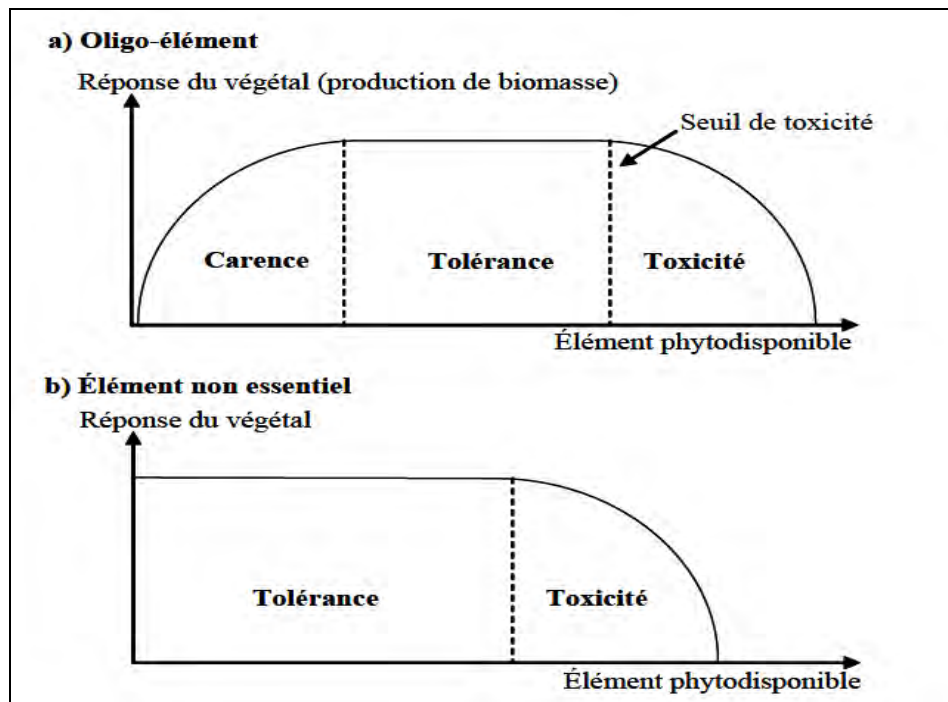


Figure 08. Courbes dose/réponse schématiques des plantes aux métaux [d'après Baker et Brooks, 1989].

1.8.2. Réponses des végétaux face à la toxicité des ETM

En fonction du facteur de transfert sol-plante des éléments traces métalliques, les plantes peuvent être classées en quatre groupes : les excluantes, les indicatrices, les accumulatrices et les hyperaccumulatrices. La figure (09) reprend les trois premières stratégies des plantes pour l'absorption des métaux lourds [Baker et Walker, 1990].

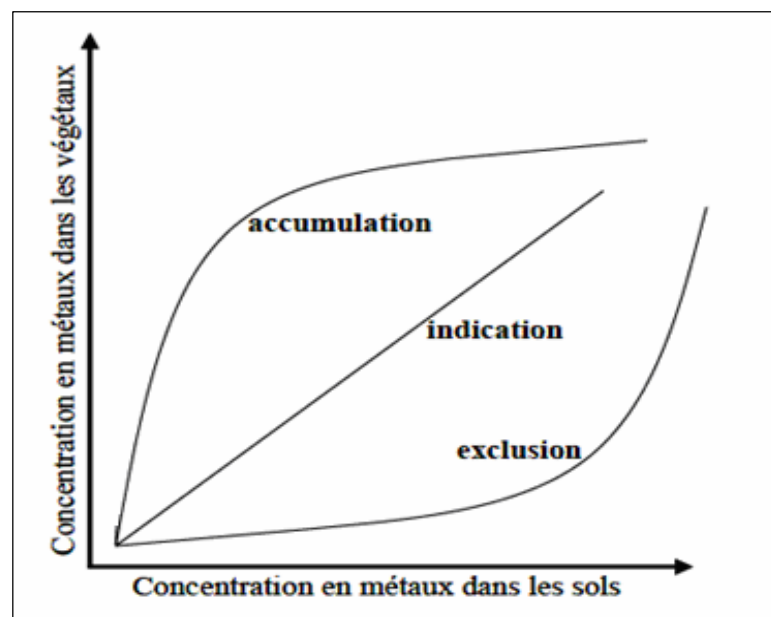


Figure 09. Les différentes réponses des plantes à l'augmentation des concentrations en métaux dans le sol [d'après Baker, 1981].

Dans le cas de l'exclusion, la concentration des métaux dans les feuilles est maintenue à un niveau faible et constant jusqu'à ce qu'une concentration critique dans le sol soit atteinte. Au-delà de cette concentration critique, le métal est massivement transporté dans les parties aériennes de la plante et provoque des dégâts liés à sa toxicité.


Dans le cas de l'indication, le prélèvement des métaux et leur transport jusqu'aux feuilles est régulé ou se fait de manière passive. Les concentrations internes reflètent exactement les concentrations externes.

Enfin, dans le cas de l'accumulation, les métaux sont activement concentrés à l'intérieur des tissus de la plante. Les études réalisées sur les plantes accumulatrices suggèrent une tendance à l'accumulation des métaux en concentrations plus importantes dans les feuilles que dans les racines [Rascio et Navari-Izzo, 2011].

1.9. Les éléments traces métalliques étudiés

1.9.1. Le plomb (Pb)

Tableau 02. Propriétés physico-chimiques du plomb [Lenntech, 2007a].

Symbole chimique	Pb	
Numéro atomique	82	
Masse volumique	11.34 g/cm ³ à 20°C	
Masse atomique	207.2g/mol	
Etat d'oxydation	+2	
Température de fusion	327.4°C	
Température d'ébullition	1740°C	

1.9.1.1. Origine géogène

Les teneurs naturelles des sols en plomb sont en moyenne de 32mg.kg⁻¹ et varient entre 2 et 200 mg.kg⁻¹ dans les sols agricoles [Pais et Benton, 2000]. Le plomb existe à l'état naturel principalement sous forme de sulfures. D'autres formes relativement courantes sont les carbonates de plomb (cérusite), les sulfates de plomb (algésite) ou les chlorophosphates de plomb (pyromorphite) [Pitt et al., 1994].

1.9.1.2. Le plomb dans le sol

Le plomb est le micro-polluant métallique le moins mobile dans le sol [Juste et al., 1995]. Son comportement dépend de différents facteurs comme sa dynamique mais également des caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol [Baize, 1997]. L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes du plomb [Juste et al., 1995].

Les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30 mg/kg tandis que les sols situés loin des centres urbains et industriels mais affectés par des contaminations diffuses présenteraient des concentrations comprises entre 30 et 100 mg / kg [Juste *et al.*, 1995].

1.9.1.3. Teneurs limites en plomb dans le sol

Les teneurs limites en plomb acceptables dans les sols sont variables suivant les sources:

- ☞ 300 ppm [FAO, 1975 ; *in* Cottenie, 1977];
- ☞ 300 ppm [OMS, 1975];
- ☞ 150-300 ppm [UNEP, 1994];
- ☞ 100 ppm [AFNOR, 1998 ; *in* Baize, 2000].

1.9.1.4. Biodisponibilité du plomb

Les teneurs naturelles en plomb des végétaux sont comprises entre 0.5 et 5ppm [Bonte *et Cormis*, 1979]. Le plomb est l'un des métaux les moins facilement transférés dans les parties aériennes des plantes [Baize, 1997]. Cependant, la quantité de métal présente dans les divers organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles [Patra *et al.*, 2004]. Mais, la majorité du plomb absorbé réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes [Briat *et Lebrun*, 1999]. En effet, le coefficient de transfert du sol vers les plantes est de l'ordre de 0.01 à 0.1 [Manceau *et al.*, 1996].

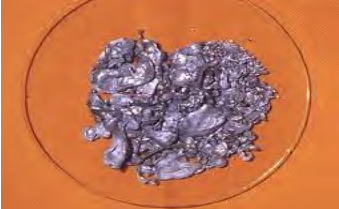
1.9.1.5. Toxicité du plomb

Le plomb est un élément chimique toxique, par effet cumulatif, pour l'homme, la faune et la flore [Chassard-Bouchaud, 1995]. Chez les végétaux, le plomb affecte les membranes cellulaires et certains systèmes enzymatiques perturbant le flux des électrons dans les chaînes de transfert [Miles *et al.*, 1972].

Le plomb peut être absorbé par l'organisme par inhalation, ingestion, contact cutané (principalement lors d'une exposition professionnelle) [Moore *et al.*, 1980] ou par transmission à travers le placenta [Angell *et Lavery*, 1982]. La présence de plomb dans l'organisme peut provoquer des troubles tels que le saturnisme, des crises d'épilepsie voire même des troubles nerveux et psychiques. Pour les personnes les plus exposées, il existe un risque d'avortement spontané, et d'accroissement du nombre de cancers du poumon ou du tractus gastro-intestinal [Chassard-Bouchaud, 1995].

1.9.2. Le cadmium (Cd)

Tableau 03. Propriétés physico-chimiques du cadmium [Lenntech, 2007b].

Symbole chimique	<i>Cd</i>	
Numéro atomique	48	
Masse volumique	8.65 g/cm ³ à 20°C	
Masse atomique	112,41g/mol	
Etat d'oxydation	+2	
Température de fusion	321°C	
Température d'ébullition	767°C	

1.9.2.1. Origine géogène

Présent naturellement dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0.2 mg.kg⁻¹, les plus faibles teneurs en cadmium sont trouvées dans les sols issus des roches éruptives (moins de 0.1 mg/kg sol sec). Les sols issus des roches métamorphiques ont des concentrations comprises entre 0.1 et 1 mg.kg⁻¹ alors que ceux dérivés des roches sédimentaires montrent les concentrations les plus élevées (jusqu'à 11 mg.kg⁻¹) [Juste *et al.*, 1995 ; Baize, 1997].

1.9.2.2. Le cadmium dans le sol

Les concentrations naturelles dans les horizons supérieurs des sols cultivés sont comprises entre 0,2 et 0,4 mg.kg⁻¹ [Bourelrier et Berthelin, 1998 ; Alloway, 1990]. Elles peuvent atteindre des valeurs supérieures à 150 mg.kg⁻¹ sur certains sites pollués suite, par exemple, à l'épandage de boues contaminées [Jackson et Alloway, 1992].

Dans les sols, le cadmium est considéré comme un élément relativement mobile par rapport à d'autres métaux en traces tels que le cuivre ou le plomb [Bourelrier et Berthelin, 1998].

En condition de forte oxydation, le cadmium forme des oxydes (CdO) ou des carbonates (CdCO₃) [Kabata-Pendias et Pendias, 1992]. Dans la solution du sol, seul 10 à 20 % de cet élément sont associés aux composés organiques sous une forme stable. Il est plus facilement retenu par les oxydes de fer et par la matière organique que par les argiles. Sa rétention par la phase solide croît exponentiellement avec le pH [Alloway, 1995].

1.9.2.3. Teneurs limites en cadmium dans le sol

Les teneurs limites en cadmium acceptables dans les sols varient suivant les organismes internationaux :

- ☞ 05 ppm [FAO, 1975 ; *in* Cottenie, 1977];
- ☞ 03 ppm [OMS, 1975];
- ☞ 1-3 ppm [UNEP, 1994];
- ☞ 02 ppm [AFNOR, 1998 ; *in* Baize, 2000].

1.9.2.4. Biodisponibilité du cadmium

Le comportement du métal dans la solution du sol (disponibilité au transport ou immobilisation) et aux interfaces solution/solide et solution/plante (phytodisponibilité) dépend d'un grand nombre de paramètres bio-géochimiques liés à la nature du sol et aux formes chimiques du métal dans la solution du sol.

Le transfert vers la plante dépend principalement du pH et de la concentration du métal dans le sol [Tudoreanu et Phillips, 2004], de la présence/absence d'autres cations, du zinc en particulier [Nan et al., 2002], de la quantité de carbone organique dissout : le cadmium peut en effet être phytoaccumulé sous forme de complexe cadmium-acide organique à faible poids moléculaire [Cieslinski et al., 1998]. En plus de ces différents facteurs, la biodisponibilité peut être modifiée lors de l'ajout d'amendements variés [Kirkham, 2006].


1.9.2.5. Toxicité du cadmium

Le cadmium est présent dans l'eau de boisson, les aliments, la fumée de cigarette. Il présente de fortes capacités à se retrouver dans les fumées et s'accumule après inhalation. Le cadmium s'accumule dans des organes tels que la rate, le cerveau, les poumons, le muscle, le sang. La toxicité du cadmium est liée à la perturbation du métabolisme du zinc et secondairement d'autres éléments essentiels tels que le calcium, le fer et le cuivre. Le cadmium est aussi considéré comme un agent carcinogène [Waalkes, 2000].

Chez les végétaux, des inhibitions de croissance peuvent apparaître pour des concentrations variant de 1 à 5 mg.kg⁻¹ [Bourrelier et Berthelin, 1998]. En effet, l'exposition des plantes à de fortes doses de cadmium entraîne une inhibition de la croissance et une chlorose des feuilles, liées à un dysfonctionnement de l'équilibre hydrique (perturbation de l'ouverture des stomates et interférences avec le transport d'éléments essentiels), de la machinerie photosynthétique et des enzymes du métabolisme [Das et al., 1997 ; Clemens, 2006].

1.9.3. Le zinc (Zn)

Tableau 04. Propriétés physico-chimiques du zinc [Lenntech, 2007c].

Symbole chimique	Zn	
Numéro atomique	30	
Masse volumique	7.11 g/cm ³ à 20°C	
Masse atomique	65.37g/mol	
Etat d'oxydation	+2	
Température de fusion	420°C	
Température d'ébullition	907°C	

1.9.3.1. Origène géogène

La teneur moyenne en zinc dans la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg [Baize, 1997]. Les roches mafiques contiennent toutefois un peu plus de Zn (80 à 120 mg/kg) que les roches acides (40 à 60 ppm). Les roches des sédiments argileux et les schistes renferment comme les roches mafiques 80 à 120 mg/kg de Zn. Les roches carbonifères et les grès en sont pauvres, ne contenant que 10 à 30 mg/kg [Kabata-Pendias et Pendias, 1992].

1.9.3.2. Le zinc dans le sol

Les teneurs en zinc dans les sols varient entre 10 et 300 mg.kg⁻¹ et sont en moyenne de 50 mg.kg⁻¹ [Adriano, 1986; Pais et Benton, 2000]. Le zinc est lié dans le sol aux oxydes de fer hydratés et Aluminium (14 à 38 % de Zn total) et aux argiles (24 à 63 %) [Kabata-Pendias et Pendias, 1986].

Le zinc existe dans le sol comme composant de la structure minérale, en particulier dans les silicates ferromagnésiens sur les complexes adsorbants, en complexes organiques solubles et insolubles, et sous forme ionique dans l'eau du sol [Lozet et Mathieu, 1997]. Il est lié dans le sol aux oxydes de fer hydratés et Aluminium (14 à 38 % de Zn total) et aux argiles (24 à 63 %) [Kabata-Pendias et Pendias, 1986]. La diminution du pH réduit son adsorption et sa mobilisation [Cottenie, 1983].

Les différentes sources du zinc dans le sol sont l'industrie principalement sous forme de sulfures (ZnS), l'épandage agricole d'effluents d'élevage ou de boues urbaines, l'activité urbaine et le trafic routier. Les apports par voie atmosphérique ont été estimés entre 80 et 500 g/ha/an [Baize, 1997].

1.9.3.3. Teneurs limites en zinc dans le sol

Les teneurs limites en zinc acceptables dans les sols sont comparables entre les organismes:

- ☞ 300 ppm [FAO, 1975 ; *in* Cottenie, 1977];
- ☞ 300 ppm [OMS, 1975];
- ☞ 150-300 ppm [UNEP, 1994];
- ☞ 300 ppm [AFNOR, 1998 ; *in* Baize, 2000].

1.9.3.4. Biodisponibilité du zinc

Les formes les plus mobiles du zinc seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et minéraux des sols, de sorte que le zinc tendrait à s'accumuler dans les horizons de surface de la plupart des sols [Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Juste *et al.*, 1995]. Selon Baize [1997], la dynamique du zinc pourrait être modifiée en milieux carbonatés.

Dans les sols lessivés acides, le zinc accompagne l'argile dans sa migration et s'accumule au sein de l'horizon Bt [Duchaufour, 2001]. Il est considéré comme facilement soluble, comparé aux autres éléments métalliques du sol. Il serait très mobile et disponible dans les sols légers acides [Juste *et al.*, 1995].

1.9.3.5. Toxicité du zinc

La toxicité du zinc vis-à-vis des plantes se traduisant par une chlorose en fer pouvant aller jusqu'à la nécrose des tissus, se situe vers des teneurs dans les sols de 150 mg/kg. Cette phytotoxicité est accrue par la pollution en cadmium qui accompagne celle du zinc. Cependant les seuils de toxicité sont variables en fonction de variétés et des substrats de culture [Adriano, 2001].

Chez l'homme, l'intoxication par inhalation peut entraîner des troubles pulmonaires graves (œdème) [Bourrelier et Berthelin, 1998]. Cependant, une forte carence en zinc est responsable de maladies graves: l'acrodermatite entéropathique et la drépanocytose [Martin, 1996].

2. Les ripisylves

2.1. Définition

Plusieurs termes identifient les formations végétales rivulaires : ripisylves (terme le plus commun), forêt alluviale ou forêt inondable (pour les grand cours d'eau), corridor forestier ou corridor rivulaire, franges forestières, linéaire arboré, milieux ripuaires ou ripariaux (« riparian » en anglais). Tous désignent une formation végétale multi-stratifiée, où domine généralement l'arbre, en relation avec un cours d'eau, mais aussi une zone humide, un marais, un lac...(fig. 10). Cette multiplicité des termes démontre l'intérêt que portent

beaucoup d'acteurs, qu'ils soient écologues, géographes, naturalistes ou gestionnaires, chacun définissant son propre questionnement [Pires *et al.*, 2009 ; De Paula *et al.*, 2011].

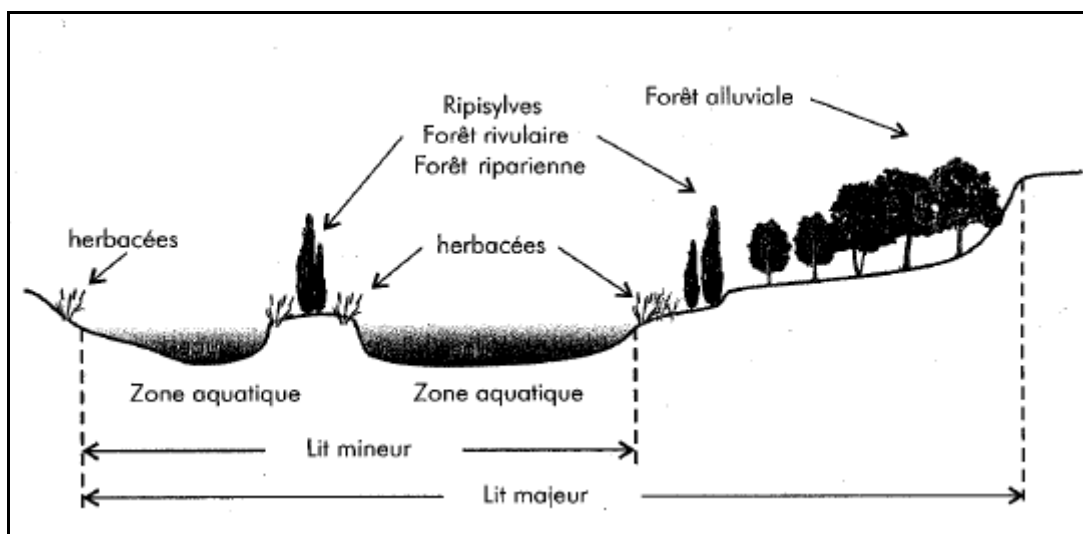


Figure 10. Schéma d'une ripisylve.

D'après Walter [1974], la ripisylve abrite des écosystèmes forestiers dominés par des essences ligneuses, qui bordent le chenal principal et les chenaux secondaires. Ils sont liés à la présence d'une nappe aquifère, et inondés de façon régulière ou exceptionnelle. Leur existence, leur composition floristique et leur extension spatiale sont dépendantes des écoulements phréatiques et superficiels et de l'immense quantité d'énergie due à ces écoulements qui, en se dissipant, peut bouleverser, modifier, restructurer, anéantir des formations ayant plusieurs décennies de présence.

2.2. Fonctions de la ripisylve en lien avec la qualité de l'eau

La forêt riveraine agit de plusieurs façons : elle atténue le phénomène d'érosion des berges, elle fait obstacle aux sédiments transportés avec l'eau de ruissellement et favorise leur dépôt au sol, elle limite l'entrée des nutriments dissouts ou agrippés aux sédiments dans le cours d'eau, elle retient une quantité appréciable de pesticides hors de l'eau, elle séquestre bon nombre de microorganismes, et finalement, confine plusieurs métaux et autres substances toxiques [COGESAF, 2011 ; Salemi *et al.*, 2012].

2.2.1. Érosion

La forêt riveraine assure le rôle de stabilisateur de berges, spécialement lors d'évènements météorologiques importants, comme la fonte des neiges ou des averses violentes [Walter, 2009 ; Young-Mathews *et al.*, 2010]. La présence de racines et de troncs a pour effet de retenir les particules de sol en place, donc de limiter l'effritement du sol adjacent

au cours d'eau. En plus de maintenir en place la berge, une ripisylve en santé diminue le débit de l'eau de pluie au sol (eau de ruissellement), ce qui réduit l'impact qu'exerce celle-ci sur l'érosion du sol lors de son passage [COGESAF, 2011]. Quant au feuillage, il freine les gouttes de pluie avant qu'elles ne frappent de plein fouet le sol pour y détacher des particules qui pourraient rejoindre le cours d'eau [Walter, 2009].

L'augmentation du phénomène d'érosion dû à l'absence de ripisylve est une cause importante de l'accroissement des apports en sédiments [Gangbazo et Gagnon, 2007]. D'ailleurs, une étude américaine menée sur 10 ans conclut que les deux tiers des sédiments qui rejoignent la portion urbanisée de la rivière San Diego, à Los Angeles, sont la conséquence de l'érosion des berges due à l'absence de ripisylve [Wenger, 1999], phénomène corroboré par d'autres recherches.

2.2.2. Sédiments

En plus d'avoir le potentiel d'altérer le caractère géophysique d'un lac ou d'une rivière, les sédiments sont propices à transporter une variété impressionnante de substances indésirables vers l'eau, comme des pesticides, des nutriments, des substances chimiques toxiques ou encore des métaux. En effet, plusieurs substances ont tendance, de par leurs propriétés physico-chimiques, à s'agglomérer à la surface des sédiments, phénomène appelé adsorption, puis à pénétrer dans l'eau en même temps que les sédiments [Shang *et al.*, 2011 ; Fan *et al.*, 2013].

Lorsque ces sédiments qui transportent sur leur surface une multitude d'éléments sont entraînés avec l'eau de ruissellement, ils voyagent avec elle jusqu'à ce qu'ils soient arrêtés par un obstacle quelconque, ou jusqu'à ce qu'ils se jettent dans un cours d'eau. La figure (11) propose une synthèse de la dynamique de transport des sédiments selon l'absence ou la présence d'une ripisylve.

Comme elle fait obstacle à l'eau de ruissellement, la forêt riveraine diminue sa vitesse et augmente le taux d'infiltration de celle-ci, ce qui a pour effet d'encourager le dépôt des sédiments au sol, et ainsi contrôler l'apport en polluants vers le cours d'eau [Rodgers *et al.*, 2011].

Par exemple, les sédiments transportent, notamment sur leur surface, du phosphore qui, lorsque présent en importantes quantités dans l'eau, provoque une prolifération excessive de végétaux (cyanobactéries, algues microscopiques et plantes aquatiques) [Dunne *et al.*, 2011]. Souvent, le phosphore est adsorbé aux sédiments et voyage avec eux. Une forêt riveraine capable de bloquer les sédiments de l'eau de ruissellement est également capable de bloquer une grande partie du phosphore avant que celui-ci n'atteigne le cours d'eau [Miller *et*

al., 2010c]. Les sols des forêts riveraines possèdent des fonctions de régulation des flux d'énergie ainsi que des cycles d'eau et d'éléments nutritifs comme le carbone, l'azote et le phosphore [Malanson, 1993].

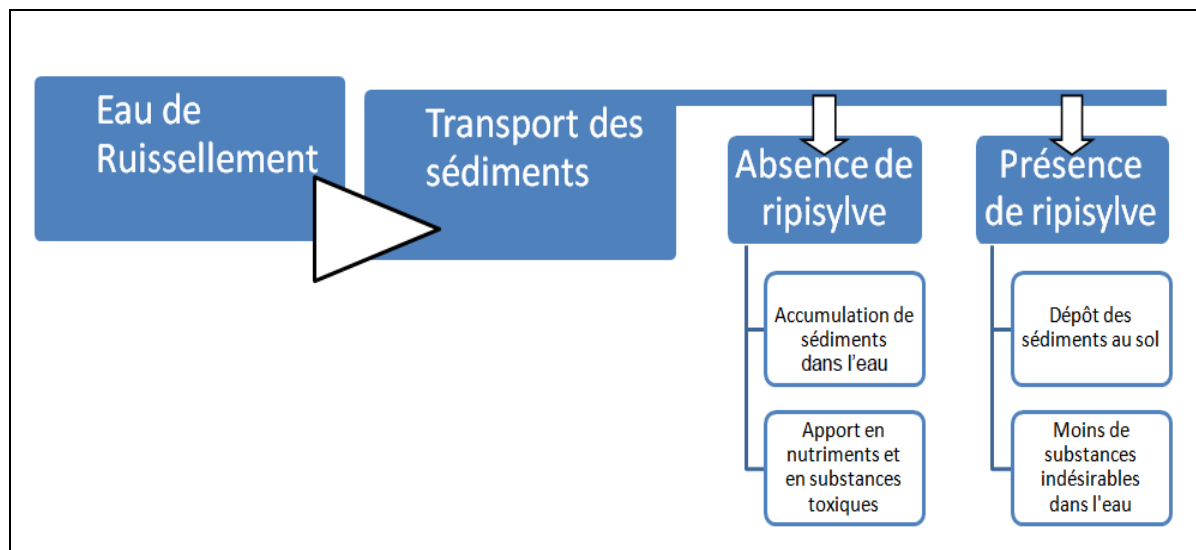


Figure 11. Schéma synthèse de l'importance de la ripisylve sur l'apport en sédiments [De Grandpré *et al.*, 2011].

2.2.3. Nutriments

La forêt riveraine, en favorisant la stabilité des berges et en réduisant la vitesse d'écoulement de l'eau de ruissellement, offre une protection à la fois contre l'érosion des berges, susceptible de libérer du phosphore sédimentaire, et contre le lessivage des sols par l'eau de ruissellement, susceptible de transporter du phosphore dissout ou sédimentaire vers le cours d'eau [Rodgers *et al.*, 2011]. Quant à l'azote, plusieurs études prétendent que les forêts riveraines démontrent une bonne efficacité à le maintenir hors de l'eau [Wiseman, 2011 ; Messer *et al.*, 2012].

La figure (12) présente une synthèse du processus d'apport en nutriment et d'eutrophisation des lacs en l'absence de ripisylve.

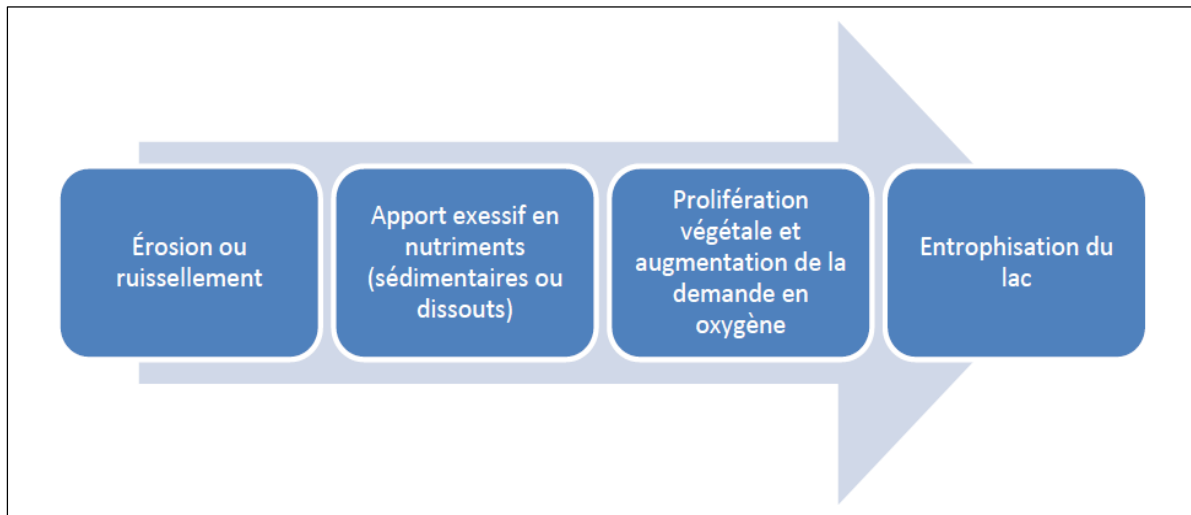


Figure 12. Schéma synthèse des conséquences de l'absence de ripisylve sur l'apport en nutriments et l'eutrophisation [De Grandpré *et al.*, 2011].

2.2.4. Éléments traces métalliques

Les forêts riveraines peuvent également maintenir hors de l'eau plusieurs autres substances toxiques pour l'être humain et la faune, dont les métaux [Bai *et al.*, 2009 ; Zhang *et al.*, 2010]. Ces éléments sont très stables dans l'environnement, difficilement biodégradables, et sont susceptibles de compromettre l'intégrité physique des organismes exposés [Casarett et Doull's, 2008]. Cette capacité de filtre que possèdent ces formations végétales est liée à leur positionnement dans l'espace. A l'interface entre les milieux terrestres et aquatiques, les forêts riveraines interceptent pratiquement tous les écoulements superficiels ou peu profonds qui ruissellent vers les cours d'eau. Cependant, les métaux qui voyagent dans l'eau de ruissellement sont souvent sous forme ionique, c'est-à-dire électriquement chargés, ce qui leur permet d'être solubles dans l'eau. Une forêt riveraine profonde procure plus de sites pour des liaisons chimiques potentielles avec ces métaux chargés, ce qui contribue à les maintenir hors de l'eau [Wenger, 1999].

2.2.5. Contrôle trophique

Les ripisylves contrôlent la chaîne trophique à sa base en limitant la production autotrophe par ombrage, en injectant dans le système des débris organiques, en filtrant les apports en nutriments, et en régulant la température [Edmonds et Tuttle, 2010] (fig. 13).

Proches des rivières, les formations végétales arborées riveraines constituent une source de matière organique allochtone (feuilles, tiges, débris ligneux grossiers...) et une structure de rétention nutritionnelle permettant le stockage, le recyclage et le relargage vers l'aval, des éléments nutritifs [Edmonds et Tuttle, 2010]. Ces amas de débris organiques

servent de nourriture, de site de ponte, de croissance, de repos et de refuge pour les communautés benthiques [Mitsch et Gosselink, 2007; Kadlec et Wallace, 2008].

Les feuilles qui tombent dans l'eau et les bois morts conditionnent la présence d'un grand nombre d'espèces, surtout des invertébrés, qui sans ces apports disparaîtraient de la rivière. La densité et la nature de l'environnement végétal en bordure des cours d'eau contrôlent alors le fonctionnement trophique des milieux aquatiques, en déterminant le type de nourriture disponible. Dans ce sens, la fonction « trophique » de la ripisylve est aussi un facteur important de biodiversité, qui ne se limite pas aux petits cours d'eau : la faune de toutes les zones de bordure des rivières et des fleuves en bénéficie également [Šalek *et al.*, 2010].

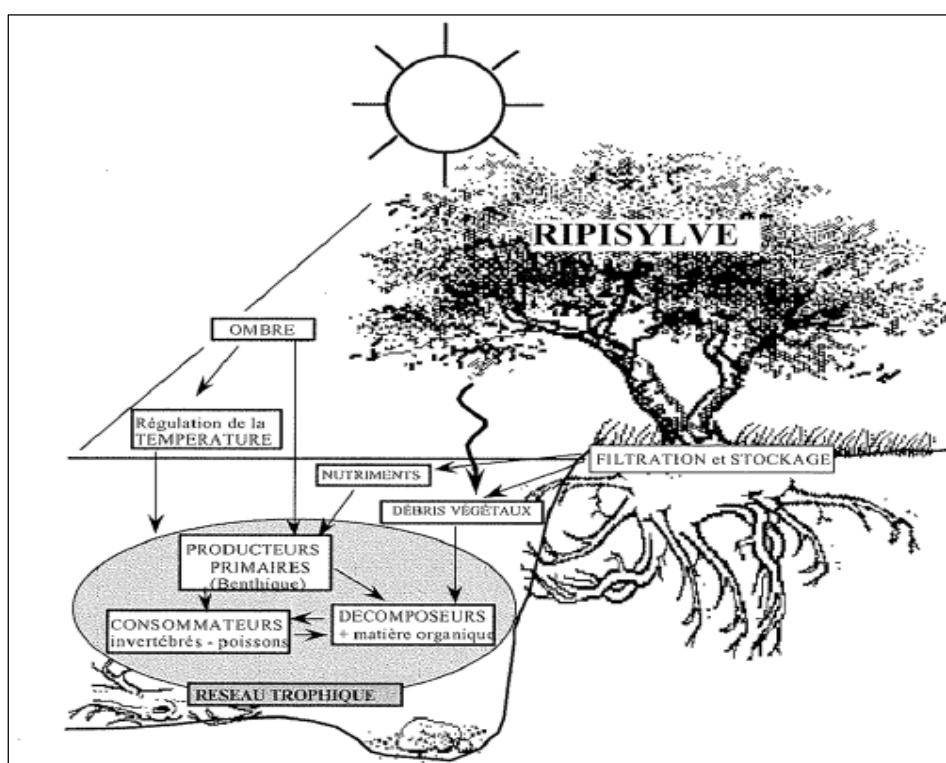


Figure 13. Influence de la ripisylve sur le fonctionnement trophique dans les écosystèmes d'eau courante [d'après Maridet, 1995].

2.2.6. Régulateur thermique

La végétation rivulaire contrôle également la température, en faisant varier la surface exposée aux radiations et à l'énergie entrante. Quelques kilomètres de corridor rivulaire boisé, même de largeur limitée, peuvent réduire de 2° à 4°C la température estivale [Tormos, 2010].

La température est un paramètre clé (facteur limitant) du fonctionnement de l'écosystème rivière : (1) elle conditionne la quantité d'oxygène de l'eau nécessaire pour la respiration des animaux (et des végétaux la nuit), mais aussi des bactéries et champignons qui décomposent la matière organique ; (2) elle agit directement sur le cycle vital des organismes

[Isaak *et al.*, 2010 ; Stella *et al.*, 2011], la croissance et la reproduction des poissons et le développement des insectes et (3) elle influe indirectement sur la qualité nutritive de la nourriture disponible [Maridet et Piegay, 1994].

2.3. Les ripisylves méditerranéennes

2.3.1. Caractéristiques générales

En région méditerranéenne, les ripisylves constituent un ensemble physiologique très particulier et encore assez mal connu du point de vue typologique et surtout dynamique, en particulier en méditerranée orientale. Elles peuvent être rencontrées sur l'ensemble des cours d'eau depuis les rives de la Méditerranée jusqu'aux piémonts, où elles sont relayées par d'autres types de ripisylves de type montagnard ou médio-européen.

Les ripisylves méditerranéennes occupent les sols alluviaux, profonds, plutôt basiques, et inondés une partie de l'année avec une nappe phréatique généralement peu profonde, accusant souvent des variations très fortes de niveau à proximité immédiate du cours d'eau ou plus tamponnées plus on s'en éloigne. Les marques d'hydromorphie (horizon à Gley) s'observent entre 30 et 80 cm selon le régime d'inondation et le drainage qui est plus ou moins lent selon les types de sols [Tassin, 2012].

2.3.2. Physionomie

Les ripisylves sont des forêts alluviales multi-strates plus ou moins discontinues et occupant une bande de quelques mètres à parfois plusieurs centaines de mètres, selon le type de berge. Quatre groupes d'espèces (peupliers, ormes, frênes et saules) dominent la strate haute selon le régime d'inondation, le type de sol et le climat [Tassin, 2012].

2.3.3. Menaces et vulnérabilité

La ripisylve est le siège d'une biodiversité exceptionnelle et constitue un milieu complexe et fragile aux utilités multiples. Souvent exploitée sans précaution ni ménagement, elle reste aujourd'hui très menacée.

La ripisylve en méditerranée est confrontée à plusieurs défis dont les principaux sont [Stromberg *et al.*, 2010 ; Stella *et al.*, 2013 ; Zhang *et al.*, 2010 ; Fausch *et al.*, 2010]:

- a-** la pression anthropique, aggravée par la croissance démographique qui se traduit par le défrichage, le surpâturage, les incendies, les prélèvements délictueux et anarchiques de bois de toute sorte, écimage des arbres, le ramassage des menus-produits au sud de la méditerranée;
- b-** les travaux lourds intervenant sur les berges (lutte contre les embâcles, recalibrage, etc.) ;

- c- les pollutions diverses (souvent par des dépôts de divers déchets) ;
- d- la fréquentation dans les zones très touristiques ;
- e- le broutage des arbres et arbustes nouvellement plantés par la faune herbivore.

2.4. Caractéristiques botaniques et écologiques de tamaris

Le biotope de tamaris se compose d'un sol constitué de matériaux grossiers et/ou argileux (sables/graviers/blocs), parfois salé et /ou pollué et pauvre en matière organique (-15%) [Rameau, Mansion *et al.*, 2008]. La plante étant héliophile, les sites à Tamaris doivent présenter des crues régulières avec remaniements sédimentaires.

La répartition actuelle de tamaris en Algérie se borne aux bancs et aux marges des rivières. Cette espèce est observée essentiellement dans des milieux à forte valeur patrimoniale, elle a cependant une faible amplitude altitudinale, on la retrouve en effet de 0 m à 400 m d'altitude [Kammerer, 2003].

Ses caractéristiques biologiques et mécaniques découlent directement de son caractère pionnier. En effet, elle se régénère aisément et rapidement par bouturage [Kudrnovsky, 2002]. Les rapports de biomasses aériennes sur souterraines de jeunes plantules sont très faibles car la plante investit massivement ses ressources dans la production de racines afin de s'ancrer efficacement et de monopoliser les ressources hydriques [Benkler et Bregy 2010]. Il en découle un système racinaire puissant et profond [Kudrnovsky, 2002; Kammerer, 2003].

Son feuillage très souple lui permet de ne pas opposer de résistance à l'écoulement des crues et ainsi de résister à l'arrachement. L'importante ramification aérienne lui permet également de piéger efficacement les sédiments (effet peigne) et de protéger les sols (effet tapis). Elle résiste à l'ensevelissement provoqué par les crues via l'émission de tiges à partir du collet [Muller, 1995].

Grâce à son système de racine étendu et profond le Tamaris est plus stable et résistant à l'érosion, ce qui lui permet d'être l'une des plantes les plus efficace pour :

- la réduction de l'érosion hydrique sur les monts sensibles à ce phénomène et pour la fixation des berges des fleuves et des oueds ;
- la réduction de l'érosion éolienne grâce à son refoulement de branches basales.
- grâce à la densité de son système racinaire, l'espèce adapte des mécanismes plus efficaces qui lui permettent de se rajeunir plus rapide après incendies presque mieux que toutes les autres espèces ripicoles [Busch et Smith 1993].

Chapitre II

Matériel et méthodes

1. Caractérisation de la zone d'étude

La caractérisation de notre zone d'étude s'est basée en grande partie (géologie, hydrogéologie, réseau hydrographique, sources de contamination et végétation) sur les travaux de [Mebarki \[1984, 2005\]](#) et [Mebarki et Thomas \[1988\]](#).

1.1. Localisation de la zone d'étude

Le périmètre d'étude, où les échantillons de sol et de végétation ont été prélevés, se situe dans le bassin de l'oued Kébir-Rhumel dans le grand bassin versant de l'oued Kébir-Rhumel [[A.B.H., 1999](#)]. Cette zone s'étale sur trois sous bassin : (10-04) - (10-06) et (10-07) (fig. 14).

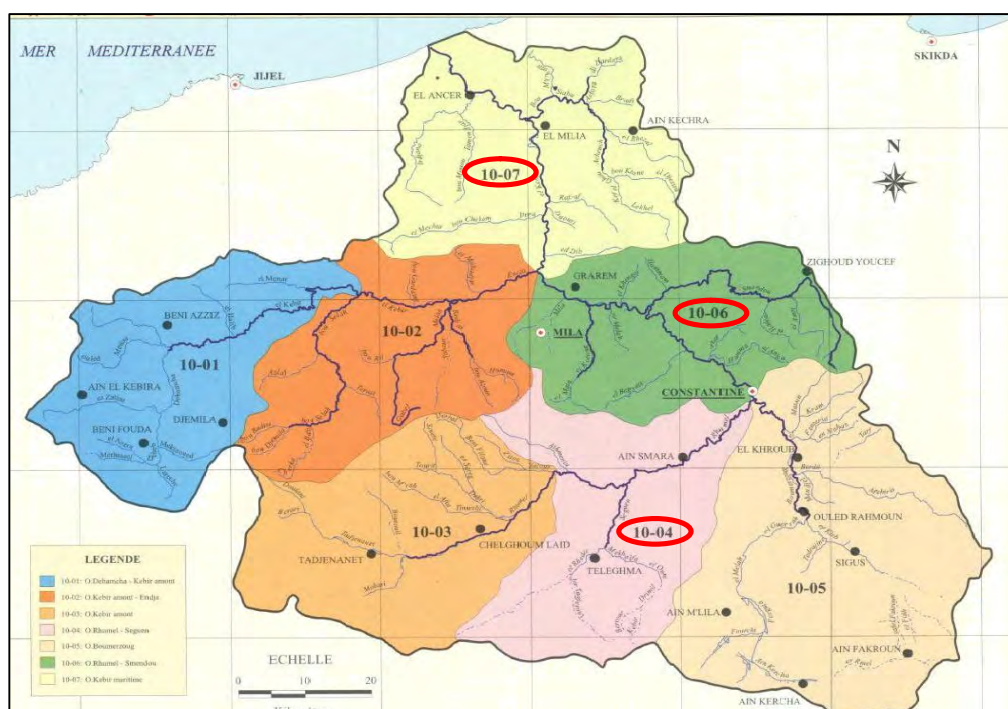


Figure 14. Localisation des trois sous bassins versants formant la zone d'étude [[A.B.H., 1999](#)].

L'oued Rhumel prend sa source vers 1 160m dans les marges méridionales du tell, au Nord-Ouest de Balaa. Il draine, suivant une orientation Sud-Ouest - Nord-Est, les sous-bassins semi-arides des hautes plaines (Tadjenanet, Chelghoum Laid) puis franchit le rocher de Constantine en s'encaissant profondément (200 m de dénivellation) dans les gorges calcaires (fig. 15). Depuis, il s'écoule en direction Nord-Ouest et plus au Nord, aux environs de Sidi Marouane, il conflue avec l'oued Enndja qui draine la partie occidentale du bassin [[Mebarki, 1984](#)].

Le bassin Kébir-Rhumel peut être subdivisé en trois grandes parties:

- ↳ le bassin supérieur ou domaine des hautes plaines, qui correspond à l'oued Rhumel et ses affluents ;

- ↳ le bassin moyen ou tell Sud, qui correspond à l'oued Endja et l'oued Rhumel de l'aval de Constantine jusqu'à leur confluence aux environ de Sidi Marouane ;
- ↳ le bassin inférieur ou tell Nord, qui correspond à l'oued Kébir, après la confluence de l'oued Endja et Rhumel.

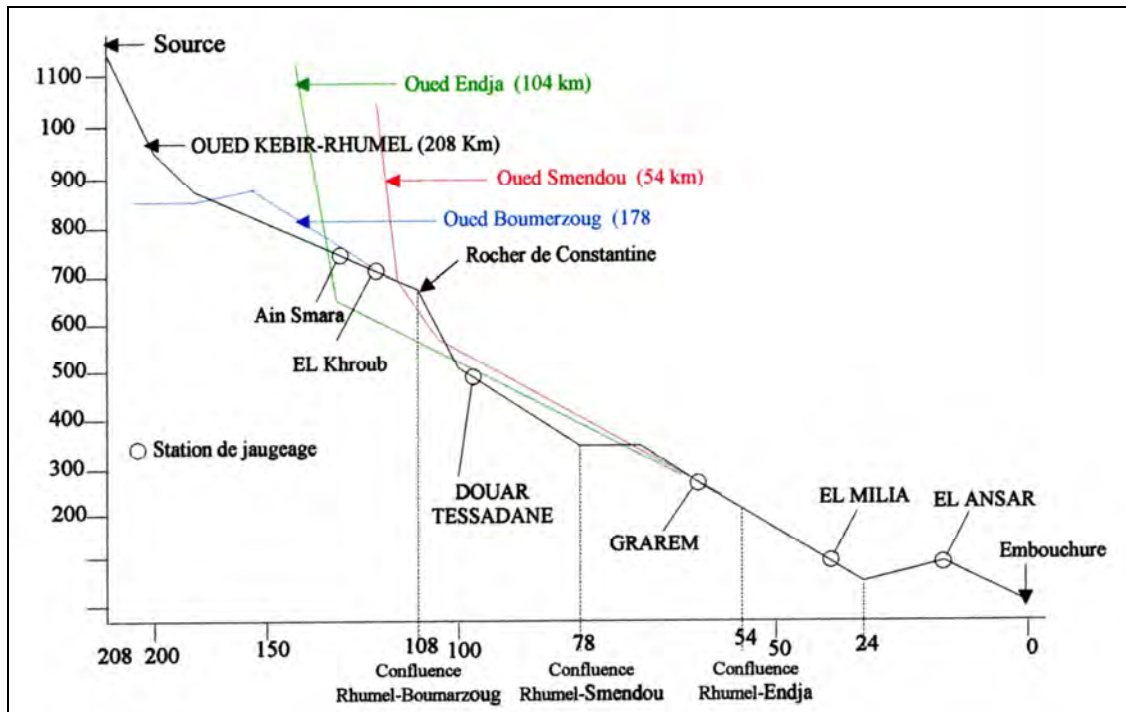


Figure 15. Profil en long de l'Oued Kébir-Rhumel [Mebarki, 1984].

1.2. Le cadre géologique et hydrogéologique

L'oued Kébir-Rhumel, long de 200 Km, draine plusieurs domaines géologiques et hydrogéologiques très différents. Il va de soi que cette hétérogénéité du bassin versant provoque des influences différentes sur le régime des cours d'eau, conjointement à celles dues à la répartition des précipitations.

De la source à la mer, on rencontre schématiquement cinq (5) grands domaines géologiques et hydrogéologiques [Mebarki et Thomas 1988] (fig. 16).

1.2.1. Le domaine des Hautes-Plaines Sud-Constantinoises (D-I)

Il est constitué de deux grandes unités lithologiques:

a- Les massifs carbonatés du néritique constantinois:

Composés de 1000 à 1200 m de calcaires jurassiques et crétacés, ils émergent en horsts très karstifiés de 10 à 100 km² limités par des abrupts imposants.

b- Les plaines quaternaires colonisées par les djebels calcaires drainées par les trop-pleins non captés alimentent les oueds du Rhumel et du Boumerzoug.

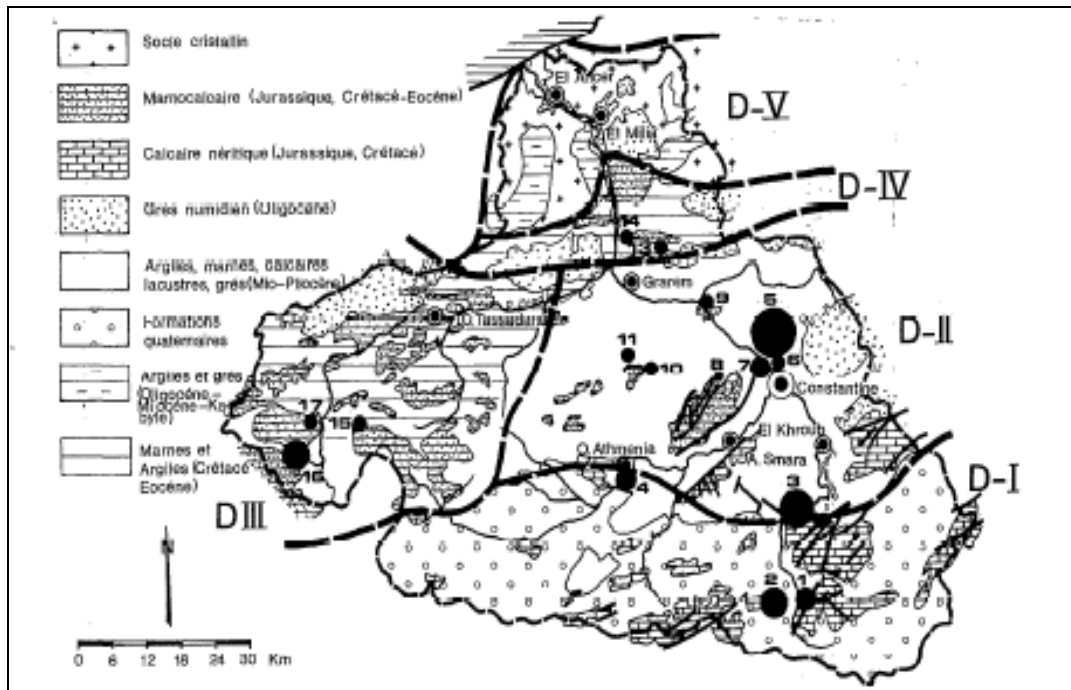


Figure 16. Les grands domaines géologiques et hydrogéologiques du bassin versant Kébir-Rhumel d'après [Mebarki et Thomas, 1988].

Sur l'ensemble de ces plaines, les nappes phréatiques sont activement exploitées pour l'irrigation par gravité des cultures maraîchères.

1.2.2. Le bassin néogène de Constantine-Mila (D-II)

Ce bassin mio-pliocène est à dominance argileuse, à l'exception de quelques affleurements de calcaires lacustres renfermant des ressources exploitées localement. Par ailleurs, émergent de nombreux horsts de calcaires néritiques d'âge jurassique-crétacé donnant lieu à des aquifères karstiques hydrothermaux tel le système de Hamma Bouziane-Constantine.

1.2.3. Le domaine des "nappes" tectoniques de Djemila (D-III)

A l'ouest de Ferjioua, en position occidentale par rapport au domaine 2, les "nappes" de Djemila sont formées d'une alternance de marnes et de calcaires marneux (Jurassique-Crétacé-Eocène). Les niveaux calcaires les plus épais donnent des sources à débit relativement faible, exceptée la source faiblement thermique de Aïn Hamma (21°C-150 l/s) qui contribue en partie à l'alimentation de l'oued El-kébir-amont (oued Anndja).

1.2.4. Le domaine de la dorsale kabyle et des massifs gréseux numidiens (D-IV)

Ce domaine, situé à la confluence de l'oued Enndja et de l'oued Rhumel au nord de Grarem, est constitué essentiellement de grès numidiens sous lesquels apparaissent des calcaires jurassiques, très tectonisés de la dorsale kabyle.

1.2.5. Le domaine du socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabylie d'El Milia (D-V)

Au sud d'El Milia, la vallée du Kébir-Rhumel s'encaisse dans les formations du socle granitique et cristallophyllien. Cette vallée, large de 1 à 2 km, renferme des graviers et sables alluviaux adondants. La nappe alluviale, en partie exploitée, constitue à l'opposé des formations du socle, la ressource hydraulique la plus importante du secteur.

1.3. Le cadre hydroclimatique

Les données hydrométriques utilisées dans cette étude, relèvent de trois stations limnigraphiques gérées par Office Nationale de Météorologie (ONM). Elles couvrent une période commune de dix années (1996-2005) [ONM, 2005].

1.3.1. Climatologie

1.3.1.1. Précipitations

Pour avoir une vision globale sur la pluviométrie de la région, nous nous référons aux données de trois stations-types réparties du sud au nord: Téléghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (fig. 17).

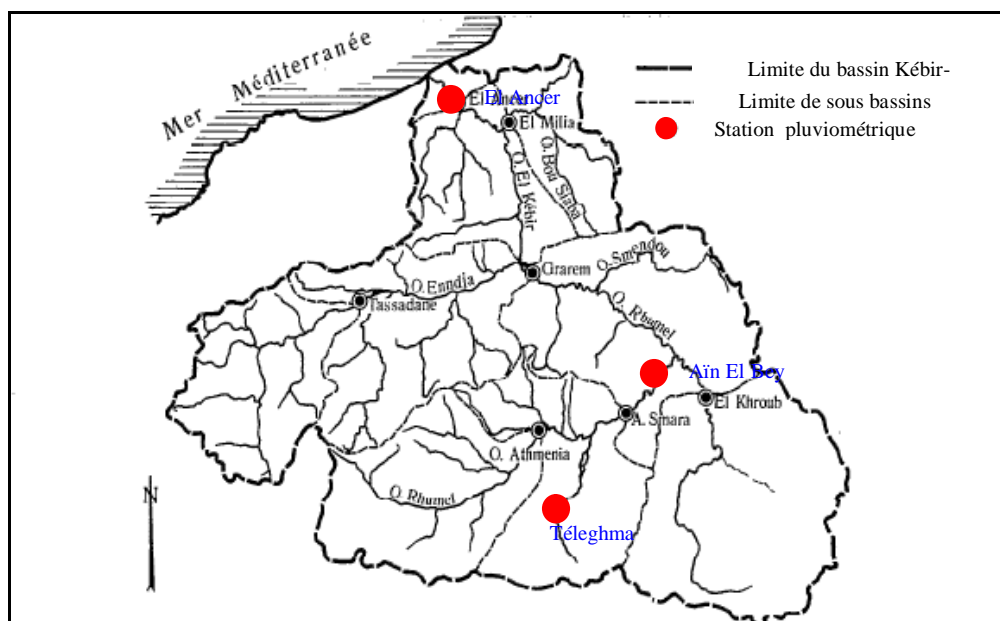


Figure 17. Réseau hydrographique et stations pluviométriques.

Le tableau N°05 et la figure (18_{a-b-c}) permettent les remarques suivantes:

a- les précipitations annuelles s'accroissent de l'amont vers l'aval avec un rapport pouvant passer du simple au double (tab. 05).

Tableau 05. Totaux pluviométriques annuels (en mm).

Station	Année	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	moyenne
Téleghma		488.4	452.9	477.7	504.4	389.8	488	487.6	562.8	1229.4	322.4	540.3
Aïn El Bey		456.8	458.7	519.6	513.8	376.6	463.5	474.1	551	1182.4	325.5	535
Al Ancer		1105.4	644.9	977.6	796.3	601.4	743.2	671.1	813.5	1968	934.8	925.6

Source: ONM (1996-

2005).

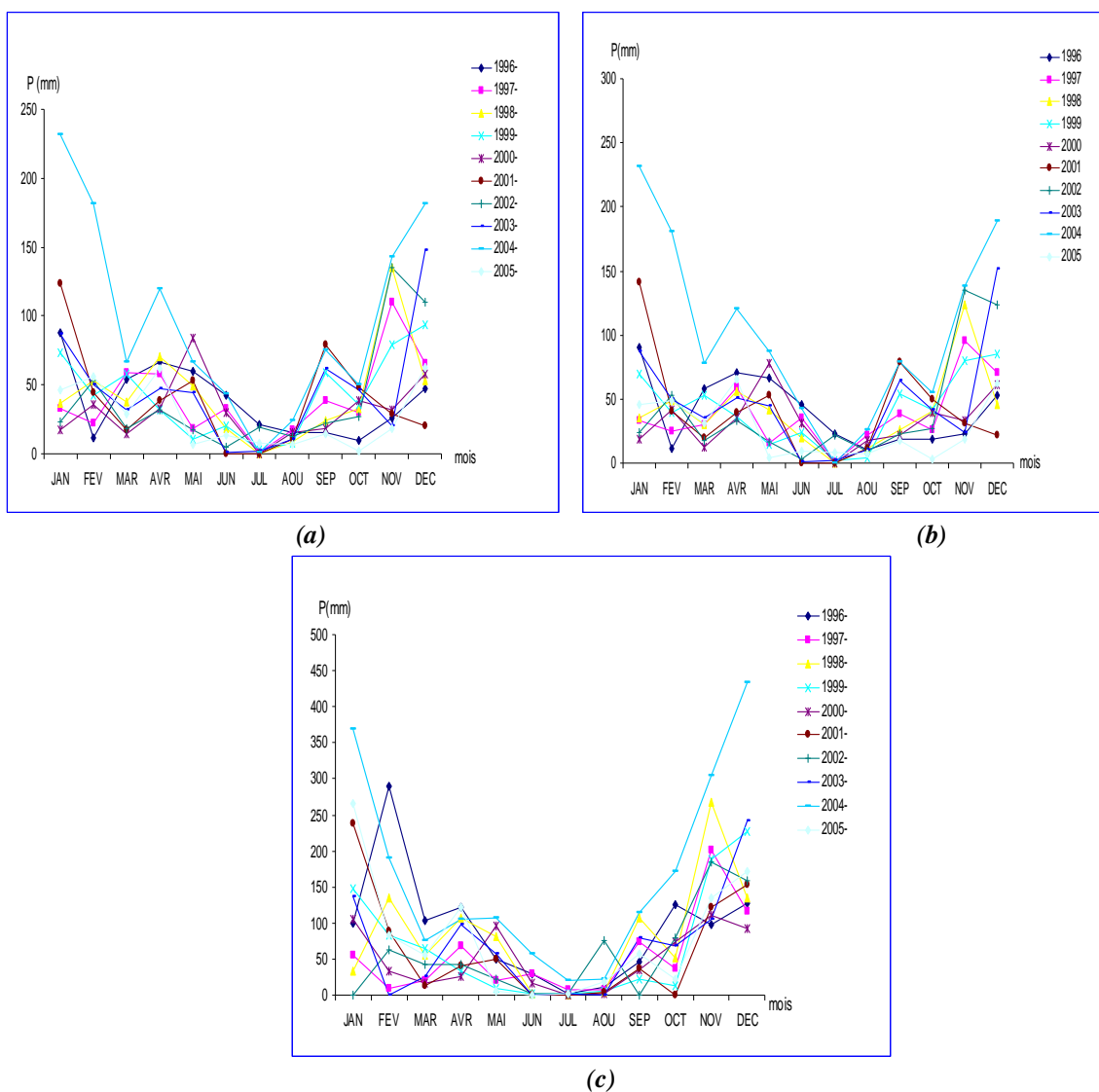


Figure 18. Répartition mensuelle des précipitations pour les stations de Téleghma (a), Aïn El Bey (b) et Al Ancer (c).

Par ailleurs, les totaux pluviométriques annuels sont assez variables dans le temps; l'année 2004 est de loin celle qui présente la plus forte pluviosité. Du sud au nord et pour les trois stations considérées, le coefficient de variation (CV) est respectivement de 0.33, 0.32 et 0.31.

b- la représentation graphique du régime pluviométrique (fig. 19) met en évidence une certaine variation de ce régime sur le plan géographique et surtout l'individualisation partout nette de la saison sèche (juin, juillet et août).

c- la répartition mensuelle des pluies pour les stations montre l'importance de la variabilité des apports pluviométriques. Les coefficients de variation calculés sur la période considérée sont respectivement de l'ordre de 0.60, 0.59 et 0.53 en décembre (mois le plus humide) et atteignent 1.46, 1.44 et 0.65 en juillet (mois le plus sec).

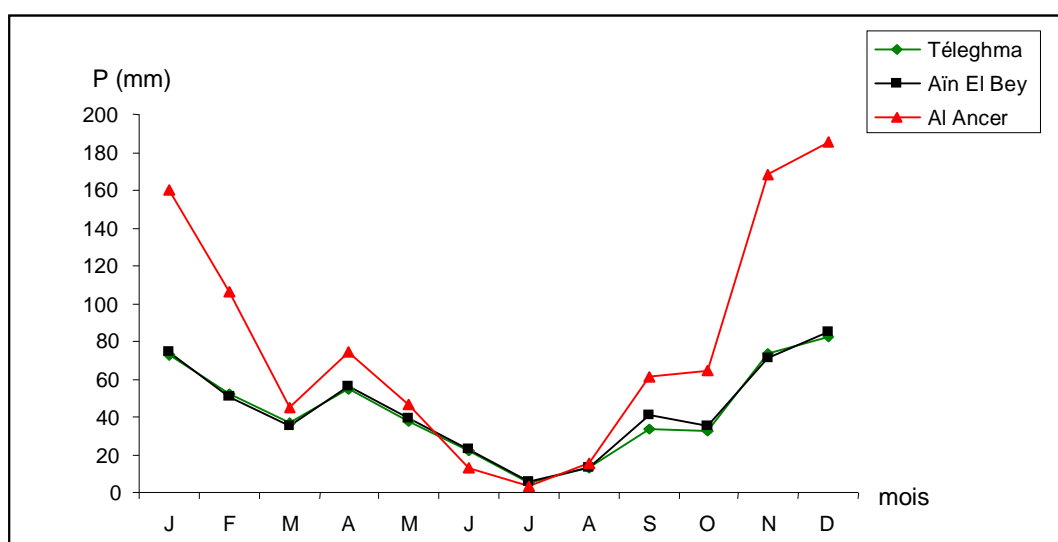


Figure 19. Régime pluviométrique de trois stations-typiques (moyennes mensuelles 1996-2005).

1.3.1.2. Températures

Les températures moyennes annuelles (période 1996-2005) sous abri et pour les trois stations de Téléghma, Aïn El Bey et Al Ancer sont respectivement de l'ordre de 14.86°C, 14.26°C et 18.78°C (tab. 06). En raison de la continentalité, elles sont plus élevées en amont qu'en aval.

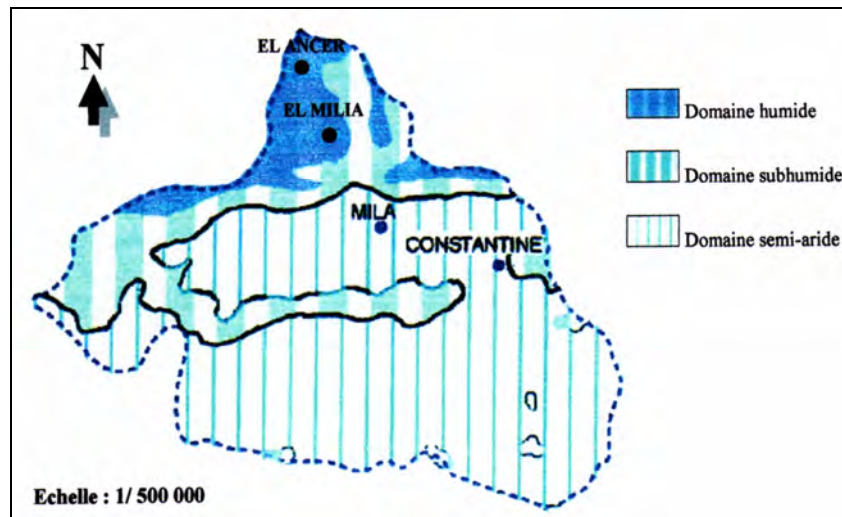


Figure 21. Carte des zones bioclimatiques du bassin versant Kébir-Rhumel [Mebarki, 2005].

1.2.3. Réseau hydrographique

L'oued Rhumel est l'un des principaux cours d'eau de l'Est Algérien. Les apports en eau sont modestes sur les hautes plaines où se conjuguent faiblesse des précipitations (moins de 400 mm/an) et importance relative de l'évapotranspiration. L'oued Boumerzoug, est l'un des principaux affluents du Rhumel supérieur. Il présente un débit très faible (autour de $0.36 \text{ m}^3/\text{s}$ à la station d'El Khroub).

Dans le bassin moyen, après le franchissement du Rocher de Constantine, le débit du Rhumel s'accroît progressivement, en raison du changement climatique (on passe du semi-aride au subhumide). Il atteint $5.52 \text{ m}^3/\text{s}$ à Grarem, bénéficiant de l'apport conséquent de l'oued Smendou, affluent qui prend naissance dans les monts élevés du Djebel Ouahch (Constantine).

Plus au Nord, l'oued Rhumel associe à lui l'oued Endja dont l'apport moyen, fourni par un bassin de 960 km^2 seulement. Le débit s'élève à $3.41 \text{ m}^3/\text{s}$ d'eau à la station de Douar Tassadane. A l'aval de la confluence Rhumel-Endja, l'oued Kébir est renforcé par le puissant affluent montagnard, l'oued Bousiaba qui fournit à lui seul $3.77 \text{ m}^3/\text{s}$ d'eau à la station d'El Milia. Il continue d'être abondamment alimenté par d'autres affluents (Irdjana, Itera...), tous issus de secteurs montagnards bien arrosés. A l'issue d'un bassin de 8735 km^2 , l'apport enregistré à El Ancer, station la plus proche de la mer, atteint $26.2 \text{ m}^3/\text{s}$.

1.2.4. La végétation

1.2.4.1. La végétation forestière

Le domaine humide et subhumide (le plus arrosé de tout le bassin versant), caractérisé par des espaces montagneux et la prépondérance des formations gréseuses, est le terrain de prédilection du chêne liège *Quercus suber*: subéraies des massifs de la petite Kabylie.

Le chêne zeen (*Quercus fagineae*) et afarès (*Quercus afares*), se limitent à quelques étendues restreintes à l'ouest du bassin, de même que l'on relève quelques îlots de chêne vert au sud du bassin (fig. 22).

1.2.4.2. La végétation des terres cultivées

Les zones bioclimatiques humides à hiver chaud favorisent les cultures délicates (agrumes, primeurs) et autres arbres fruitiers. Ces cultures épousent une étroite bande littorale des plaines de Jijel. Les zones à étage bioclimatique semi-aride à hiver frais sont caractérisées par l'omniprésence de la céréaliculture, souvent pratiquée avec de la jachère.

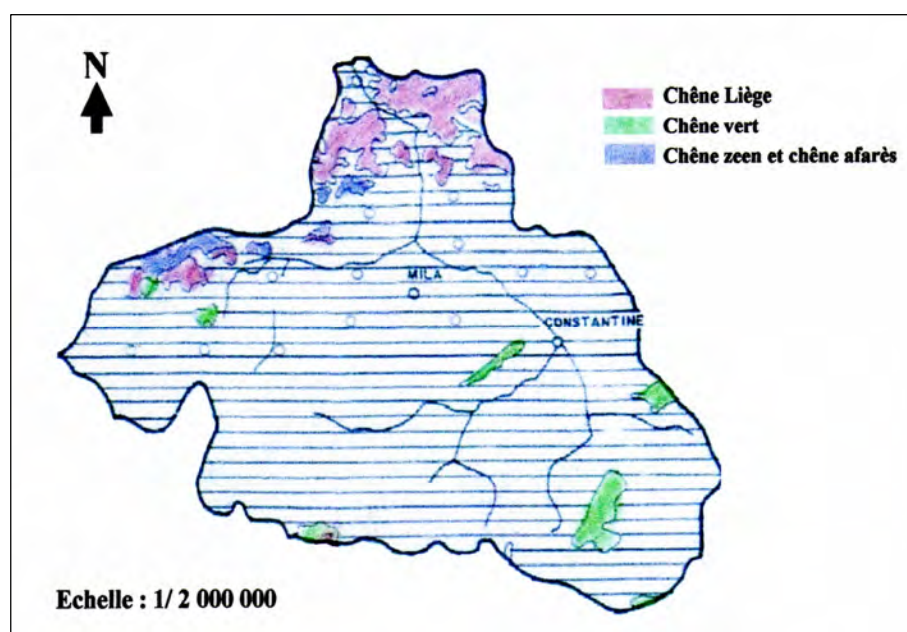


Figure 22. Couverture végétale du bassin versant Kébir-Rhumel [Mebarki, 2005].

L'oued Kébir-Rhumel et ses affluents sont bordés par des formations boisées hygrophiles parmi lesquelles dominent le tamarin (*Tamarix gallica*) et le peuplier blanc (*Populus alba*) avec un degré moins important. C'est la raison pour laquelle nous avons ciblé dans notre travail le tamarin comme matériel biologique d'étude. On note aussi la présence du laurier rose dans certaines stations ainsi que celles de certaines espèces herbacées diverses.

1.3. Les sources de contamination

Au niveau de la zone d'étude, les différentes agglomérations ont connu ces dernières décennies une extension difficilement contrôlée pour les secteurs suivants: urbain, industriel et trafic routier. Ces différents secteurs sont à l'origine des divers rejets liquides, solides ainsi qu'atmosphériques (fig. 23). Cette situation s'étend sur un rayon de 20 km autour de la ville de Constantine. Il s'agit donc des différents rejets (en partie traités) des industries et des agglomérations de Aïn Smara, d'El Khroub, de Hamma Bouziane, de Didouche Mourad et enfin de Constantine qui se caractérise par le plus important apport.

Par ailleurs, la décharge publique, située dans la commune de Aïn Smara à 11 km de Constantine, reste une menace permanente pour la santé et le bien être de la population et l'environnement. D'une part, les fumées nauséabondes qui se dégagent 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 terminent leur parcours dans les eaux de l'oued en aval de cette décharge.



Figure 23. Etat des bordures de l'oued dans la zone d'étude.

Les principales sources de contamination de l'oued kébir-Rhumel sont les suivantes:

1.3.1. Les industries

Il s'agit des industries de constructions mécaniques de l'oued Hamimine, de Aïn Smara, les unités de textiles et de produits laitiers de Constantine, des complexes d'hydrocarbures d'El Khroub, de la cimenterie de Hamma Bouziane, de l'unité de production de détergents de Chelghoum Laïd, la tannerie et l'unité de céramique d'El Milia. Les industries localisées autour des autres agglomérations génèrent également des rejets non négligeables (fig. 24).

1.3.2. Le trafic routier

Il est important au niveau des routes nationales et secondaires longeant l'oued Kébir-Rhumel et ses effluents. 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 Kébir-Rhumel qui constitue l'exutoire du réseau hydrologique dans la région d'étude.

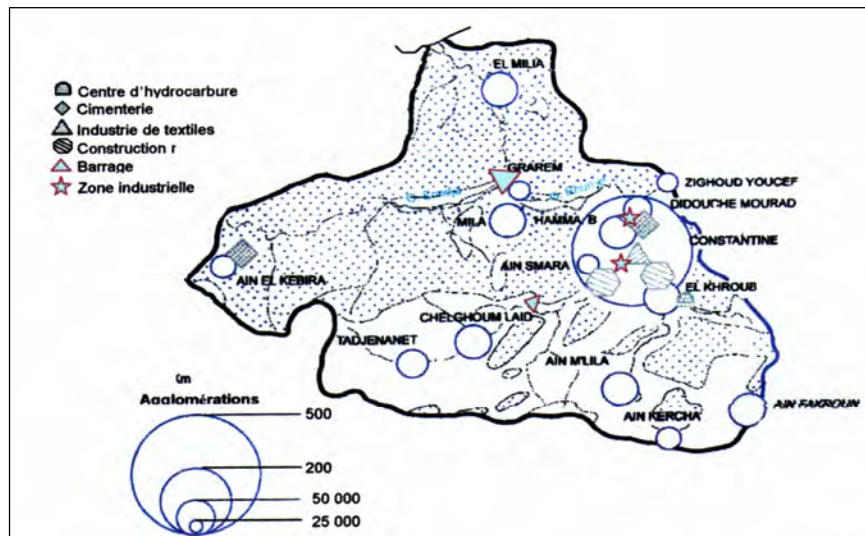


Figure 24. Localisation des principales Industries et agglomérations du bassin versant Kébir-Rhumel [Mebarki, 2005].

2. Méthodologie

2.1. Plan d'échantillonnage et choix des stations

Sur une carte topographique de 1/25.000, le tronçon d'étude a été découpé en segments de 2 cm de longueur. Au total, 250 segments ont été ainsi obtenus. Chaque segment correspond à une station d'échantillonnage. Après numérotation de tous les segments, l'ensemble est soumis à un tirage au sort sans remise. Dix (10) stations ont été ainsi choisies le long de la section de l'oued Kébir-Rhumel allant de la région de Oued El Athmania (wilaya de Constantine) à son embouchure dans la région d'El Ancer (wilaya de Jijel) (fig. 25).

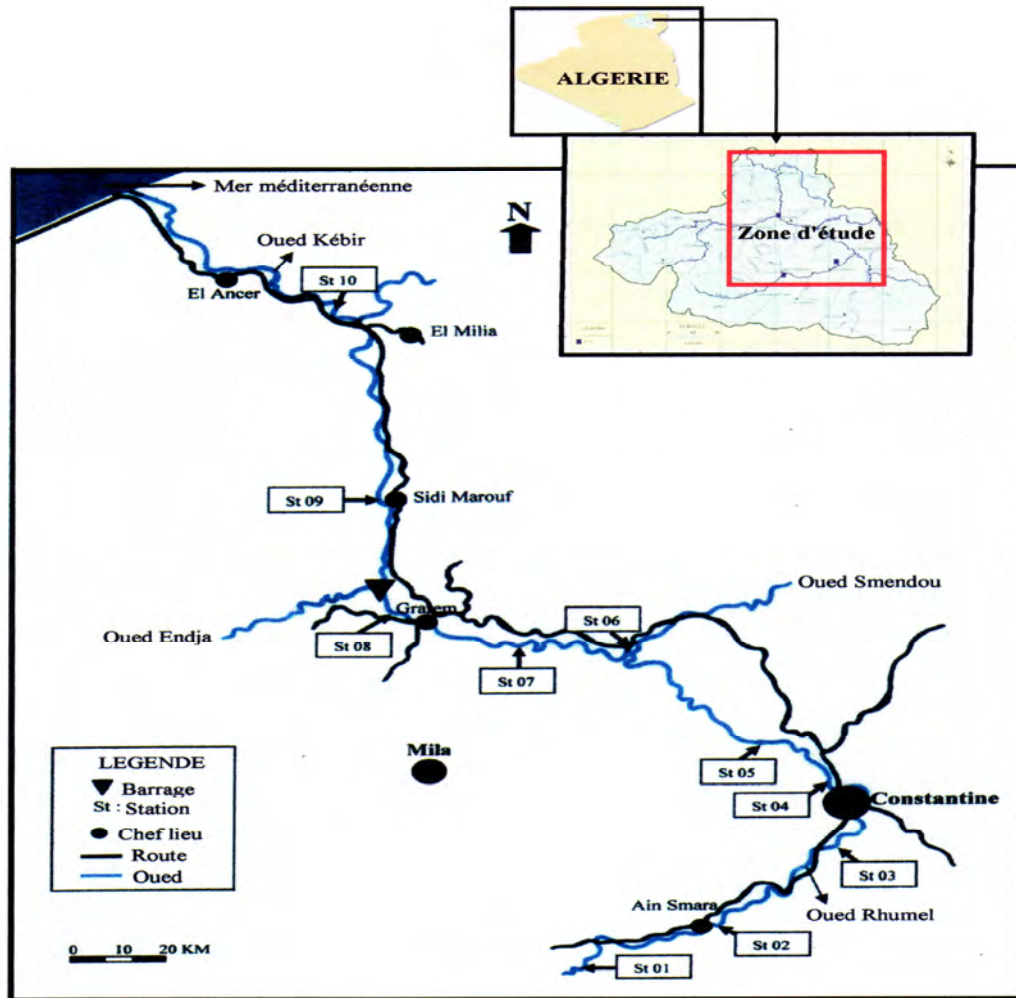


Figure 25. Localisation des stations d'échantillonnage.

Les prélèvements des échantillons ont eu lieu en mars 2004 juste après une forte période de crues, où les deux bordures de l'oued étaient entièrement inondées et pleinement couvertes de dépôts à une distance de plus de 100m de la bordure.

Dans les placettes sous végétation, les prélèvements ont été effectués au niveau de trois bandes: la bande du côté de la route (SBR), la bande centrale au milieu de la végétation (SMV) c'est-à-dire sous tamaricée et la bande en bordure de l'oued (SBO). Dans les placettes nues, les prélèvements des échantillons ont été effectués selon les mêmes positions que celles des placettes sous végétation. Les bandes de prélèvement sont localisées du côté de la route (SNBR), au milieu des placettes nues (MSN) et en bordure de l'oued (SNBO) (fig. 26).

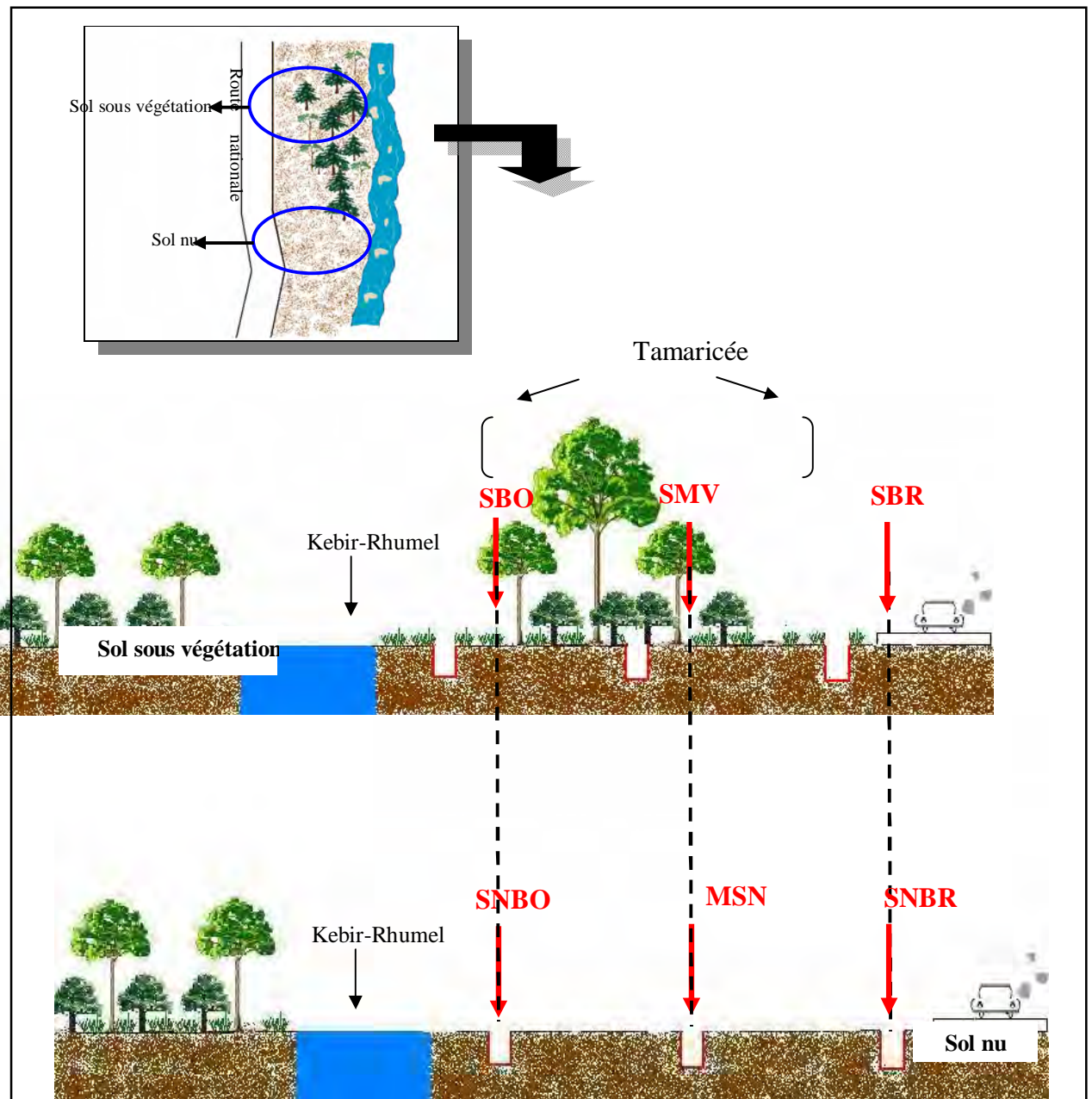


Figure 26. Plan et méthode de prélèvement des échantillons.

2.2. Caractéristiques des stations

Station 01 [36°15' Nord ; 6°29' Est]

La station est située en amont de Ain Smara au pied d'une carrière. L'essence végétale dominante est le tamarin, mais on note en proximité la présence de certaines essences telles que le peuplier blanc, le frêne, le laurier rose et des espèces herbacées diverses.

Station 02 [36°17' Nord ; 6°33' Est]

Elle est située à environ 2 Km en aval de la décharge publique de Ain Smara, là où l'oued Rhumel reçoit tous les apports de cette localité, ceux de l'E.N.M.T.P et de la décharge publique. La station est caractérisée par une couverture végétale luxuriante marquée par la dominance du tamarin. On note aussi la présence du peuplier blanc, le frêne, le laurier rose, le cyprès et quelques espèces herbacées.

Station 03 [36°22' Nord ; 6°36' Est]

La station est située en aval de la ville de Constantine et après la confluence avec l'oued Boumerzoug. Elle reçoit les apports urbains et industriels issus de la ville de Constantine et ceux de la localité d'El Khroub. La station est caractérisée par une végétation abondante et variée dominée principalement, au niveau des bordures de l'oued, par le tamarin. D'autres espèces telles que l'eucalyptus, le peuplier blanc, le frêne, le mûrier, le figuier le laurier rose et des espèces herbacées ont été recensées.

Station 04 [36°23' Nord ; 6°34' Est]

Cette station est située en amont de la station d'épuration Ibn Ziad et après la confluence avec les oueds Melah et Hamma. La végétation des bordures de l'oued, recensée au niveau de cette station, est dominée par le tamarin. On note aussi la présence de l'eucalyptus, et d'herbacées et une importante régénération du peuplier blanc.

Station 05 [36°24' Nord ; 6°32' Est]

Cette station est située en aval de la station d'épuration. La végétation dominante est le tamarin. On note aussi la présence de certains sujets de frênes, de lauriers roses et quelques pieds de peuplier blanc.

Station 06 [36°29' Nord ; 6°38' Est]

Située au niveau de la confluence de l'oued Rhumel et de l'oued Smendou. Les sols de bordures sont très caillouteux. L'espèce dominante est le tamarin. On note aussi la présence du frêne, du laurier rose et une régénération importante du peuplier blanc.

Station 07 [36°30' Nord ; 6°22' Est]

Cette station est située en amont de l'agglomération de Grarrem Gouga (wilaya de Mila). En bordures de l'oued, l'espèce dominante est toujours le tamarin. On note aussi la présence de pommiers, d'abricotiers et quelques pieds de peuplier blanc sous forme d'arbustes.

Station 08 [36°31' Nord ; 6°17' Est]

Cette station est située en aval de l'agglomération de Grarrem Gouga, juste avant l'arrivée au barrage de Beni-Haroun. Le couvert végétal est constitué uniquement de tamarins.

Station 09 [36°39' Nord ; 6°16' Est]

Cette station est située en aval du barrage de Beni-Haroun dans la localité de Sidi Marouf (wilaya de Jijel). Le tapis végétal est assez abondant. Il est dominé principalement par le tamarin tout en comportant des peupliers blancs, des lauriers roses et quelques espèces herbacées.

Station 10 [36°47' Nord ; 6°11' Est]

Cette station est située dans la localité d'El Ancer (wilaya de Jijel), proche de l'embouchure de l'oued El Kébir. L'espèce végétale dominante est le tamarin avec la présence de quelques pieds de peupliers blancs.

2.3. Prélèvement des échantillons et conservation

Au niveau de chaque bande des deux placettes, les échantillons de sol ont été collectés en deux endroits et sur deux profondeurs : 0-20cm et de 20-40cm à l'aide d'une tarière hollandaise. L'outil de prélèvement a été rincé 2 à 3 fois avec l'eau du robinet avant chaque échantillonnage. Pour les échantillons de végétation, un échantillon moyen de feuilles a été prélevé au niveau de deux individus différents de façon à couvrir l'ensemble de la couronne. Nous avons obtenu ainsi 20 échantillons de feuilles de tamarin au total.

2.4. Préparation des échantillons de sol et de végétation avant l'analyse élémentaire

2.4.1. Préparation physique des échantillons

Les préparations effectuées avant le dosage des métaux ont été réalisées au Laboratoire de Biologie et Environnement (L.B.E, Université Constantine 1).

Pendant toutes les étapes de préparation des échantillons, les consignes pour éviter une éventuelle contamination ont été respectées. Tous les produits chimiques utilisés sont de qualité analytique reconnue (Merck, Suprapur ou ProAnalysis). La verrerie et les équipements en contact avec les échantillons, ont été préalablement nettoyés avec des solutions d'acide nitrique à 10% puis rincés à l'eau pure.

Les échantillons de sol ont été séchés à l'air libre. Une fois secs, les échantillons ont été désagrégés avec un mortier en porcelaine puis tamisés à 2 mm.

Pour la végétation, chaque échantillon de feuilles est partagé en deux lots. Le premier lot est lavé plusieurs fois, d'abord à l'eau du robinet, puis à l'eau bidistillée. Il est ensuite mis à sécher dans une étuve ventilée à 105 °C pendant 48 heures. Le deuxième lot est mis à sécher sans être lavé, dans les mêmes conditions que le précédent. Une fois sèche, les feuilles sont découpées, puis pulvérisées dans un broyeur à billes, en porcelaine dure.

2.5. Analyses physico-chimiques

2.5.1. La granulométrie

La méthode utilisée pour la détermination des fractions granulométriques est la méthode internationale, à la pipette de Robinson [ISRIC, 1984]. Elle a été réalisée au niveau du laboratoire des travaux publics de la wilaya de Jijel. Elle consiste à séparer la partie minérale du sol en fonction des diamètres des particules et à déterminer les proportions relatives de ces fractions.

Les fractions grossières, sont séparées par tamisage, tandis que les fractions fines (limons et argiles), sont séparées par sédimentation. Le prélèvement de ces dernières se base sur la relation liant le temps de sédimentation et le diamètre des particules, donnée par la loi de Stocks. On prélève à la pipette un petit volume connu de la suspension dont on pèsera le résidu solide après évaporation du liquide.

2.5.2. Le pH-eau

La mesure du pH est effectuée par voie électrométrique sur une prise d'échantillon mise en solution dans de l'eau distillée (pH_{H_2O}) et dans les rapports pondéro-volumétriques de 1/5 [Aubert, 1978].

2.5.3. Le carbone organique (C%)

Le dosage du carbone organique est réalisé suivant la méthode de Walkley-Black [1974]. La technique est basée sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide. Le carbone est transformé en CO_2 et CrO_7^{-2} et réduit en Cr^{3+} . La quantité de bichromate de potassium utilisée excède la quantité nécessaire pour l'oxydation du carbone à doser. L'excès de $K_2Cr_2O_7$ est titré à l'aide d'une solution de sulfate ferreux sept fois hydraté.

Le résultat est exprimé en % de sol sec en carbone organique (C) ou de matière organique (MO) selon la relation suivante :

$$MO (\%) = 1.725 \times (C)\%$$

2.5.4. La conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur globale en sels dissous. Elle est mesurée dans l'extrait de sol à température donnée dans le rapport sol /eau de 1/5.

La valeur de la conductivité électrique du milieu est lue directement sur l'écran digital du conductimètre. Elle est exprimée en mS/cm^2 [Aubert, 1978].

2.5.5. Le calcaire total (CT)

Le calcaire total est déterminé à l'aide du calcimètre de Bernard, par dosage du CO_2 provenant de la réaction du carbonate de calcium (CaCO_3) avec l'acide chlorhydrique. Le volume de CO_2 dégagé est proportionnel à la quantité de carbonates présents et donc du calcaire. La quantité de carbonates est déduite de la courbe d'étalonnage effectuée avec une série de quantités connues de carbonate de calcium [Duchaufour, 1979].

2.5.6. La capacité d'échange cationique (CEC)

La méthode utilisée consiste à saturer par les ions NH_4^+ par traitement de l'échantillon avec une solution d'oxalate d'ammonium, l'excès de NH_4^+ qui saturer les pores est éliminé par lavage à l'alcool éthylique. L'ammoniaque est alors déterminé par titration avec une solution de H_2SO_4 (0,025 mol/L).

Les teneurs sont exprimées par $\text{cmole}^+ \cdot \text{Kg}^{-1}$ [Duchaufour, 1979].

2.6. Méthode d'extraction et d'analyse d'ETM dans le sol et la végétation

2.6.1. Extraction des teneurs presque totales dans le sol (attaque à l'eau régale)

La méthode retenue est une digestion humide à l'eau régale (aqua regia), mélange d' HNO_3 et d' HCl , dans les proportions 1:3 (1V/3V). Dans des bombes à téflon, 10ml d'un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique concentrés sont ajoutés à 0.5g de sol sec tamisé à 2mm. La digestion est effectuée sous pression et à chaud dans un four à micro-ondes (modèle MWS-2, Berghof B).

Elle est réalisée en deux étapes, selon les conditions notées dans le tableau N°07.

Tableau 07. Etapes et conditions d'extraction des métaux lourds des échantillons de sol.

	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
Première étape	20	100	80
Deuxième étape	20	175	20

Après refroidissement, le liquide obtenu est transféré par filtration (sur papier Whatman 540), dans une fiole de 50 ml. Les bombes à téflon sont rincées avec de l'eau pure pour compléter les fioles jusqu'au trait de jauge. Tous les extraits sont conservés à 4°C dans des flacons en polypropylène, rincés préalablement par de l'acide nitrique (5N) et l'eau déminéralisée, afin d'éviter les éventuelles contaminations.

2.6.2. Préparation des extraits de plantes

Comme pour le sol, la minéralisation est faite dans des bombes en téflon sous pression et à chaud dans un four à micro-ondes.

Le procédé d'extraction consiste à ajouter à 0.2 g d'échantillon de plante, réduits en poudre fine, 1 ml d'eau oxygénée (30%) et 9 ml d'acide nitrique concentré.

L'extraction est réalisée en deux étapes, selon les conditions notées dans le tableau N°08.

Tableau 08. Etapes et conditions d'extraction des métaux lourds des échantillons de plantes.

	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
Première étape	5	100	80
Deuxième étape	10	175	40

2.6.3. Méthode d'analyse

Le dosage des métaux lourds dans l'ensemble des échantillons (sol, végétation) a été effectué au niveau du laboratoire de chimie analytique et d'écochimie de l'Université de Gand en Belgique, par ICP-OES (*Inductively coupled plasma optical emission spectrometer*) (varian type Vista-MPX CCD Simultaneous) (fig. 27).



Figure 27. Appareil utilisé pour le dosage des éléments traces dans le sol et la végétation.

La spectroscopie d'émission optique, utilise la technique du plasma d'argon induit par hautes fréquences comme source d'ionisation et d'excitation. Le terme plasma désigne des gaz partiellement ionisés, macroscopiquement électriquement neutres. La source ICP apparaît comme une flamme blanche, brillante et très intense. Sa température (>5000K) plus élevée que celles des flammes chimiques (3000K) est à l'origine de l'intérêt qu'elle a suscité en analyse. En effet, à ces températures, non seulement la plupart des espèces moléculaires sont parfaitement dissociées, mais les rendement en atomes excités et / ou ionisés sont aussi bien supérieurs. Ceci permet l'analyse d'un grand nombre d'éléments avec une très bonne sensibilité [Riandey et al., 1982 ; Cresser et al., 1994].

La validation de la méthode d'analyse repose sur l'analyse d'échantillons certifiés. Les échantillons certifiés à notre disposition sont BCR CRM 141 R, Calcareous loam soil pour le sol et, 62- BCR, Olea europea leaves pour la végétation. Les deux types d'échantillons de référence ont fait l'objet de 03 répétitions chacun.

Pour chaque échantillon certifié, un taux de récupération de l'élément analysé est calculé. Il correspond au rapport entre la concentration mesurée et la concentration indiquée par l'organisme de certification (tableaux 09 et 10).

Tableau 09. Taux de récupération du plomb, du cadmium et du zinc dans le sol.

	Ref	Essai 01	Essai 02	Essai 03	Moyenne	% de récupération
Pb (ppm)	50	42.899	41.972	41.084	41.985	83.97
Cd (ppm)	14	12.38	12.05	12.05	12.16	86.88
Zn (ppm)	270	260.31	262.44	253.08	258.61	95.78

Tableau 10. Taux de récupération du plomb, du cadmium et du zinc dans la végétation.

	Ref	Essai 01	Essai 02	Moyenne	% de récupération
Pb (ppm)	25	21.15	21.53	21.34	87.36
Cd (ppm)	0.1	0.090	0.089	0.0895	89.50
Zn (ppm)	15	14.25	13.76	14.005	93.36

2.7. Traitement statistique des résultats

Les résultats obtenus ont fait l'objet des analyses suivantes :

L'analyse de la Variance à 1 facteur (ANOVA) permet de comparer des moyennes sur plusieurs échantillons. Elle est suivie par un test post hoc de Scheffé mettant en évidence les différences dans les comparaisons et spécifiant le ou les groupes responsables d'une ou plusieurs différences. Cette analyse de la variance vise à mettre en évidence l'effet des variables étudiées (effet station et effet position) lorsque celles-ci sont significatives aux seuils de 0.1%, 1% et 5%.

La deuxième analyse statistique plan statistique utilisée est le test de "Student" qui permet de comparer les moyennes deux à deux des teneurs métalliques des feuilles lavées et non lavées afin de déterminer la source éventuelle de la contamination métallique des sols.

La troisième analyse statistique utilisée vise à étudier les relations existantes entre les propriétés physico-chimiques des sols et les teneurs en éléments traces métalliques. Pour cela, nous avons fait appel à des corrélations linéaires simples basées sur le calcul du coefficient de Pearson. Cette méthode statistique permet d'étudier l'intensité de la liaison qui peut exister entre deux variables. Elle est représentée graphiquement sous forme de droite suite à un ajustement linéaire. En effet, seules les corrélations significatives ont été retenues.

Les résultats des paramètres physico-chimiques et des teneurs totales en éléments traces métalliques étudiés sont illustrés sous forme d'histogrammes. Tous les traitements statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel STATISTICA (*version 8.0*).

Chapitre III

Résultats et discussion

1. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction des stations

1.1. Les paramètres physico-chimiques

Les résultats des analyses de paramètres physico-chimiques pour les 240 prélèvements étudiés sont consignés en (Annexe 01) et leurs statistiques générales de base sont résumés dans le tableau N°11. Ils sont illustrés sous forme d'histogrammes dans la figure N°28.

Tableau 11. Propriétés physico-chimiques des sols étudiés.

<i>Paramètres</i>	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>CV</i>
pH	7.10	8.35	07.83	0.24	6.06
MO%	0.92	5.17	03.30	0.83	25.4
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	172	915	410.50	171.03	41.6
CaCO ₃ (%)	12.10	54.10	37.65	7.16	19.0
CEC ($\text{cmole}^+.\text{kg}^{-1}$)	8.70	25.50	17.60	3.04	17.13
Argile (%)	5.30	19.30	10.22	2.73	26.7
Limon (%)	1620	47.60	30.91	6.93	22.4
Sable (%)	35.60	75.30	58.40	8.42	14.47

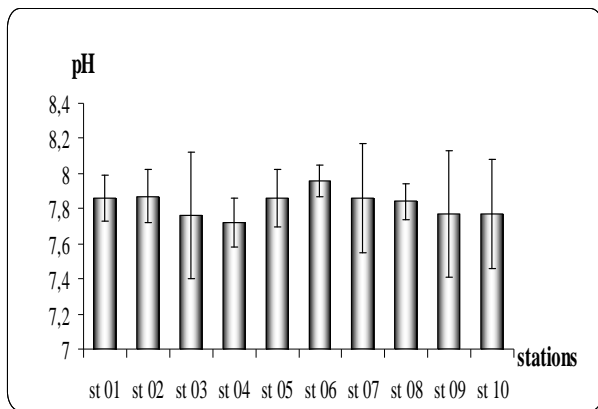
CV : coefficient de variation ; MO : matière organique ; CE : conductivité électrique ; CEC : capacité d'échange cationique.

1.1.1. Le pH

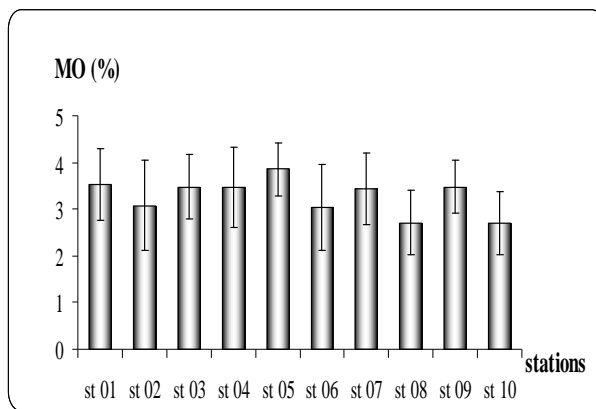
Le pH des sols présente des valeurs qui varient entre un minimum de 7.10 et un maximum de 8.35 avec une moyenne de 7.83 et un écart-type de 0.24. Cependant, 16% des sols de la zone d'étude sont neutres et 84% sont basiques. En moyenne, un tel pH est considéré selon les normes du [MFC \[1974\]](#) comme légèrement alcalin.

En fait, les valeurs mesurées du pH caractérisent les sols calcaires. En effet, selon [Baize et Jabiol \[1995\]](#), les sols calcaires ont un pH entre 7.3 et 8.5. Ceci est apparemment dû à la nature géologique calcaire des sols du bassin versant de l'oued Kébir-Rhumel [[Mebarki, 1984](#)].

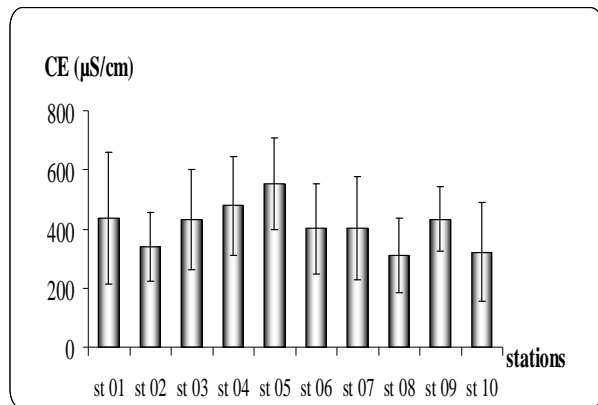
D'après la figure (28_a), les valeurs du pH présentent un important coefficient de variation. Une telle situation est vérifiée par l'analyse de la variance qui fait bien ressortir un effet station significatif ($F= 2.1$ et $p<0.05$) (Annexe 02). En effet, c'est la station 06 en aval de la wilaya de Constantine au niveau de la confluence de l'oued Rhumel et oued Smendou qui présente la valeur moyenne du pH la plus élevée (7.96 ± 0.10), tandis que la station 04 située après la station d'épuration Ibn Ziad comporte la valeur moyenne la plus basse (7.72 ± 0.14).



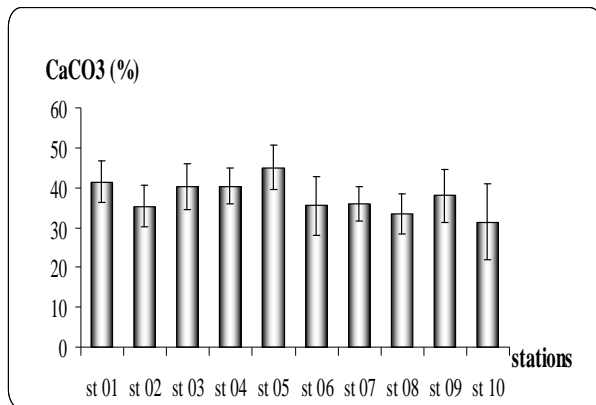
(a)



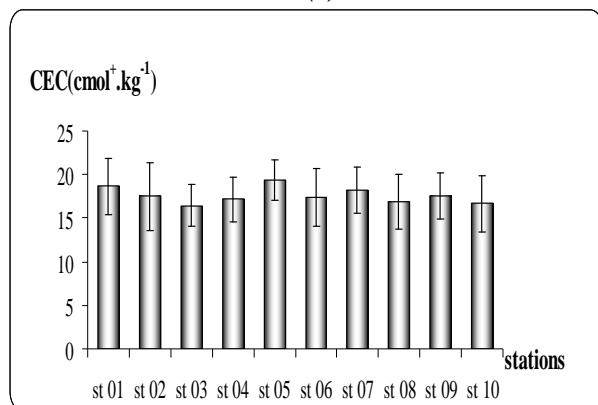
(b)



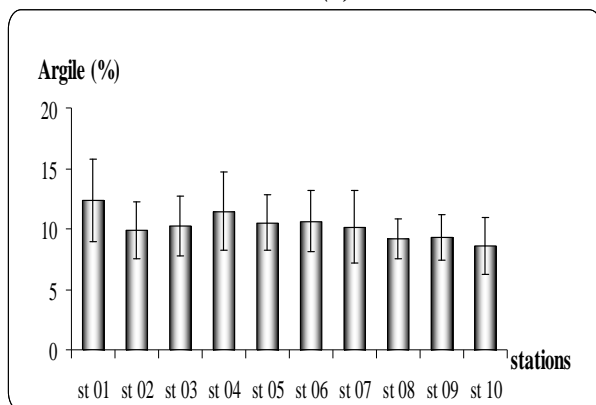
(c)



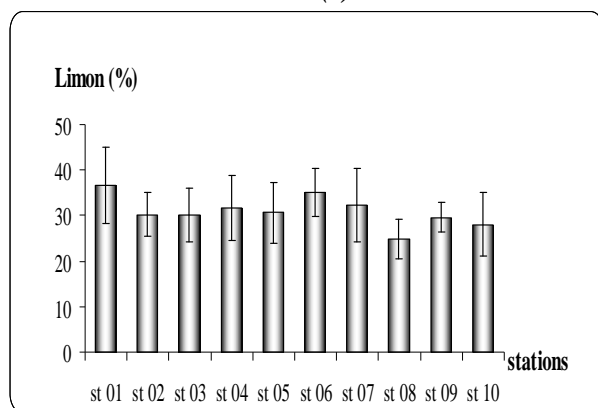
(d)



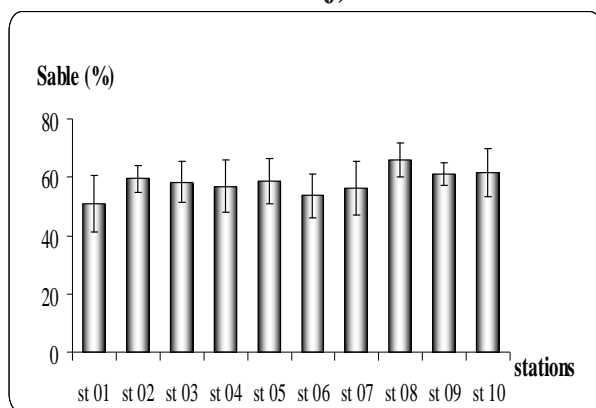
(e)



(f)



(g)



(h)

Figure 28. Variation spatiales des paramètres physico-chimiques des sols.

Par ailleurs, l'étude de la régression déterminée pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues, montre que le pH du sol est lié positivement et significativement au calcaire total ($r=0.16$, $p<0.05$, $n=240$) et aux limons ($r=0.12$, $p<0.05$, $n=240$) (fig. 29). Ces résultats sont en accord avec ceux de [Moujahid \[2007\]](#) qui a montré que le pH des sols de la région de Sais au Maroc est significativement corrélé aux teneurs des sols en calcaire total et actif. Ainsi, selon [Plassard \[1999\]](#), le calcaire total joue un rôle important dans les sols, son équilibre de dissolution contrôle partiellement le pH, d'autant plus que les cations basiques (Ca^{++}) jouent un rôle essentiel dans la neutralisation de l'acidité, le maintien de l'activité biologique, et la structuration du sol [[Duchaufour, 1997](#)].

La corrélation positive et significative entre le pH et les limons semble être due selon [Baize \[2000a\]](#), à la structure minéralogique de cette fraction caractérisée par un déficit de charges positives dans leur cristal. Lorsque le pH augmente, l'hydrogène lié se dissocie et les cations du calcium (Ca^{++}) viennent compenser ce déficit par adsorption sur le complexe adsorbant du sol.

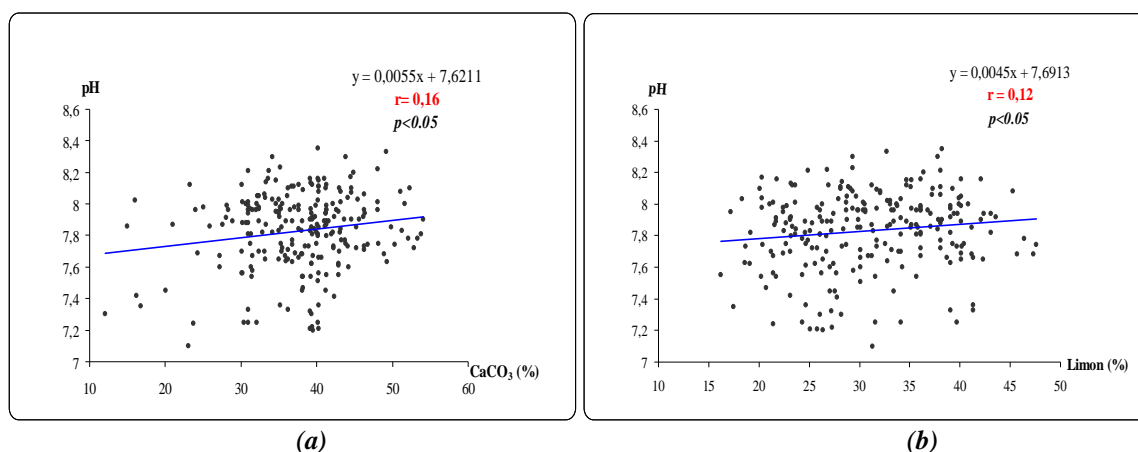


Figure 29. Régression du pH en fonction du calcaire total (a) et des limons (b).

1.1.2. La matière organique (MO)

Les teneurs extrêmes en matière organique des sols analysés sont de 0.92% et 5.17% avec une teneur moyenne de 3.27% et un écart-type de 0.83.

Pratiquement, 38.75 % des sols analysés possèdent des valeurs comprises dans l'intervalle des taux normaux (1.5% à 2.5%) donné par [Duthil \[1971\]](#). Par contre, 0.42% des sols ont des teneurs inférieures à 1.5% et 60.83% ont des teneurs en matière organique supérieures à 2.5%.

Un tel important taux de sols à teneurs élevées en matière organique ne peut s'expliquer que par la présence de la tamaricée connue pour générer de grandes quantités de matière organique [Lesica et DeLuca, 2004 ; Yin et al., 2010].

La représentation graphique (fig. 28_b), montre que les teneurs moyennes en matière organique des dix stations varient considérablement d'une station à une autre. Ceci, explique la valeur importante du coefficient de variation de cette variable (tab 11). En effet, une telle situation est vérifiée par l'analyse de la variance qui révèle un effet station hautement significatif ($F= 5.82$ et $p<0.001$) (Annexe 02).

C'est au niveau de la station 05 située après la station d'épuration Ibn Ziad que la teneur moyenne en matière organique la plus élevée ($3.85 \% \pm 0.58$) est enregistrée, alors que celle la plus faible ($2.70 \% \pm 0.6$) est déterminée au niveau de la station (10) située dans la partie aval de l'oued .

Par ailleurs, les tests de régression (fig. 30_{a-c}) déterminés pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues montrent que cette variable est liée positivement et hautement significativement au calcaire total ($r=0.33$, $p<0.001$, $n=240$), à la CEC ($r=0.30$, $p<0.001$, $n=240$), à l'argile ($r=0.40$, $p<0.001$, $n=240$), aux limons ($r=0.26$, $p<0.001$, $n=240$), mais négativement aux sables ($r= - 0.33$, $p<0.001$, $n=240$).

La relation très significative et positive de la matière organique avec l'argile est tout à fait prévisible et logique. En effet, les liaisons entre les minéraux argileux et les composés organiques à grosses molécules constituant la matière organique sont fondamentales dans l'architecture du sol et assurent sa stabilité par la constitution d'un ciment stable au sein d'agrégats qui le structurent favorablement. Ce sont des colloïdes électronégatifs dont la liaison nécessite la présence de ponts cationiques tels que celui de l'ion calcium après solubilisation des carbonates de calcium. Ceci, augmentera la capacité d'échange cationique et par conséquence la rétention des éléments minéraux dans le sol [Baize, 2000a].

La corrélation hautement significative entre la capacité d'échange cationique des sols et leurs teneurs en matière organique comparativement à celle avec leurs taux d'argile peut s'expliquer par le fait que les valeurs de la capacité d'échange cationique des sols sont dues beaucoup plus à leurs teneurs en matière organique. En effet, presque 70% des échantillons du sol ont des teneurs en matière organique supérieures à 2.5%.

Par ailleurs, la corrélation entre la matière organique et le calcaire total peut s'expliquer selon Rovira et Vallejo [2008] par le fait de la formation de nouveaux carbonates

en présence d'une activité biologique intense, dont les taux varient avec la décomposition de la matière organique. Ces nouveaux carbonates peuvent alors précipiter (sous forme de calcite ou autre carbonate solide) dans les systèmes ouverts où la pénétration du CO₂ de l'air joue un rôle majeur.

En revanche, l'existence d'une corrélation négative mais hautement significative entre la matière organique et le sable a été mise en évidence par [Feller *et al.*, 1991], qui ont constaté une diminution des stocks organiques dans les sols sableux ferrugineux et ferrallitiques de l'Afrique de l'Ouest. Ceci, peut s'expliquer aussi par le fait que la matière organique n'est pas retenue par les sables avec lesquels elle ne forme aucun complexe, à l'inverse des argiles.

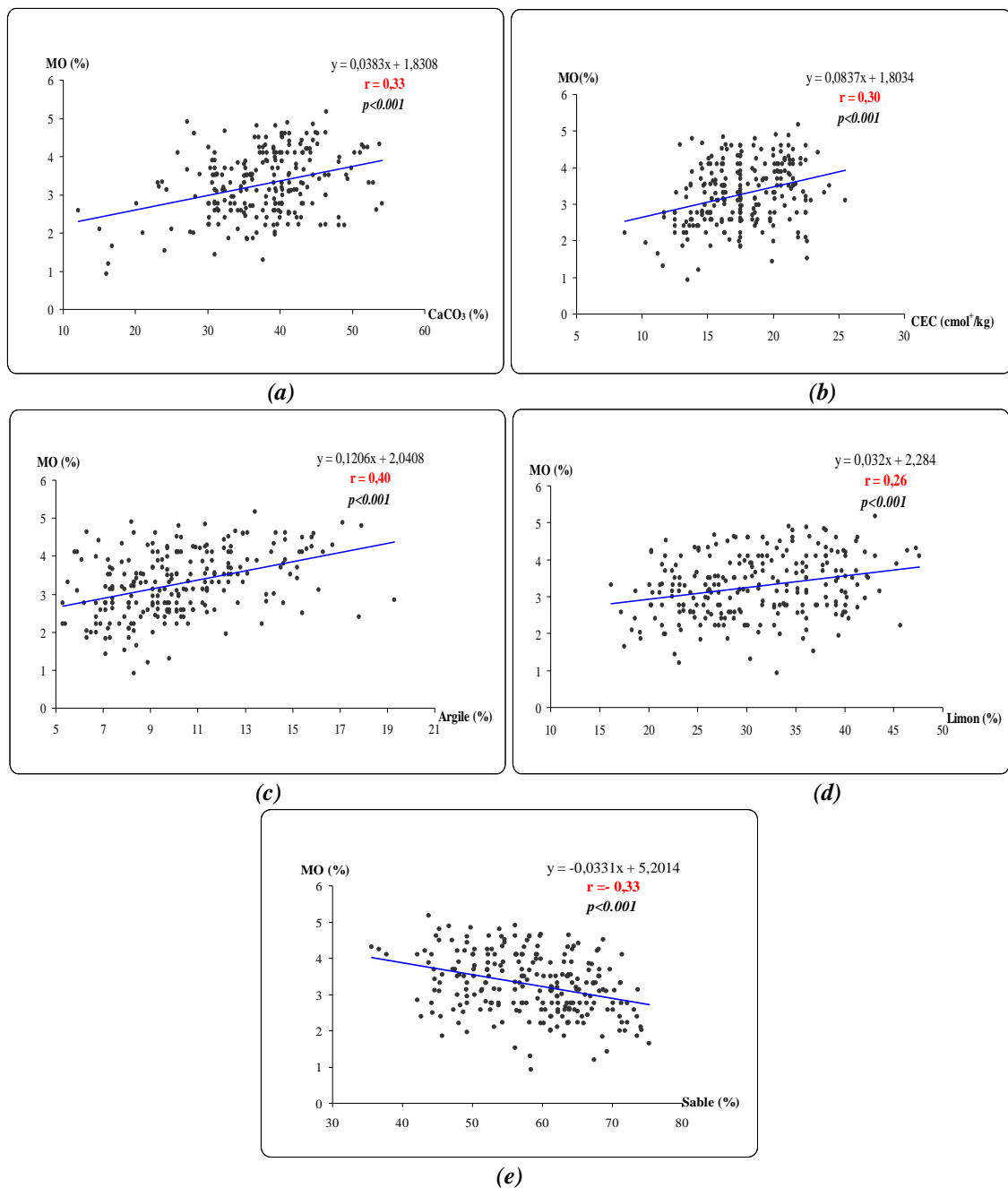


Figure 30. Régression de la matière organique en fonction du calcaire total (a), de la CEC (b), des argiles (c), des limons (d) et des sables (e).

1.1.3. La conductivité électrique (CE)

En ce qui concerne cette variable, les sols de la région d'étude présentent un minimum de 172 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un maximum de 915 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En moyenne, elle est de 410.40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec un écart-type de 171.03. D'après les normes de [MFC, \[1974\]](#), la conductivité électrique mesurée révèle des sols non salés pour l'ensemble de nos stations ($< 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$).

L'analyse de la figure (28_c) combinée avec l'analyse de la variance fait apparaître un effet station hautement significatif ($F=5.23$ et $p<0.001$) (Annexe 02). Une telle situation explique la valeur importante du coefficient de variation (tab. 11).

En moyenne, c'est la station 05 située après la station d'épuration Ibn Ziad qui enregistre la valeur la plus élevée (552.6 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 153.49$), tandis que la valeur la plus faible (310.41 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 126.42$) est enregistrée au niveau de la station 08 située en aval de l'agglomération de Garrem Gouga (Wilaya de Mila) avant d'arriver au barrage de Beni-Haroun.

Par ailleurs, les tests de régression (fig. 31_{a-e}) déterminés pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues montrent que la conductivité électrique est positivement et hautement significativement corrélée avec la matière organique ($r=0.39$, $p<0.001$, $n=240$), le calcaire total ($r=0.35$, $p<0.001$, $n=240$), l'argile ($r=0.28$, $p<0.001$, $n=240$) et les limons ($r=0.23$, $p<0.001$, $n=240$), mais négativement avec les sables ($r= - 0.25$, $p<0.001$, $n=240$).

Selon [Tremblay et al., \[2005\]](#), l'adsorption des composés organiques dépend de la salinité. Il ont constaté une légère augmentation de l'adsorption de ces composés avec l'augmentation de la concentration en sel. Cependant, ceci peut également être dû à la présence des tamaricées qui sont connus pour concentrer les sels [[Ellis, 1995 et Zavaleta, 2000](#)], puis à les restituer par le biais de leur litière. La présence des tamarix est accompagnée de grande quantité de matière organique. Ainsi, il s'ensuivra que plus il y a de matière organique et plus la concentration en sels sera élevée.

La corrélation positive et significative entre la conductivité électrique et le calcaire total est due selon [Julien et Turpin, \[1999\]](#) à la dissolution probable d'une partie des carbonates. Les cations du calcium qui en résultent seront fixés sur les surfaces spécifiques de la fraction fine [[Tessier et al., 1999 ; Saidi et al., 2008](#)].

La corrélation négative et hautement significative entre la conductivité électrique et le sable est signalée dans les travaux de [Grisso et al., \[1999\]](#), qui ont constaté que la fraction sableuse possède une faible conductivité électrique.

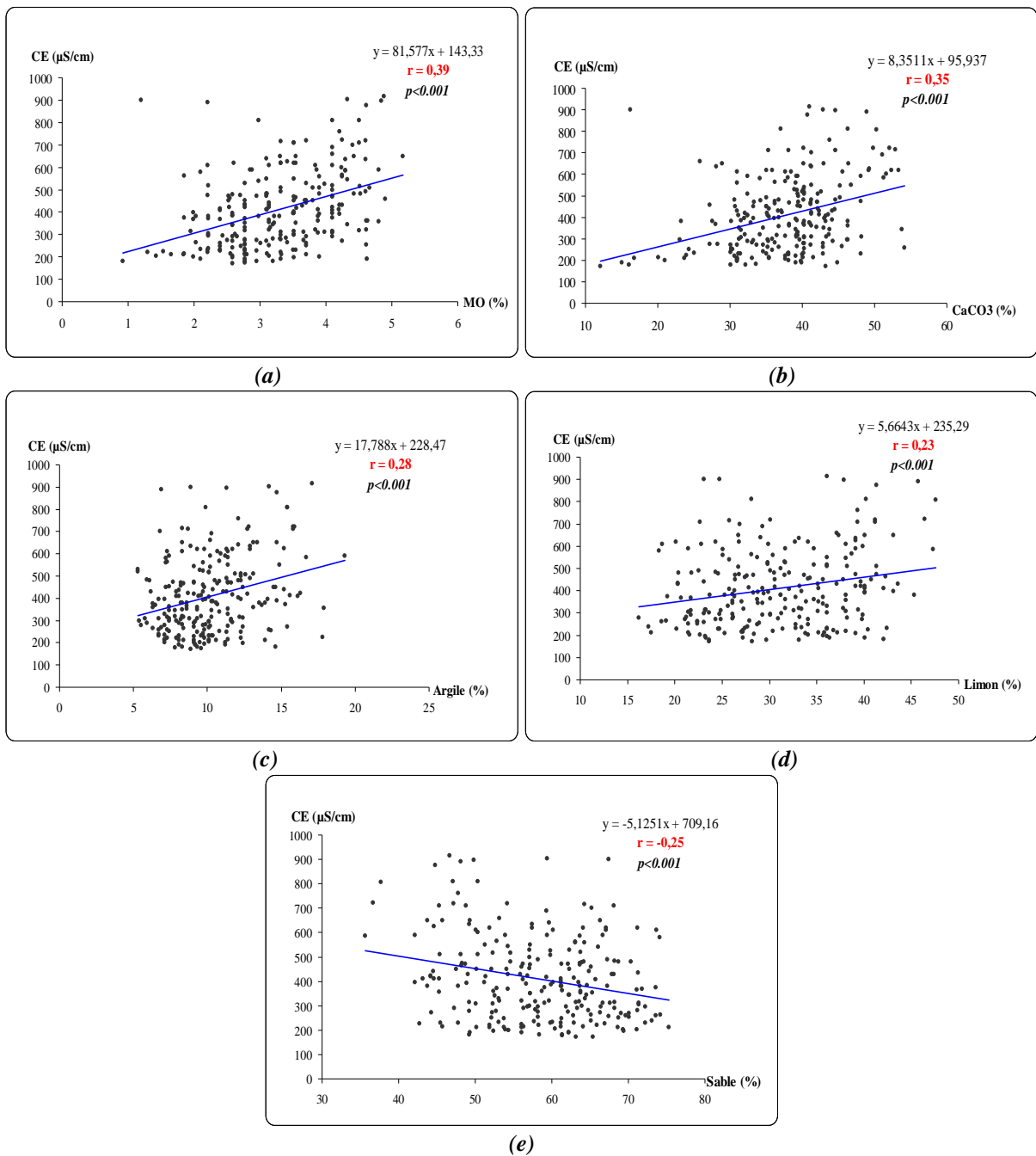


Figure 31. Régression de la conductivité électrique en fonction de la matière organique (a), du calcaire total (b), des argiles (c), des limons (d) et des sables (e).

1.1.4. Le calcaire total (CT)

Les taux du calcaire total des sols de la zone d'étude varient d'un minimum de 12.10% à un maximum de 54.1% avec une moyenne de 37.65% et un écart-type de 7.16.

Selon la norme établie par AFES, [1995], 93% des sols de la zone d'étude sont fortement calcaires, 4.2% sont très fortement calcaires et 2.1% sont modérément calcaires. Ceci est dû apparemment à la nature du matériel géologique de la zone d'étude qui présente selon Mebarki, [1984], une prédominance de formations calcaires marneuses.

Par ailleurs, l'examen de la figure (28_d) fait ressortir une grande variation des taux de calcaire total suivant les stations. Elle est confirmée par la valeur élevée du coefficient de variation et par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet station hautement significatif ($F= 10.99$ et $p<0.001$) (Annexe 02). Ceci peut s'expliquer par la variation de la nature géologique de la zone d'étude. En effet, c'est la station 05 localisée après la STEP d'Ibn Ziad qui enregistre le taux moyen de calcaire total le plus élevé ($44.98\% \pm 5.53$), tandis que la station 10 localisée en aval, dans la région d'El Ancer, (wilaya de Jijel), enregistre le taux moyen le plus faible ($31.29\% \pm 9.53$).

Par ailleurs, les tests de régression (fig. 32_{a-c}) déterminés pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues montrent que le calcaire total est lié positivement et significativement à l'argile ($r=0.15$, $p<0.05$, $n=240$) et aux limons ($r=0.13$, $p<0.05$, $n=240$), mais négativement aux sables ($r= - 0.15$, $p<0.05$, $n=240$).

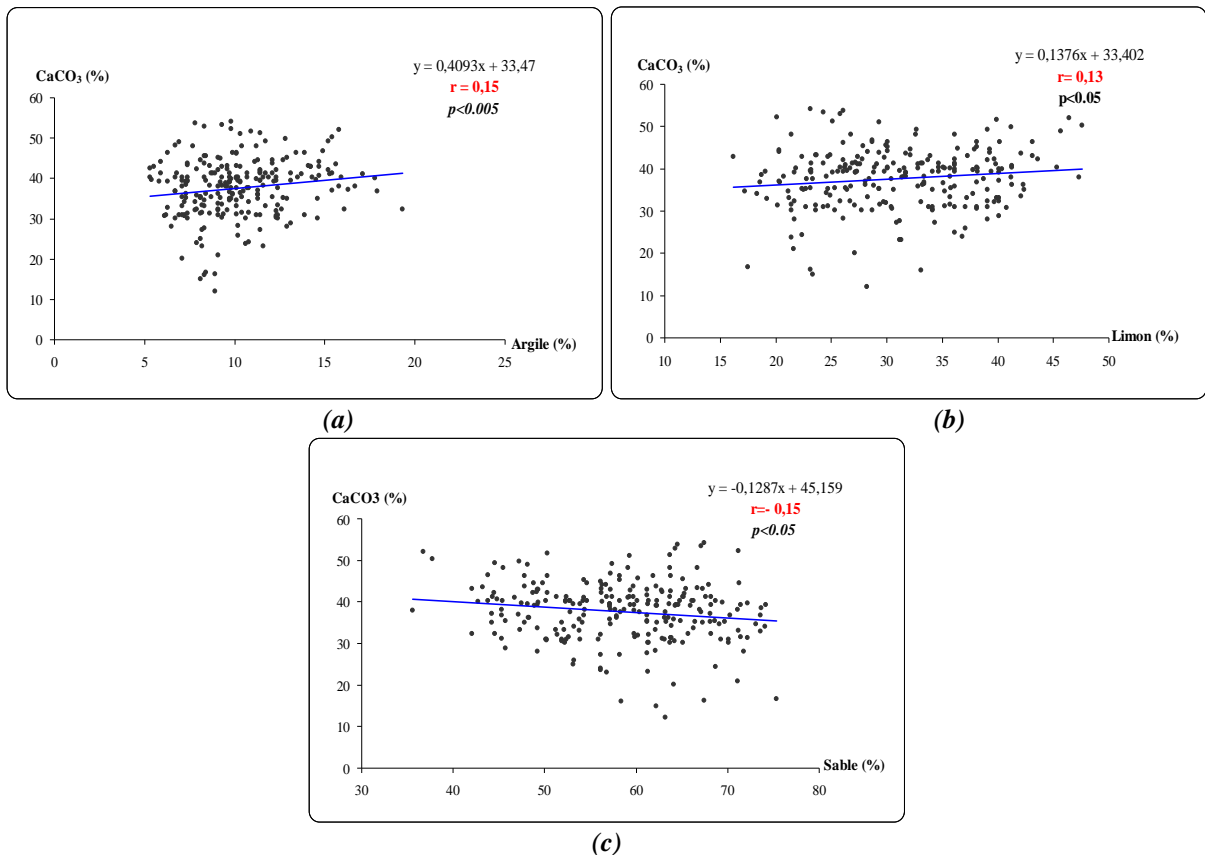


Figure 32. Régression du calcaire total en fonction de l'argile (a), des limons (b) et des sables (c).

La corrélation positive et significative entre le calcaire total et la fraction fine du sol pourrait s'expliquer par le fait que les cations de calcium apportés par décarbonatation interagissent avec les particules argileuses et limoneuses. En effet, selon [Mustin, \[1987\]](#), le calcium est un ion bivalent qui se fixe énergiquement avec ces particules.

L'existence d'une corrélation négative entre le calcaire total et le sable est probablement due selon [Gehu-Franck, \[1975\]](#) à la nature minérale de cette fraction qui se caractérise par un appauvrissement en calcaire.

1.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC)

Les valeurs de la capacité d'échange cationique des sols de la zone d'étude varient de $8.70 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ à $25.50 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ avec une moyenne de $17.57 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ et un écart-type de 3.04. Les sols analysés ont donc une capacité d'échange cationique moyenne selon les normes données par [MFC \[1974\]](#).

L'étude de la figure (28_e) fait apparaître que les valeurs moyennes de cette capacité d'échange cationique varient d'une station à une autre (coefficient de variation important). Ceci est corroboré par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet station significatif ($F=2.33$ et $p<0.05$) (Annexe 02). Une telle variation de la capacité d'échange cationique est liée à la variation des taux d'argile et de matière organique dont elle dépend. C'est au niveau de la station 05 que nous avons enregistré la valeur moyenne de la capacité d'échange cationique la plus élevée ($19.35 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1} \pm 2.30$), tandis que la station 03 située en aval de la ville de Constantine après la confluence avec l'oued Boumerzoug, enregistre la valeur moyenne la plus basse ($16.42 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1} \pm 2.42$).

Par ailleurs, les tests de régression (fig. 33_{a-c}) déterminés pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues montrent que la capacité d'échange cationique est corrélée positivement et très significativement avec l'argile ($r=0.23$, $p<0.001$, $n=240$) et très significativement aux limons ($r=0.18$, $p<0.01$, $n=240$), mais négativement et très significativement aux sables ($r=-0.23$, $p<0.001$, $n=240$).

Selon [Viard- La Rocca, \[2004\]](#), la capacité d'échange cationique est liée à la teneur en argiles et aux limons du sol. D'autre part, [Dawson et al., \[1991\]](#) ont mis en évidence la contribution des fractions organiques et argileuses dans la capacité d'échange cationique du sol. La corrélation hautement significative et négative entre la capacité d'échange cationique et le sable peut être expliquée par le fait que le sable se caractérise par un déficit de charges positives provenant des cations échangeables (le calcium en particulier) ce qui provoquera une diminution de la capacité d'échange cationique [[Moujahid, 2007](#)]. Selon le même auteur,

la faible teneur en argile dans le sol peut contribuer aussi à la diminution des teneurs de cette capacité d'échange cationique.

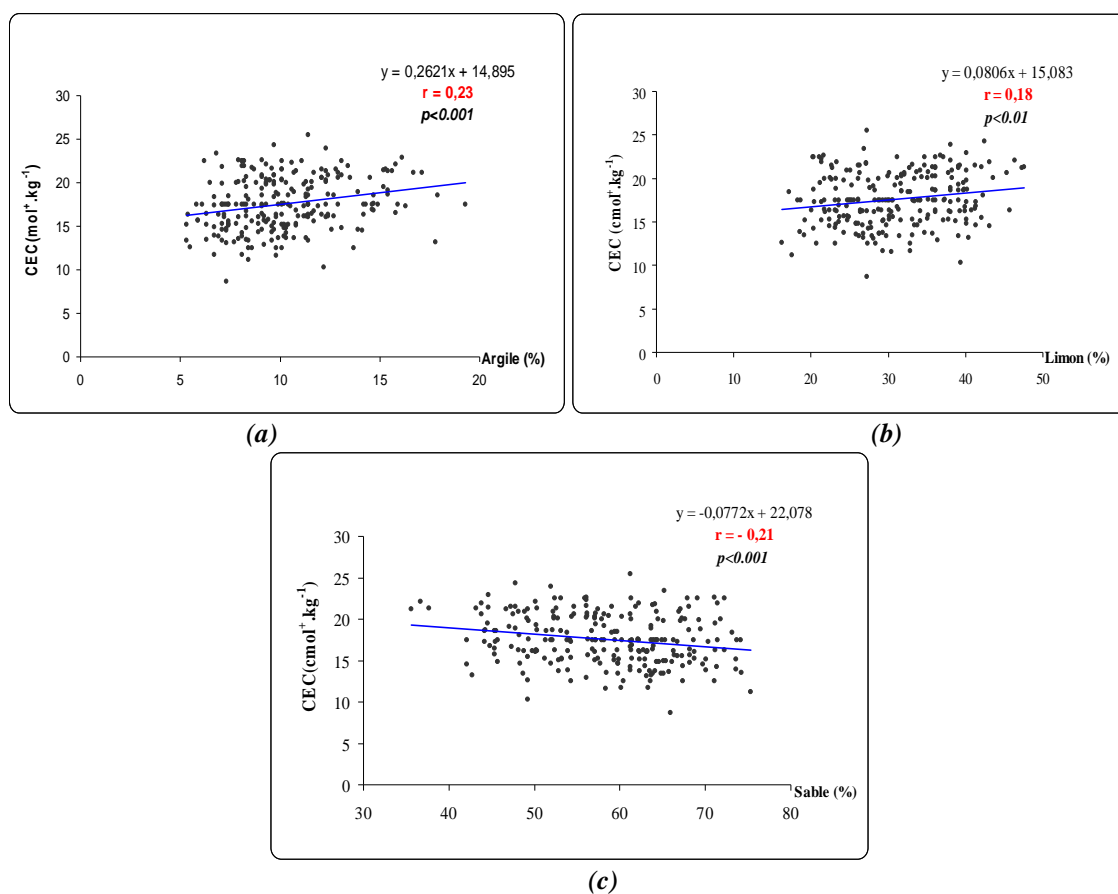


Figure 33. Régression de la CEC en fonction de l'argile (a), des limons (b) et des sables (c).

1.1.6. La granulométrie

L'analyse granulométrique déterminée pour les sols des dix stations montre une grande variabilité. Pour la fraction fine, les taux d'argile varient de 5.30% à 19.30% avec une moyenne de 10.22% et un écart-type de 2.73. Malgré leurs faibles taux dans les sols étudiés, les argiles présentent une importante variation suivant les stations. En effet, l'examen de la figure (28f) fait apparaître que la distribution de cette fraction varie beaucoup d'une station à une autre. Ceci est confirmé par la valeur élevée du coefficient de variation (tableau N°11) et par l'analyse de la variance qui révèle pour cette fraction un effet station hautement significatif ($F=4.44$ et $p<0,001$) (Annexe 02).

Pour les limons (fins et grossiers), nous avons enregistré un minimum de 16,20%, un maximum de 47.60%, et une moyenne de 30.91% avec un écart-type de 6.96.

La représentation graphique (fig. 28g) fait apparaître que les taux moyens de cette fraction varient d'une station à l'autre. Une telle variation est confirmée par un coefficient de

variation élevée (tableau N°11) et par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet station hautement significatif ($F= 6.72$ et $p<0,001$) (Annexe 02).

Pour les sables (fins et grossiers), leurs taux varient de 35.60% à 75.30% avec une moyenne de 58.30% et un écart-type de 8.42. L'étude de la figure (28_h) révèle une variation relativement élevée dans la distribution spatiale de cette fraction. Ceci est mis en évidence par un coefficient de variation relativement élevé (tableau N°11) et par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet station hautement significatif ($F= 7.66$ et $p<0.001$) (Annexe 02).

D'une manière générale, il apparaît que les limons et les sables constituent les fractions granulométriques les plus importantes avec des taux de 29% et 62% respectivement contre 9% seulement pour l'argile.

La projection des fractions granulométriques sur le triangle textural proposé par le Ministère de l'Agriculture des Etats-Unis (USDA) [Bonneau et Souchier, 1979] (Annexe 03), montre que tous les sols étudiés ont une texture sablo-limoneuse (tableau N°12), ce qui constitue généralement la matrice des sols alluviaux [Lavoie et al., 2006].

Tableau 12. Répartition granulométrique des particules (%).

Stations	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Classes texturales
<i>Station 01</i>	12.32 ± 3.40	36.63 ± 8.28	50.89 ± 9.62	<i>SL</i>
<i>Station 02</i>	9.92 ± 2.35	30.23 ± 4.82	59.48 ± 4.76	<i>SL</i>
<i>Station 03</i>	10.27 ± 2.48	30.11 ± 7.20	58.38 ± 7.12	<i>SL</i>
<i>Station 04</i>	11.47 ± 3.22	31.70 ± 7.20	56.76 ± 9.00	<i>SL</i>
<i>Station 05</i>	10.52 ± 2.26	30.67 ± 6.74	58.57 ± 7.68	<i>SL</i>
<i>Station 06</i>	10.60 ± 2.53	35.00 ± 5.24	53.74 ± 7.45	<i>SL</i>
<i>Station 07</i>	10.15 ± 3.02	32.26 ± 8.07	56.31 ± 9.37	<i>SL</i>
<i>Station 08</i>	9.19 ± 1.66	24.82 ± 4.38	66.11 ± 5.77	<i>SL</i>
<i>Station 09</i>	9.27 ± 1.88	29.59 ± 3.19	61.05 ± 4.07	<i>SL</i>
<i>Station 10</i>	8.56 ± 2.35	28.10 ± 7.08	61.59 ± 8.21	<i>SL</i>

SL : classe texturale sablo-limoneuse

1.2. Les éléments traces métalliques (Pb, Cd et Zn)

Les résultats des teneurs totales en éléments traces métalliques étudiés (Pb, Cd et Zn) des 240 échantillons étudiés de sol sont consignés en Annexe 04 et leurs statistiques générales de base sont résumées dans le tableau N°13. Ils sont illustrés sous forme d'histogrammes dans la figure (34).

Le fer et en manganèse, présentant des concentrations globalement comprises dans l'intervalle des teneurs normales, traduisant une origine géogène. Seules leurs éventuelles corrélations avec les autres métaux seront utilisées pour interpréter la distribution de ces derniers.

Tableau 13. Teneurs totales en ETM des sols.

<i>Eléments</i>	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>CV</i>
Pb (ppm)	5.54	69.16	17.96	10.30	57.33
Cd (ppm)	0.16	1.44	0.47	0.27	58.56
Zn (ppm)	12.17	142.49	84.68	22.15	26.16
Mn (ppm)	101.08	498.47	272.58	79.78	27.29
Fe (ppm)	13600	171128	24030.55	11788.87	49.07

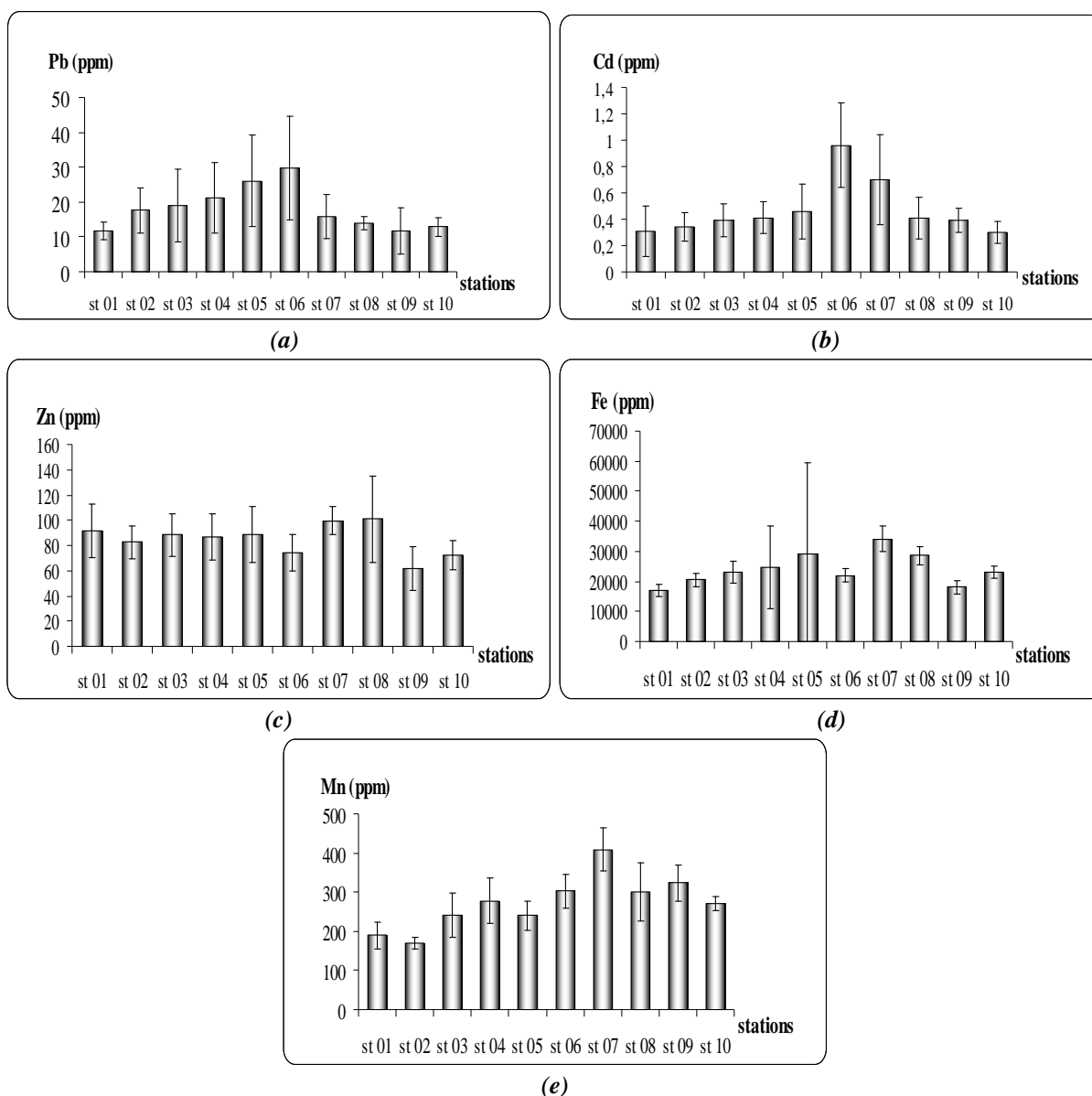


Figure 34. Teneurs totales moyennes en plomb (a), en cadmium (b), en zinc (c), en manganèse (d) et en fer (e) en fonction des stations.

1.2.1. Le plomb (Pb)

D'après les résultats du tableau N°13, les teneurs totales moyennes en plomb des sols analysés varient de 5.54 ppm à 69.16 ppm avec une moyenne de 17.96 ppm et un écart-type de 10.30.

Les teneurs totales en cet élément (fig. 34_a) présentent une variation importante d'une station à une autre, ce qui est illustré par la faible différence entre la moyenne et l'écart-type et le coefficient de variation important. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet station hautement significatif ($F= 12.13$ et $p<0.001$) (annexe 05).

Il apparaît (fig. 34_a), que les sols des stations 02, 03, 04, 05 et 06 situées dans l'amont de l'oued renferment plus de plomb que celles situées dans son aval, c'est-à-dire là où le trafic automobile est le plus dense. Ceci, rejoint les observations de [Miquel \[2001\]](#), qui a mis en évidence que le transport automobile constitue, avec les rejets urbains (industriels et domestiques) la principale source d'enrichissement des sols par le plomb. Ces résultats montrent que les rejets sont quantitativement plus importants pour la ville de Constantine et seraient proportionnels au nombre d'habitants et aux activités industrielles et agricoles. Les eaux de l'oued chargées de polluants organiques et minéraux en amont [[El Hadeff El Okki, 1998](#) ; [Mehanaoui-Afri, 1998](#)], sont soumises à une accentuation de la pollution, en recevant les eaux de ses principaux affluents (Oued Boumerzoug, Oued Melah et Oued Hamma) et celles de la station d'épuration Ibn Ziad.

Outre les quantités de plomb apportées aux sols par les eaux de l'oued aux moments des crues ou par irrigation, des quantités importantes des retombées atmosphériques issues de certaines sources industrielles implantées en amont de l'oued et dispersées dans la wilaya de Constantine telles que la cimenterie de Hamma Bouziane (ERCE) peuvent être à l'origine d'un apport important de plomb dans la zone d'étude.

[Cardinal, \[1990\]](#) rapporte qu'une quantité appréciable de plomb dans l'environnement provient des gaz d'échappement des moteurs à essence. Selon [Viard et al., \[2004\]](#), 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement provient du trafic routier par l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion : cette contamination peut être visible jusqu'à 320 m de part et d'autre d'une autoroute, avec un maximum observé entre 5 et 20 m. Selon [Scanlan \[1991\]](#), dans les zones urbaines où le trafic routier est important, la contamination potentielle des écosystèmes des bordures des routes est significative, particulièrement en termes de Pb, Zn et Cu.

Cependant, les teneurs déterminées dans notre zone d'étude restent nettement inférieures à celles obtenues par d'autres chercheurs dans les sols en bordures des routes dans

certain pays du monde : 479 ppm en France [Remy, 1998], 1453 ppm en Espagne [Garcia et al., 1996] et à celles données par l'UNEP, [1994] 100 ppm. Elles sont également inférieures dans leur totalité aux concentrations du même métal obtenues par El Hadeff El Okki [2002] (112.12 ppm) et Karboua [2003] (126.91 ppm) pour les sols des bords de l'oued Rhumel. Cette différence peut être attribuée à la période d'échantillonnage, différente de celle de ces deux auteurs, qui a été la plus pluvieuse la plus importante de ces dix dernières années. Ceci a probablement favorisé le lessivage des particules de plomb, nouvellement déposées, vers les nappes d'eau souterraines et vers l'oued.

La représentation graphique (fig. 34_a), fait apparaître également que la station (06) localisée au niveau de la confluence de l'oued Rhumel avec l'oued Smendou qui est bordé par des terres irriguées directement à partir de l'oued, présente les teneurs moyennes les plus élevées (29.65 ppm \pm 14.86), tandis que la station (09) de Sidi Marouf (wilaya de Jijel) éloignée de la route, dont les terres ne sont à usage agricole, enregistre les plus faibles teneurs (11.62 ppm \pm 6.60).

Les corrélations déterminées pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues (fig. 35_{a-f}) montrent que les concentrations en plomb des sols sont corrélées positivement et significativement avec le pH ($r=0.16$, $p<0.05$, $n=240$), très significativement avec le calcaire total ($r=0.17$, $p<0.01$, $n=240$), l'argile ($r=0.16$, $p<0.01$, $n=240$), les limons ($r=0.16$, $p<0.01$, $n=240$) et fortement significative avec la matière organique ($r=0.26$, $p<0.001$, $n=240$), mais négativement et très significativement avec les sables ($r= - 0.19$, $p<0.01$, $n=240$). Elles ne présentent cependant aucune corrélation (même non significative) avec la conductivité électrique, la capacité d'échange cationique, le manganèse et le fer.

Le pH est l'un des facteurs qui contrôlent le plus la rétention des cations métalliques [Kabata-Pendias, 2001]. L'augmentation du pH entraîne une diminution de la solubilité du plomb, ce qui se traduit par une augmentation de sa concentration dans les sols et donc par une corrélation positive entre cette dernière et le pH. Selon Wild [1993], lorsque le pH est proche de la neutralité ou alcalin, le plomb se précipite en $Pb(OH)_2$, $PbCO_3$ ou en plomb sulfate. Ceci entraînerait donc son accumulation dans le sol.

La corrélation significative et positive entre la matière organique et le plomb s'explique par le rôle majeur que selon Baize, [2000a] la matière organique joue dans la rétention des éléments traces métalliques particulièrement le plomb. C'est l'une des raisons évoquées par Fergusson et al., [1980] et Baize, [1997], pour expliquer la faible mobilité du métal dans le sol. D'ailleurs, des corrélations entre le taux de matière organique et son effet

sur l'adsorption du plomb ont été également établies par Zimdahl et Hasset, [1977] et Gerritse et al., [1982]. Ceux-ci ont montré que les concentrations en plomb trouvées dans les sols étaient étroitement corrélées aux teneurs en matière organique. Les travaux de Morin et al., [1999] et Dumat et al., [2001] sur des sols pollués au nord de la France ont montré aussi une forte association entre le plomb et la matière organique dans la fraction du sol inférieure à 2mm.

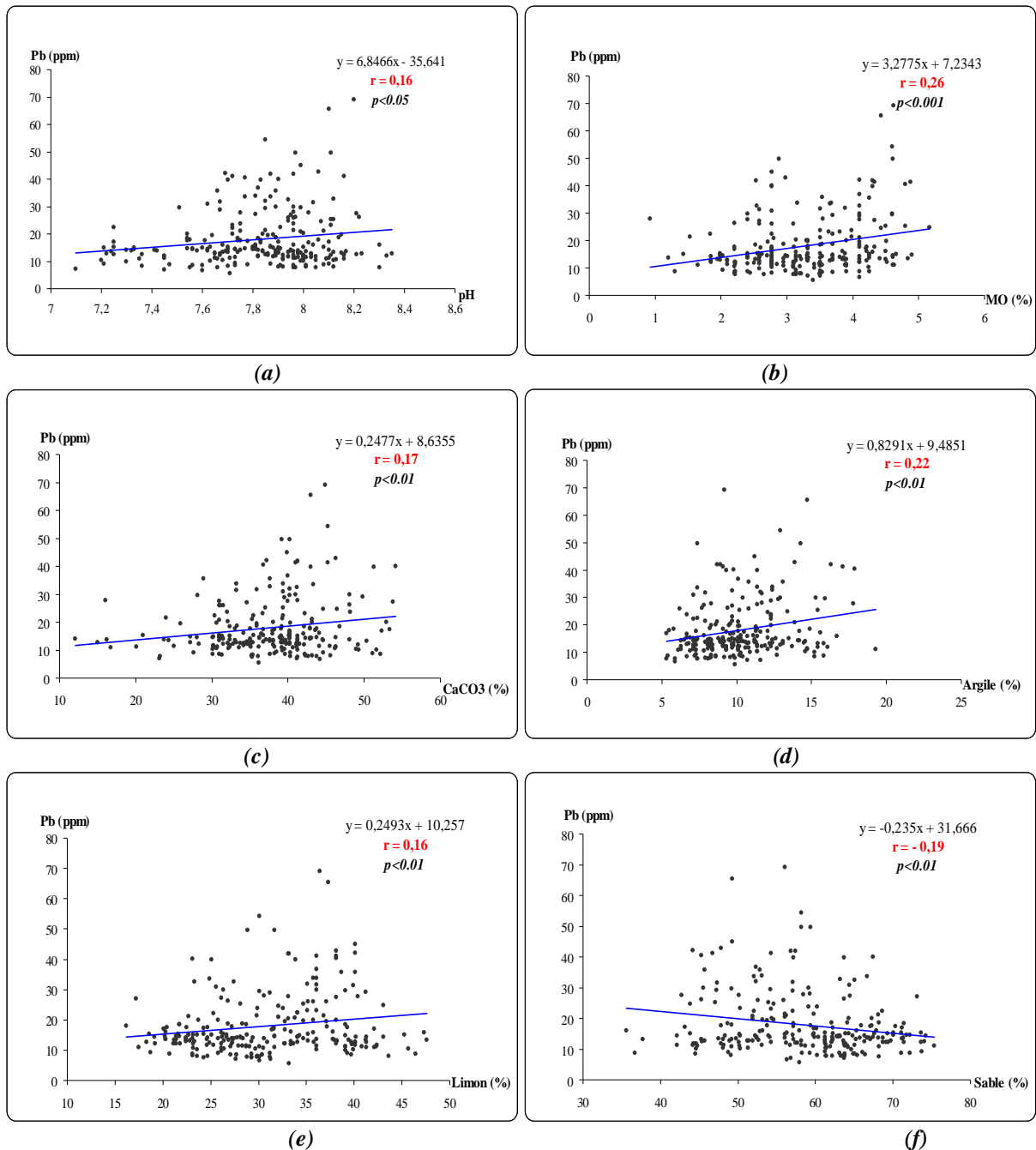


Figure 35. Régression du plomb en fonction du pH (a), la matière organique (b), le calcaire total (c), l'argile (d), le limon (e) et le sable (f).

La corrélation très significative et positive entre le métal et le calcaire total peut être due au fait que dans les sols riches en carbonates, le plomb va pouvoir être piégé par simple

adsorption à la surface de la calcite ou par précipitation minérale en raison du pH élevé de ce type de sol [Cecchi, 2008]. Selon Plassard, [1999], la surface des carbonates est le siège de phénomènes de sorption des ions métalliques. Au-delà de l'adsorption de surface, il peut aussi se produire une incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates [Bourg, 1988]. Des études ont ainsi montré que le plomb est capable de s'adsorber à la surface de la calcite et d'occuper les sites du calcium, malgré les différences de rayons ioniques entre le plomb et le calcium [Sturchio *et al.*, 1997].

Les corrélations positives et significatives entre le plomb et l'argile d'une part et le plomb et le limon d'autre part, seraient dues au fait que ces deux fractions du sol possèdent des charges négatives qui favorisent la fixation de ce métal comme le rapporte Bur [2008]. De plus, selon Duchaufour [1997], la fraction fine fixe une quantité appréciable d'éléments traces grâce à ses propriétés colloïdales. Des associations préférentielles du plomb avec la fraction argileuse ont été également mises en évidence par Hudson-Edwards *et al.*, [1996] et Dawson et Macklin [1998].

La corrélation négative et très significative entre le plomb et le sable pourrait s'expliquer par le fait que la fraction sableuse, constituée en grande partie de quartz, peut être considérée comme un diluant des phases porteuses car elle contient très peu d'éléments traces [Hardy et Cornu, 2006]. D'ailleurs, selon Baize [1997], les matériaux et horizons très sableux sont naturellement les plus pauvres en plomb.

Par ailleurs, les corrélations nulles entre le Pb et le Mn d'une part, et entre le Pb et le Fe d'autre part, pourraient s'expliquer par le fait que le Mn et le Fe sont en grande partie d'origine géogène alors qu'au contraire le plomb, selon Kabata-Pendias [2001] et Baize [1997], est en grande partie d'origine anthropique.

1.2.2. Le cadmium (Cd)

Les teneurs totales en cadmium (tableau N° 13) varient entre un minimum de 0.16 ppm et un maximum de 1.44 ppm avec une moyenne de 0.47 ppm et un écart-type de 0.27. Ces teneurs ne dépassent guère la norme de l'UNEP [1994] (1-3 ppm).

Ces résultats sont inférieurs à ceux obtenus par El Hadeif El Okki [2002] (05.58 ppm) en moyenne et Karboua [2003] (2.58 ppm) pour les sols des bords de l'oued Rhumel. Ceci montre clairement une diminution significative en cet élément dans nos sols. Une telle différence peut être attribuée d'une part à la texture sableuse des sols de la zone d'étude (dépôts récents) et d'autre part à la période d'échantillonnage effectuée en hiver, juste après une importante période de pluies, la plus importante de ces dix dernières années, qui a

probablement favorisé le lessivage des particules du cadmium nouvellement déposées vers les nappes d'eau souterraines et vers l'oued.

L'étude de la représentation graphique (fig. 34_b), montre que les teneurs totales en cet élément présentent une variabilité importante d'une station à l'autre avec un coefficient de variation important (tableau N°13). Une telle situation est vérifiée par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet station hautement significatif ($F= 25.99$ et $p<0.001$) (annexe 05).

En revanche, et contrairement à ce qui a été obtenu pour le plomb, cette fois-ci ce sont les stations situées dans l'aval de l'oued qui comportent les concentrations en cadmium les plus élevées. Ainsi, les stations 06 et 07 renferment les concentrations totales moyennes les plus élevées avec $(0.96 \text{ ppm} \pm 0.30)$ et $(0.70 \text{ ppm} \pm 0.30)$ respectivement, alors que la concentration moyenne la plus faible $(0.30 \text{ ppm} \pm 0.08)$ est enregistrée au niveau de la station 10 dans le périmètre de la wilaya de Jijel.

Les concentrations élevées en cadmium signalées dans les stations situées dans l'aval de l'oued dans des zones à vocation agricole, particulièrement les stations 06 et 07 sont probablement dues à l'usage massif des intrants chimiques et organiques (engrais phosphatés, fumiers de fermes), et à l'irrigation des terres cultivées par les eaux de l'oued chargées des rejets liquides. En effet, [Gomez et Desenfants, \[1989\]](#) ont rapporté que l'usage massif des engrais chimiques favorise l'accroissement de la teneur en cadmium des sols. Un tel impact de ces intrants chimiques sur la contamination des sols a également été mis en évidence par [Avril, \[1992\]](#), qui a montré qu'une fertilisation phosphatée d'environ 50 kg/ha entraîne un apport de près de 70 mg/kg de cadmium dans l'environnement.

Cependant, d'autres sources liées au trafic agricole sont aussi considérées comme des apports non négligeables de cadmium. Selon [Delbari et Kulkarni \[2011\]](#), une augmentation des concentrations en cadmium issus de la circulation d'engins ont été observées à proximité d'une exploitation agricole à Téhéran. [Pagotto \[1999\]](#), rapporte aussi que le trafic routier est une source possible de métaux traces, en particulier de cadmium, chrome, plomb et zinc.

Les tests de régression (fig. 36_{a-c}) déterminés pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues, montrent que les teneurs totales en cadmium sont positivement et très significativement liées au pH ($r=0.28$, $p<0.001$) et au manganèse ($r=0.30$, $p<0.001$). Elles sont significativement liées à la capacité d'échange cationique ($r=0.18$, $p<0.01$). En revanche, elles ne présentent aucune corrélation (même non significative) avec la matière organique, la conductivité électrique, le calcaire total, la granulométrie du sol et le fer.

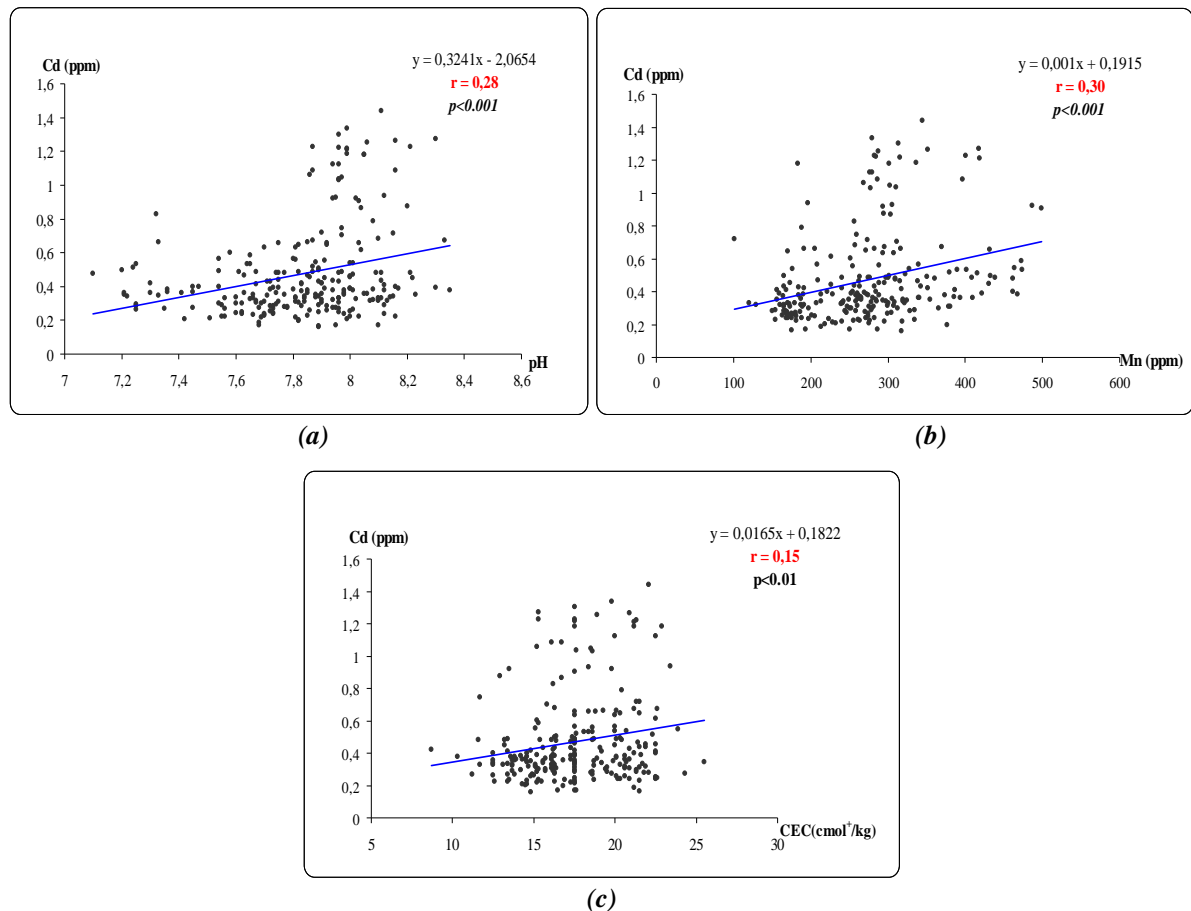


Figure 36. Régression du cadmium en fonction du pH (a) de Mn (b) et de la CEC.

Selon [Sauvé et al., \[2000\]](#), le pH est le facteur qui régit de façon importante la solubilité du cadmium dans les sol. Il semble être l'un des principaux facteurs de rétention du métal à la surface des sols [\[Devranché et al., 2003\]](#). Une corrélation similaire entre le cadmium et le pH a été signalée dans les travaux de [Chlopecka et al., \[1996\]](#) et de [Ma et Rao, \[1997\]](#) qui ont montré que la mobilité de ce dernier est liée aux conditions de pH. Quand les valeurs de pH sont supérieures à 7, le cadmium forme des minéraux comme l'otavite (CdCO_3), le CdO et le $\text{Cd}(\text{OH})_2$ [\[Kabata-Pendias et Pendias, 1992 et Holm et al., 1996\]](#).

La corrélation positive entre la capacité d'échange cationique et le cadmium a été déjà mis en évidence par plusieurs auteurs [\[Abdul Rida, 1992 ; Coullery, 1997 ; Alloway, 1995 et Baize, 2000\]](#). Selon [Ahumada et al., \[1984\]](#), cette liaison représente un élément important dans la compréhension de l'adsorption de cadmium dans les sols. [Bruggenwert et Kamphorst \[1979\]](#) ont montré que l'adsorption de l'ion cadmium est fonction de la capacité d'échange cationique.

La relation significative et positive du cadmium avec la manganèse s'explique par le fait que les oxydes et les hydroxydes présents en abondance sous forme amorphe ou

crystalline dans la majorité des sols jouent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques de par leur faible solubilité dans les conditions ordinaires de pH [Morin *et al.*, 1999]. Ils constituent les premiers intervenants dans les processus d'adsorption. Dans la majorité des sols, les oxydes de fer et de manganèse représentent une phase de rétention privilégiée pour de nombreux cations métalliques comme le Cd [Sappin-Didier, 1995]. Certains auteurs dont Didier *et al.*, [1993] et Mench *et al.*, [1994] ont montré que l'addition d'oxydes de manganèse hydratés réduit l'extractibilité et la phytodisponibilité du cadmium de sols basiques contaminés, et ceci bien plus que l'ajout d'oxyde de fer ou de calcaire. Ainsi, il a été montré que le cadmium qui passe dans le grain de blé est inversement proportionnel à la teneur totale en Mn du sol [Baize et Tomassone, 2003].

L'absence de corrélations significatives entre le cadmium et la teneur en matière organique, le calcaire total, la conductivité électrique, le fer et la granulométrie du sol révèle une faible influence de ces paramètres sur le comportement du cadmium. En effet, des résultats similaires ont été signalés dans les travaux de Harter, [1988] et de Kouame *et al.*, [2006].

1.2.3. Le zinc (Zn)

Les teneurs totales moyennes des sols en zinc sont de 84.68 ppm, avec un minimum de 12.17 ppm, un maximum de 142.49 ppm et un écart-type de 22.15. Comme pour le plomb et le cadmium, les teneurs totales en zinc sont soit inférieures soit incluses dans l'intervalle des teneurs admissibles données par l'UNEP [1994] (100-300 ppm).

Nos résultats sont bien inférieurs à ceux de karboua [2003] qui a obtenu une teneur moyenne de 90.85 ppm pour les sols des bords de l'oued Rhumel en zone urbaine. Mais, ils sont supérieurs à ceux d'El HadeF El Okki [2002] qui sont de 51.78 ppm en moyenne pour le même périmètre d'étude.

La représentation graphique (fig. 34c) et le coefficient de variation très important de cet élément montrent que les concentrations moyennes en zinc des sols de la région d'étude sont variables d'une station à l'autre. Cette variation est confirmée par l'ANOVA qui fait ressortir un effet station hautement significatif ($F= 9.87$ et $p<0.001$) (annexe 05).

Les teneurs totales des sols sont plus élevées dans les stations 08 et 07 dont les valeurs sont en moyenne de $100.43 \text{ ppm} \pm 34.10$ et de $99.75 \text{ ppm} \pm 11.4$ respectivement, et plus faibles dans la station 09 qui présente une teneur moyenne de $61.90 \text{ ppm} \pm 17.33$.

Les valeurs des stations 08 et 07 situées dans une zone périurbaine (la localité de Grarrem Gouga -W. Mila) et au voisinage d'une exploitation agricole pour la première et des

terres cultivées pour la seconde, peut avoir comme origine soit des anomalies naturelles entraînant quelques valeurs extrêmes comme l'explique [Baize, \[2000a\]](#), soit l'épandage agricole d'effluents d'élevage, de boues urbaines ou des engrais chimiques. En effet, selon [Gavalda \[2001\]](#), le zinc est présent en quantités non négligeables dans tous les intrants agricoles : fumiers, lisiers, phosphates, chaux. L'épandage agricole représente environ 40% des flux totaux du zinc dans les sols [\[Nicholson et al., 2003\]](#).

Les tests de régression (fig. 37_{a-b}) déterminés pour l'ensemble des sols, sans distinction du type de placette ou de profondeur et toutes positions confondues montrent que le zinc total est liée positivement et hautement significativement à la fraction argileuse du sol ($r=0.23$, $p<0.001$) et significativement au manganèse ($r=0.13$, $p<0.05$).

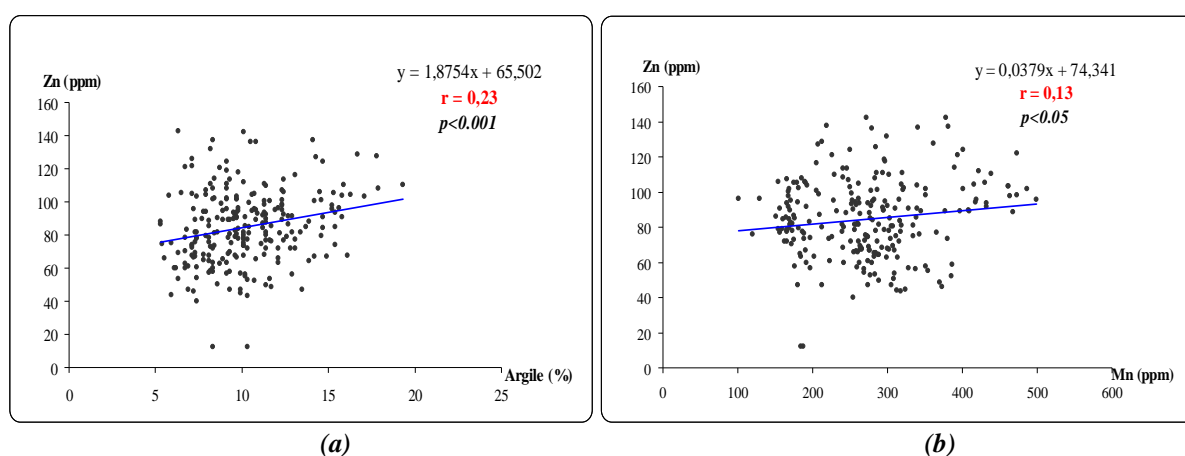


Figure 37. Régression du zinc en fonction de l'argile (a) et de Mn (b).

De tels résultats sont similaires à ceux trouvés par [Alloway, \[2013\]](#), qui rapporte que les sols ayant des teneurs élevées en argiles adsorbent fortement le zinc, en particulier pour des pH élevés. Une fois dans le sol, le zinc est lié préférentiellement aux argiles (24 à 63 % de Zn total) ainsi qu'aux oxydes de fer hydratés et Aluminium (14 à 38 % de Zn total). Des corrélation entre le zinc et les oxydes de manganèse ont été également signalées par [Singh et al., \[1988\]](#) dans les sols calcaires de l'Inde.

1.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn)

D'après les résultats portés dans le tableau N°13, les teneurs totales moyennes des sols en fer varient entre un minimum de 13600ppm et un maximum de 171128ppm avec une moyenne de 24030.55ppm et un écart-type de 11788.87. Ces concentrations sont incluses dans la gamme des teneurs moyennes rencontrées dans le monde (10000-50000ppm) données par [Adriano, \[2001\]](#).

L'étude de la figure (34_d) montre que les teneurs totales en fer présentent une variabilité importante d'une station à une autre avec un coefficient de variation important. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet station hautement significatif ($F= 5.79$ et $p<0.001$) (annexe 05). Cette différence pourrait s'expliquer par la variation de la nature géologique de la zone d'étude.

Pour le manganèse, les résultats du tableau N°13 montrent que les teneurs totales moyennes des sols en manganèse varient entre un minimum de 101.08 ppm et un maximum de 498.47 ppm avec une moyenne de 272.58 ppm et un écart-type de 27.29. Ces concentrations sont incluses dans la gamme des teneurs moyennes rencontrées dans le monde (300-1000 ppm) donnée par [Adriano, 2001].

Par ailleurs, la représentation graphique (fig. 34_e) montre que les teneurs totales en manganèse présentent une variabilité importante d'une station à une autre avec un coefficient de variation important. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet station hautement significatif ($F= 51.17$ et $p<0.001$) (annexe 05). Comme pour le fer, ceci peut être attribuée à la nature géologique de la zone d'étude.

2. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction de la profondeur

2.1. Distributions des paramètres physico-chimiques

Les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sols susceptibles d'agir sur la distribution verticale des éléments traces métalliques sont consignées dans le tableau N°14, et illustrées sous forme d'histogrammes dans la figure N°38.

Tableau 14. Résultats des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sols en fonction de la profondeur.

		<i>pH</i>	<i>MO%</i>	<i>CEμS/cm</i>	<i>CaCO₃%</i>	<i>CECmol⁺.kg⁻¹</i>	<i>A%</i>	<i>L%</i>	<i>S%</i>
<i>(0-20cm)</i>	<i>Moyenne</i>	7.84	3.12	406.36	38.26	16.54	8.86	29.11	61.27
	<i>Ecart-type</i>	0.23	0.86	168.47	7.34	3.12	1.99	6.71	7.49
<i>(20-40cm)</i>	<i>Moyenne</i>	7.80	3.42	414.44	37.04	18.60	11.63	32.71	55.31
	<i>Ecart-type</i>	0.25	0.76	174.16	6.95	2.58	2.68	6.70	8.26

2.1.1. Le pH

D'après les résultats du tableau N°14, les valeurs moyennes du pH ne varient pratiquement pas en fonction de la profondeur. Ces dernières correspondent à 7.84 ± 0.23 pour les horizons de surface et 7.80 ± 0.25 pour ceux de la profondeur (fig. 38_a). Cette faible différence entre les deux profondeurs est confirmée par l'analyse statistique (test "t") qui ne fait apparaître aucun effet profondeur significatif (Annexe 06).

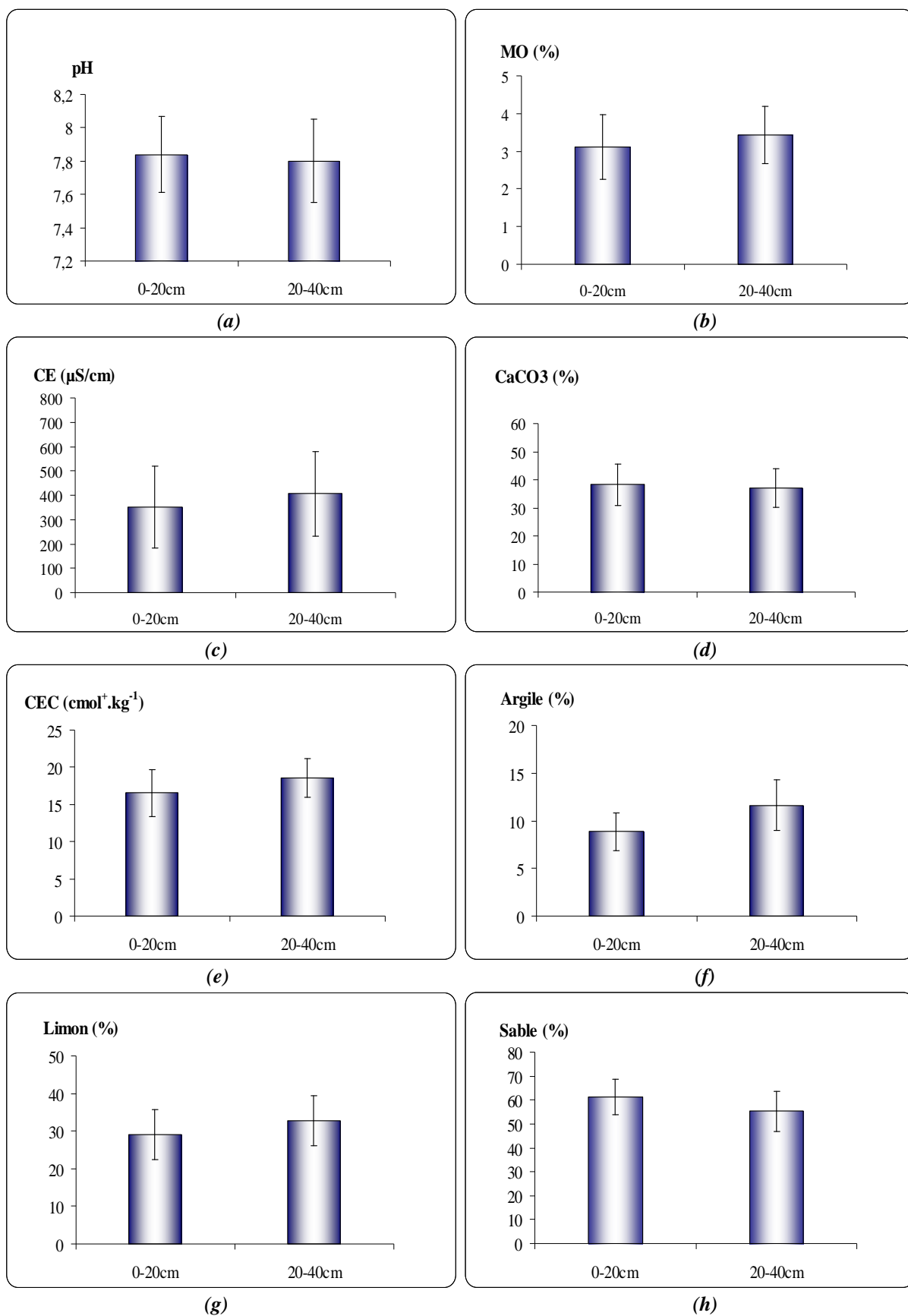


Figure 38. Variations des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques du sol en fonction de la profondeur.

L'inexistence d'un effet profondeur du pH indique une distribution uniforme de ce paramètre en fonction de la profondeur du sol. Donc, même quand elle existe, la variation des autres paramètres du sol ainsi que leur concentrations totales en éléments traces métalliques en fonction de la profondeur n'entraîne pas forcément celle du pH. De ce fait, la discussion de la variation des autres paramètres en fonction de la profondeur ne s'avère pas utile dans ce cas.

2.1.2. La matière organique (MO)

Le tableau N°14 montre que les teneurs moyennes en matière organique augmentent significativement avec la profondeur. Elles varient de $3.12\% \pm 0.86$ en moyenne en surface à $3.42\% \pm 0.76$ en moyenne en profondeur (fig. 38_b). Cette différence de la teneur en matière organique entre la surface et la profondeur est confirmée par l'analyse statistique (test "t") qui fait apparaître un effet profondeur très significatif ($t = 2,86$; $p < 0.01$) (Annexe 06).

Cette différence de la teneur en matière organique entre les deux profondeurs pourrait s'expliquer par le fait que les sols des bordures de l'oued soient formés essentiellement de sédiments déposés par les crues qui ont lieu au moins une fois par an. Ainsi, les particules organiques (feuilles mortes, branches et litière) qui s'y déposeraient seraient à chaque fois recouvertes par une nouvelle couche de sédiments. Il en résulterait alors que les horizons sous-jacents seraient plus riches en matière organique que ceux de la surface.

2.1.3. La conductivité électrique (CE)

Il apparaît d'après le tableau N°14, que les valeurs moyennes de la conductivité ne varient pratiquement pas en fonction de la profondeur. Cependant une légère augmentation dans les horizons de la profondeur peut être constatée. Ces valeurs moyennes varient de $406.36 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 168.47$ en surface à $414.44 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 174.16$ en profondeur, sans pour autant que cette différence soit significative (fig. 38_c).

En effet, cette légère supériorité des valeurs moyennes de la conductivité électrique des horizons de la profondeur par rapport à ceux de la surface serait probablement due principalement à la présence de la tamaricée, et surtout aux teneurs plus importantes en matière organique dans les horizons sous-jacents. Ces deux variables sont d'ailleurs positivement et hautement significativement corrélées (cf. III.1.1.3).

2.1.4. Le calcaire total (CT)

L'étude du tableau N°14, montre que les taux moyens de calcaire total diminuent légèrement en fonction de la profondeur, sans que cette différence soit significative. Ces taux varient de $38.26\% \pm 7.34$ en surface à $37.04\% \pm 6.95$ en profondeur (fig. 38_d).

L'existence d'un gradient inversé (taux de calcaire total plus élevé en surface qu'en profondeur) est selon Baize [2000a], soit un indice d'une hétérogénéité initiale de la roche mère, soit, plus souvent, d'un apport superficiel d'origine latérale (colluvionnement).

2.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC)

Il apparaît (tableau N°14), que les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique ont tendance à augmenter significativement en fonction de la profondeur. Elles varient de $16.54 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1} \pm 3.12$ pour les horizons de surface à $18.60 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1} \pm 2.58$ pour ceux de la profondeur (fig. 38_e). Ceci est confirmé par l'analyse statistique (test "t") qui fait apparaître un effet profondeur hautement significatif ($t = 5,56$; $p < 0.001$) (Annexe 06).

La différence de la capacité d'échange cationique entre les deux profondeurs peut s'expliquer par les teneurs en matière organique et les taux de la fraction fine (argile et limon) plus élevés dans les horizons de la profondeur que ceux de la surface. D'ailleurs, ces paramètres sont positivement et significativement corrélés (cf. III.1.1.5). En effet, c'est cette fraction colloïdale qui est à l'origine de la capacité d'absorption d'un sol du fait de nombreuses charges négatives présentes à la surface de leurs structures [Duchaufour, 1979].

2.1.6. La fraction fine (argile et limons)

Le taux moyen d'argile (tableau N°14) augmente significativement avec la profondeur. Il varie de $8.86\% \pm 1.99$ pour les horizons de surface à $11.63\% \pm 2.68$ pour ceux de la profondeur (fig. 38_f). Ceci est confirmé par l'analyse statistique (test "t") qui fait apparaître un effet profondeur hautement significatif ($t = 9.07$; $p < 0.001$) (Annexe 06).

Pour les limons, la situation est similaire, les horizons de profondeur renferment moins de limon ($29.11\% \pm 6.71$) par rapport à ceux de la profondeur ($32.71\% \pm 6.70$) (fig. 38_g). Une telle différence est confirmée par l'analyse statistique (test "t") qui fait apparaître un effet profondeur hautement significatif ($t = 4,15$; $p < 0.001$) (Annexe 06).

En effet, les taux plus élevés d'argile et des limons en profondeur par rapport à la surface, peuvent s'expliquer par la présence de la matière organique, qui favorise la sédimentation des particules fines au moment des inondations [Braskerud, 2001]. D'autre part, Il est connu que les composés organiques s'associent facilement avec les particules fines des sols et en particulier avec les argiles [Mustin, 1987].

2.1.7. La fraction sableuse

Les taux des sables (tableau N°14) diminuent sérieusement en fonction de la profondeur. Ils varient de $61.27\% \pm 7.49$ en surface à $55.31\% \pm 8.26$ en profondeur (fig. 38_h).

Cette différence marquée des horizons de surface par rapport à ceux de la profondeur est confirmée par l'analyse statistique (test "t") qui révèle un effet profondeur hautement significatif ($t = -5.85$; $p < 0.001$) (Annexe 06).

En effet, les taux de sable plus élevés en surface qu'en profondeur, pourraient s'expliquer par le fait que lors des crues qui ont lieu au moins une fois par an, les éléments grossiers sont plus facilement déposés sur les horizons superficiels que ceux de la profondeur.

2.2. Distribution des ETM en fonction de la profondeur

Les teneurs moyennes en éléments traces du sol sont consignés dans le tableau N°15, et illustrées sous forme d'histogrammes dans la figure (39).

Tableau 15. Résultats des teneurs totales moyennes (ppm) en éléments traces des sols en fonction de la profondeur.

		<i>Pb (ppm)</i>	<i>Cd (ppm)</i>	<i>Zn (ppm)</i>	<i>Mn (ppm)</i>	<i>Fe (ppm)</i>
<i>(0-20cm)</i>	<i>Moyenne</i>	17.11	0.479	83.16	273.47	24632.40
	<i>Ecart-type</i>	9.94	0.26	21.30	75.40	14549.20
<i>(0-20cm)</i>	<i>Moyenne</i>	18.81	0.462	86.69	271.68	23428.72
	<i>Ecart-type</i>	10.62	0.27	21.98	84.25	8167.83

2.2.1. Le plomb (Pb)

Il ressort de l'étude du tableau N°15 que les concentrations moyennes en plomb augmentent légèrement en fonction de la profondeur. Elles varient de $17.11\text{ppm} \pm 9.94$ en surface à $18.81\text{ppm} \pm 10.62$ en profondeur (fig. 39_a). L'analyse statistique (test "t") ne fait apparaître cependant aucun effet profondeur significatif (Annexe 07). En plus, aucune interaction significative entre la profondeur et les autres effets pour cet élément n'a été mise en évidence.

Ceci signifie donc que les concentrations en plomb ne diffèrent pas significativement entre les deux profondeurs quelle que soit la position, quel que soit le type de sol et quelle que soit la station.

L'inexistence d'un effet profondeur du plomb indique une distribution uniforme de ce métal en fonction de la profondeur du sol. Donc, même quand elle existe, la variation des autres paramètres du sol en fonction de la profondeur n'entraîne pas forcément celle du plomb. De ce fait, la discussion de la variation des autres paramètres en fonction de la profondeur ne s'avère pas utile dans ce cas.

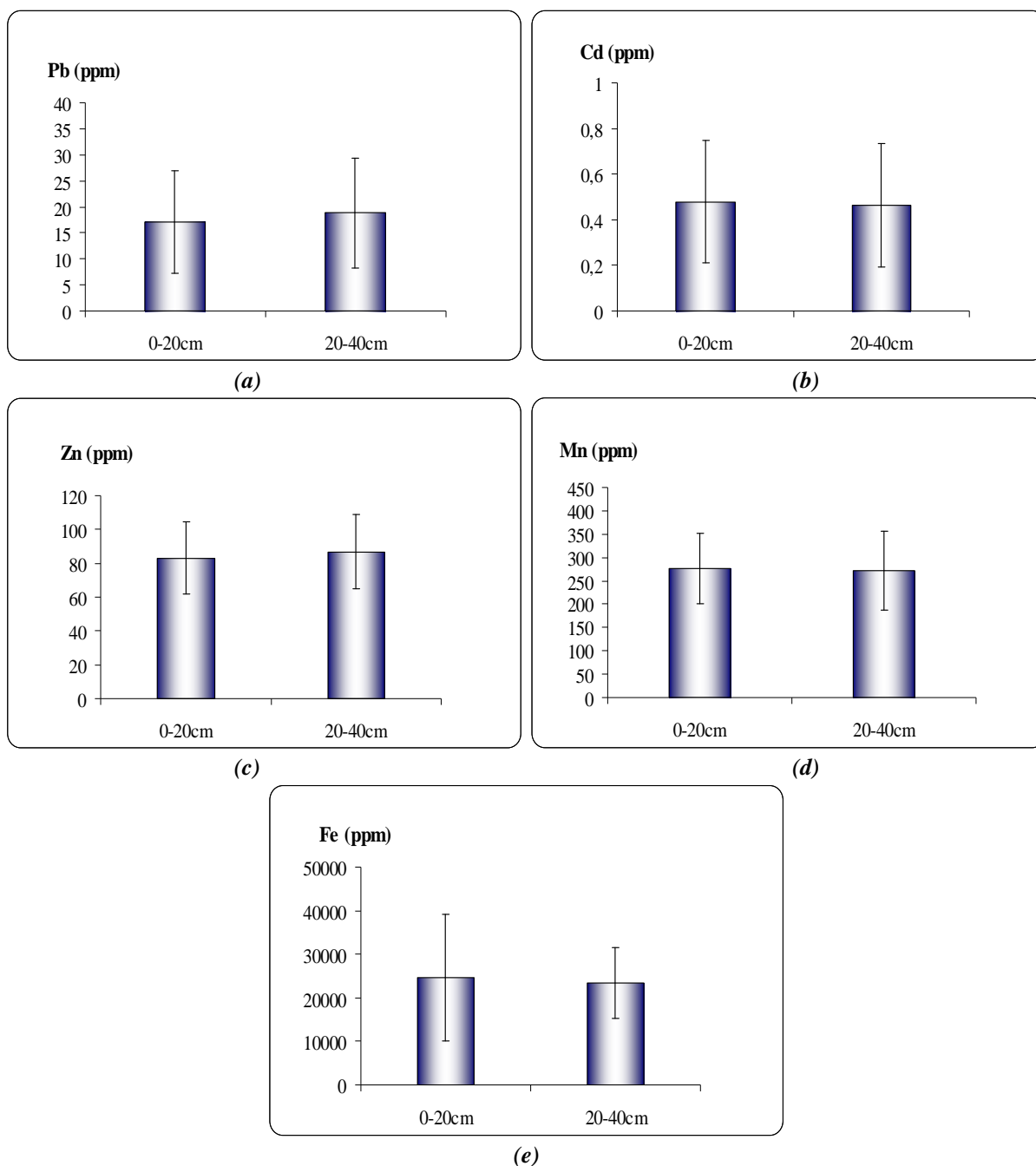


Figure 39. Variations des teneurs moyennes en éléments traces en fonction de la profondeur du sol.

Par ailleurs, le peu de différence qui existe entre les concentrations en plomb des deux profondeurs, pourrait s'expliquer par le fait que les sols des bordures de l'oued Kébir-Rhumel soient formés essentiellement de sédiments déposés par les crues qui ont lieu au moins une fois par an. Ainsi, les particules métalliques d'origine atmosphérique qui s'y déposeraient seraient à chaque fois recouvertes par de nouveaux sédiments sur lesquels se déposeraient de nouvelles particules. Il s'ensuivrait alors une distribution régulière des particules métalliques en fonction de la profondeur. Cependant, l'inexistence de différence entre les deux profondeurs pourrait s'expliquer aussi par le fait que le plomb se concentre essentiellement

dans les 5 premiers centimètres du sol, comme cela a été démontré par [Hernandez et al., \[2003\]](#), alors que dans notre cas la couche de surface analysée est de 20 cm ce qui a pour conséquence une dilution des teneurs en plomb déterminées. Toutefois, cette légère supériorité des concentrations totales en plomb des horizons sous-jacents, malgré qu'elle ne soit pas significative par rapport à ceux de la surface, suit celle de la matière organique et de la fraction fine du sol. Or, les concentrations totales en plomb sont liées positivement et significativement avec ces variables (*cf.* III.1.2.1). Donc, cette accumulation de plomb dans les horizons sous-jacents pourrait s'expliquer par l'association du plomb à des particules colloïdales lessivées en profondeur.

2.2.2. Le cadmium

Les concentrations moyennes en cadmium (tableau N°15) ne varient pratiquement pas en fonction de la profondeur. Elles présentent cependant une légère augmentation des horizons de surface par rapport à ceux de la profondeur, sans pour autant que cette différence soit significative (Annexe 07). En moyenne, elles varient de $0.479\text{ppm} \pm 0.26$ en surface à $0.462\text{ppm} \pm 0.27$ en profondeur (fig. 39_b).

Comme pour le plomb, aucune interaction significative n'a été mise en évidence entre la profondeur et les autres effets, ce qui signifie donc que les concentrations en cadmium ne diffèrent pas significativement entre les deux profondeurs quelle que soit la position, le type de sol et la station.

L'inexistence d'un effet profondeur du cadmium indique une distribution uniforme de ce métal en fonction de la profondeur du sol. Le peu de différence des concentrations en cadmium entre les deux profondeurs, pourrait s'expliquer par le fait que les sols des bordures de l'oued soient formés essentiellement de sédiments déposés par les crues qui ont lieu au moins une fois par an. Ainsi, les particules métalliques d'origine atmosphérique qui s'y déposeraient seraient à chaque fois recouvertes par de nouveaux sédiments sur lesquels se déposeraient de nouvelles particules

2.2.3. Le zinc

D'après les résultats du tableau N°15 et l'analyse statistique (test "t"), les concentrations totales en zinc diffèrent, mais non significativement, en fonction de la profondeur avec une légère supériorité des horizons sous-jacents par rapport à ceux de la surface (Annexe 07). En moyenne, elles varient de $83.16\text{ppm} \pm 21.30$ en surface à $86.69\text{ppm} \pm 21.98$ en profondeur (fig. 39_c).

En effet, aucune interaction significative entre la profondeur et les autres effets n'a été mise en évidence, ce qui signifie donc que les concentrations en zinc ne diffèrent pas significativement entre les deux profondeurs quelle que soit la position, le type de sol et la station.

L'absence d'un effet profondeur du zinc indique une distribution uniforme de ce métal en fonction de la profondeur du sol. Le peu de différence, des concentrations en zinc entre les deux profondeurs, peut être attribué à l'état des sols des bordures de l'oued Kébir-Rhumel formés essentiellement de sédiments nouvellement déposés par les crues. Les particules métalliques d'origine atmosphérique qui s'y déposeraient seraient à chaque fois recouvertes par de nouveaux sédiments sur lesquels se déposeraient de nouvelles particules. Il s'ensuivrait alors une distribution régulière des particules métalliques en fonction de la profondeur. Cependant, l'inexistence de différence entre les deux profondeurs peut s'expliquer aussi par la mobilité du zinc et donc sa migration vers la profondeur. D'après [Duchaufour \[2001\]](#), dans les sols lessivés, le zinc accompagne l'argile dans sa migration et s'accumule dans les horizons enrichis en argile. D'ailleurs, ces deux variables sont liées positivement et hautement significativement (*cf.* III.1.2.3). Donc cette accumulation du zinc dans les horizons sous-jacents serait due à l'association de ce dernier à des particules colloïdales lessivées en profondeur.

2.2.4. Le fer et manganèse (Fe et Mn)

Les concentrations totales en fer (tableau N°15) diminuent légèrement en fonction de la profondeur, sans pour autant que cette diminution soit significative. Ces concentrations varient de $24632.4\text{ppm} \pm 14549.20$ en surface à $23428.72\text{ppm} \pm 8167.83$ en profondeur (fig. 39_a). Cependant, l'analyse statistique (test "t") ne fait apparaître aucun effet profondeur significatif (Annexe 07).

Pour le manganèse, la situation est similaire, les concentrations totales en cet élément diminuent légèrement en fonction de la profondeur. Elles passent de $273.47\text{ppm} \pm 75.40$ pour les horizons de la surface à $271.68\text{ppm} \pm 84.25$ pour ceux de la profondeur (fig. 39_e). L'analyse statistique (test "t") ne fait apparaître cependant aucun effet profondeur significatif (Annexe 07).

L'inexistence d'un effet profondeur pour le manganèse et le fer indique une distribution uniforme de ces deux métaux en fonction de la profondeur du sol. Cette distribution est certainement due aux sédiments nouvellement déposés par les crues. De ce fait, les métaux qui s'y déposeraient seraient à chaque fois recouverts par de nouveaux

sédiments sur lesquels se déposeraient de nouvelles particules. Il s'ensuivrait alors une distribution régulière des particules métalliques en fonction de la profondeur.

L'étude de la corrélation (fig. 40) entre le fer et le manganèse, montre que ces deux derniers varient dans le même sens et qu'ils sont positivement et très significativement corrélés ($r=0.18$; $p<0.01$; $n=240$). Cette corrélation traduit, outre leur origine géologique commune, leur co-précipitation classique dans les mêmes conditions physico-chimiques.

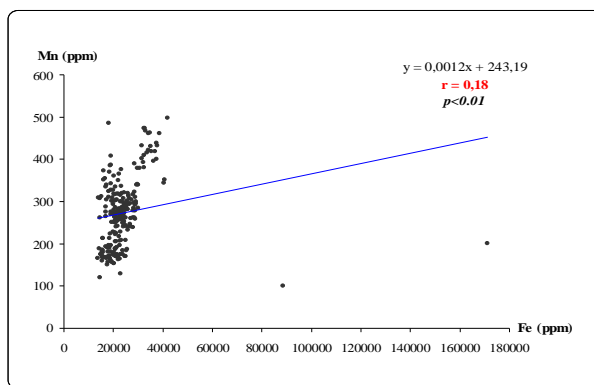


Figure 40. Régression de l'interaction manganèse/fer.

3. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction des types de placettes

3.1. Les paramètres physico-chimiques

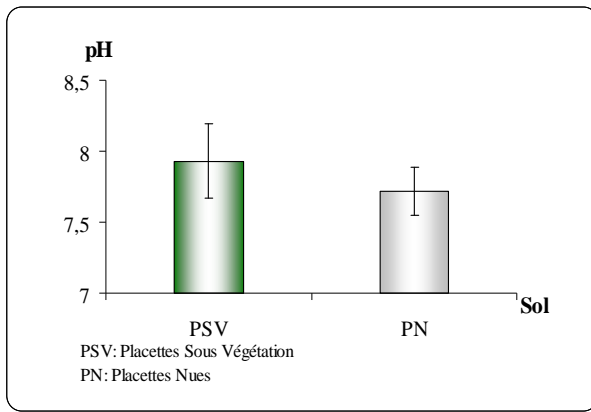
La distribution des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sols en fonction des types de placettes est consignée dans le tableau N°16 et illustrée sous forme d'histogrammes dans la figure N°41.

Tableau 16. Résultats des paramètres physico-chimiques des sols en fonction des types de placettes.

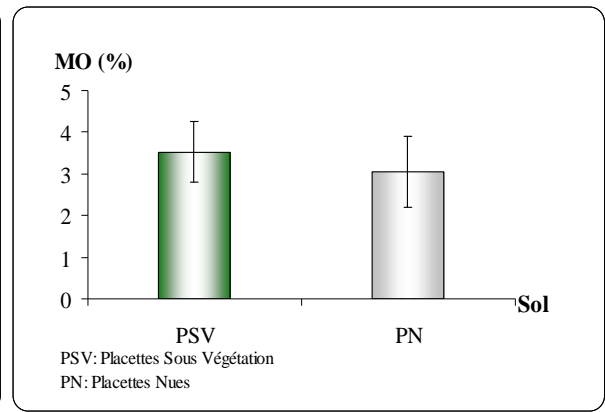
		<i>pH</i>	<i>MO</i>	<i>CE</i>	<i>CaCO₃</i>	<i>CEC</i>	<i>A</i>	<i>L</i>	<i>S</i>
<i>Placette sous végétation</i>	<i>Min</i>	7.51	1.30	182.00	15.00	10.30	06.10	18.30	07.78
	<i>Max</i>	8.35	5.17	915.00	54.10	25.50	19.30	47.60	69.16
	<i>Moyenne</i>	7.93	3.51	470.32	38.84	17.83	11.15	33.03	55.62
	<i>Ecart-type</i>	0.17	0.85	184.72	07.02	03.12	02.84	6.78	8.04
<i>Placette nues</i>	<i>Min</i>	7.10	0.92	172.00	12.10	08.70	05.30	16.20	44.2
	<i>Max</i>	8.15	4.63	900.00	53.75	23.90	16.10	43.60	75.30
	<i>Moyenne</i>	7.72	3.03	350.50	36.46	17.31	09.30	28.80	60.96
	<i>Ecart-type</i>	0.26	0.74	131.86	07.12	2.94	02.28	06.46	07.96

3.1.1. Le pH

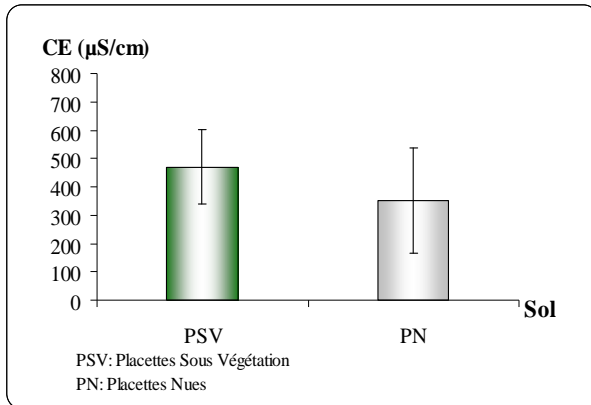
Les valeurs moyennes du pH (tableau ci-dessus) des placettes sous végétation s'échelonnent entre un minimum de 7.51 et un maximum de 8.35 avec une valeur moyenne de 7.93 et un écarttype de 0.17. Dans les placettes nues, ces valeurs varient entre un minimum de 7.50 et un maximum de 8.15 avec une moyenne de 7.72 et un écart-type de 0.26.



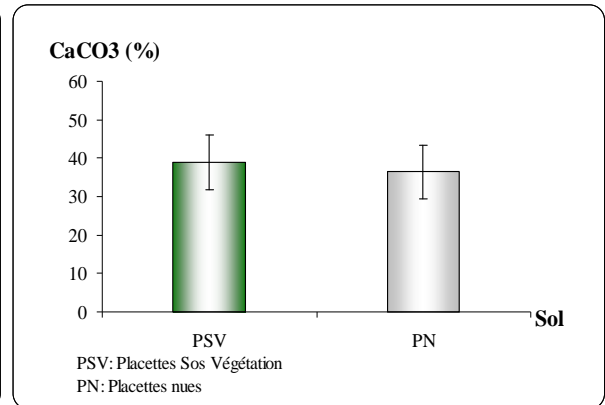
(a)



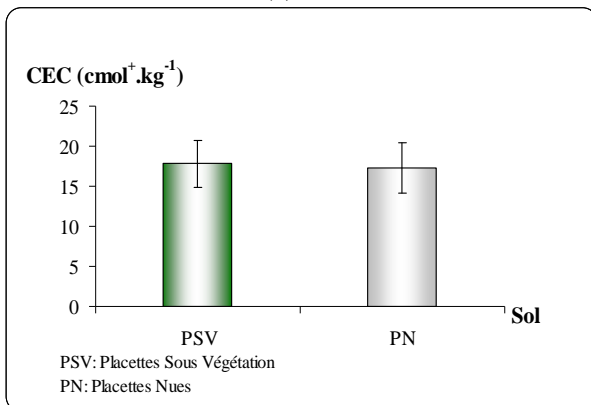
(b)



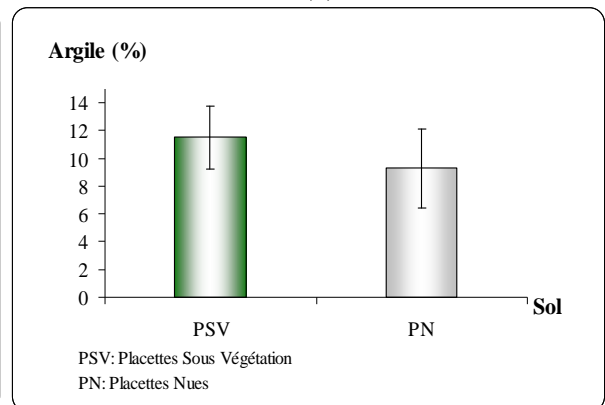
(c)



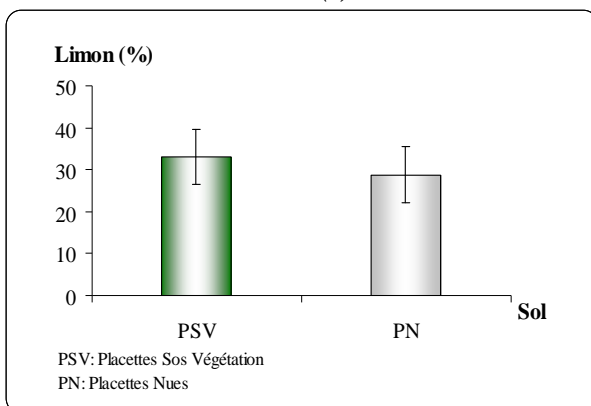
(d)



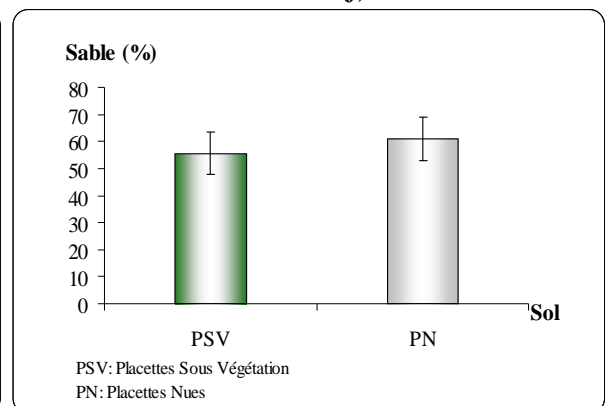
(e)



(f)



(g)



(h)

Figure 41. Variations des teneurs moyennes des paramètres physico-chimiques en fonction des types de placettes.

L'examen de la figure (41_a) et du tableau N°16 révèle que le pH des placettes sous végétation est légèrement plus alcalin que celui des placettes nues. D'ailleurs, l'analyse statistique (test "t") fait ressortir pour ce paramètre un effet placette hautement significatif ($t = 7,42$; $p < 0,001$) (annexe 8). Cette différence est apparemment la conséquence de la présence de taux de calcaire total plus élevés dans les placettes sous végétation. Ces deux paramètres sont d'ailleurs positivement et significativement corrélés (cf. III.1.1.1).

3.1.2. La matière organique (MO)

Les taux extrêmes de matière organique (tableau N°16) des placettes sous végétation s'échelonnent entre 1.30% et 5.17% avec un taux moyen de 3.51% et un écart-type de 0.85. Les placettes nues présentent des teneurs en matière organique variant entre un minimum de 0.92% et un maximum de 4.63% avec une moyenne de 3.03% et un écart-type de 0.74.

L'étude de la figure (41_b) et du tableau N°16 font apparaître que les taux moyens de matière organique des placettes sous végétation sont globalement plus élevés que ceux des placettes nues. Cette différence est vérifiée par l'analyse statistique (test "t") qui révèle un effet placette hautement significatif ($t = 4,59$; $p < 0,001$) (annexe 08). Une telle situation peut s'expliquer surtout par la présence des tamaris, arbustes sempervirents, qui génèrent de grandes quantités de litière, donc de matière organique et, ceci même dans les bandes extérieures de la tamaricée. Un tel impact des tamaris sur les taux de matière organique du sol à également été mis en évidence par [Yin et al., \[2010\]](#).

3.1.3. La conductivité électrique (CE)

Les valeurs extrêmes de la conductivité électrique (tableau N°16) pour les placettes sous végétation sont de 182 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 915 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 470.32 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un écart-type de 184.72. Dans les placettes nues, ces valeurs s'échelonnent entre un minimum de 172 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un maximum de 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 350.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un écart-type de 131,86.

Les résultats de la conductivité électrique en fonction des placettes, illustrés dans la figure (41_c) et portés dans le tableau N°18 montrent que la conductivité électrique des placettes sous végétation, bien que ne traduisant pas une forte salinité, est globalement plus élevée que celle des placettes nues. Ceci, est confirmé par l'analyse statistique (test "t") qui a mis en évidence un effet placette hautement significatif ($t = 5,78$; $p < 0,001$) (annexe 08). Cette supériorité des valeurs moyennes de la conductivité électrique des placettes sous végétation serait due principalement à la présence de la tamaricée et probablement la matière

organique générée par cette formation. Ces deux paramètres sont d'ailleurs liés positivement et très significativement (*cf.* III.1.1.3).

Selon Brotherson et Field [1987] et Yin *et al.*, [2010], les tamaris sont souvent à l'origine de la salinisation des sols sous-jacents. Cependant, les valeurs trouvées sont très inférieures à celles de ces auteurs et ne dénotent pas d'un grand effet de salinisation de sols par la tamaricée.

3.1.4. Le calcaire total (CT)

Les taux de calcaire total des placettes sous végétation varient d'un minimum de 15% à un maximum de 54.10% avec une moyenne de 38,84% et un écart-type de 7.02. Pour les placettes nues, ces valeurs s'échelonnent entre un minimum de 12.10% et un maximum de 53.75% avec une moyenne de 36.46% et un écart-type de 7.12.

La représentation graphique (fig. 41_d) des taux de calcaire total en fonction des placettes, également consignés dans le tableau N°16, permet de constater que ceux des placettes sous végétation sont globalement plus élevés que ceux des placettes nues. Ceci est confirmé par l'analyse statistique (test "*t*") qui fait apparaître un effet placette très significative ($t = 2.61$; $p < 0.01$) (annexe 08).

Les taux élevés de calcaire total des placettes sous végétation, par rapport à ceux des placettes nues, peuvent être la conséquence des teneurs élevées en matière organique. Ces deux paramètres sont d'ailleurs liés positivement et hautement significativement (*cf.* III.1.1.2). En effet, selon Muller et Vedy, [1978] et Gaiffe *et al.*, [1984], cette liaison est probablement due à la dissolution des carbonates de calcium dont on connaît bien l'action stabilisante vis-à-vis de la matière organique. En outre, Rovira et Vallejo [2008] rapportent que dans les sols des régions méditerranéennes, présentant une activité biologique intense, des carbonates peuvent se former nouvellement. Leurs taux varient avec la décomposition de la matière organique. Ces nouveaux carbonates peuvent alors précipiter (sous forme de calcite ou autre carbonate solide) dans les systèmes ouverts où la pénétration du CO₂ de l'air joue un rôle majeur. Ceci, peut être justement le cas des sols des horizons de surface des bordures de l'oued où les humectations peuvent être à l'origine d'une activité biologique très intense, particulièrement sous la tamaricée.

3.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC)

Les valeurs de la capacité d'échange cationique (tableau N°16) des placettes sous végétation varient entre un minimum de 10.30 cmol⁺.kg⁻¹ et un maximum de 25.50 cmol⁺.kg⁻¹. Elles sont en moyenne de 17.83 cmol⁺.kg⁻¹ avec un écart-type de 3.12. Dans les placettes

nues, les valeurs extrêmes s'échelonnent entre un minimum de $7.80 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ et un maximum de $23.90 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ avec une moyenne de $17.31 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ et un écart-type de 2.94.

L'étude du tableau N°16 et de la figure (41_e) permet de constater que les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des placettes sous végétation sont presque similaires à celles des placettes nues avec une légère supériorité des premières. L'analyse statistique (test "t") ne fait ressortir aucun effet placette significatif (Annexe 08).

On se serait attendu à ce que les placettes sous végétation, qui contiennent des teneurs élevées en matière organique, aient une capacité d'échange cationique nettement plus élevée que celle des placettes nues. En effet, selon Baize [2000a], tous les auteurs reconnaissent que la capacité d'échange cationique des matières organiques est plus élevée que celle des minéraux argileux. Cependant, une si faible différence entre les deux types de placettes peut s'expliquer par le fait que dans les placettes nues, la capacité d'échange cationique est significativement liée à la matière organique et aux argiles ($\text{CEC}_{(\text{sol nu})} = 0,379\text{MO} + 0,33 \text{ Argile}$, avec $R^2 = 0,28$, $R = 0,53$), alors que dans les placettes sous végétation, elle n'est liée qu'à la matière organique ($\text{CEC}_{(\text{sol vég})} = 0,256 \text{ MO}$, avec $R^2 = 0,09$, $R = 0,29$). Ainsi, du fait que dans les placettes nues la capacité d'échange cationique soit la résultante aussi bien de la matière organique que de l'argile, ses valeurs augmentent pour atteindre celles des placettes sous végétation dont la capacité d'échange cationique dépend essentiellement de la matière organique.

3.1.6. La fraction fine (argile et limons)

Les placettes sous végétation présentent (tableau N°16) des valeurs extrêmes d'argile variant de 6.10% à 19.30% avec une moyenne de 11.15% et un écart-type de 2.84. Dans les placettes nues, ces valeurs oscillent entre un minimum de 6.30% et un maximum de 16.10% avec une moyenne de 9.30% et un écart-type de 2.28.

L'examen de la figure (41_f) et du tableau N°16 fait ressortir que les taux d'argile dans les placettes sous végétation sont plus élevés que dans les placettes nues. Ceci est confirmé par l'analyse statistique (test "t") qui révèle un effet placette hautement significative ($t = 5,57$; $p < 0,001$) (annexe 08).

La situation est similaire pour les limons dont la représentation graphique (41_g) et le tableau N°16, font apparaître que les taux de limons dans les placettes sous végétation sont supérieurs à ceux des placettes nues. Cette différence est mise en évidence par l'analyse

statistique (test "t") qui fait ressortir un effet placette hautement significative ($t = 4.94$; $p < 0.001$) (annexe 08).

Les taux plus élevés d'argile et de limon dans les sols des placettes sous végétation, par rapport à ceux des placettes nues, peuvent s'expliquer par la présence même de la tamaricée qui en générant de grandes quantités de litière, donc de matière organique, favorisent la sédimentation des particules fines au moment des inondations [Braskerud, 2001].

En effet, Piégay *et al.*, [1998] rapportent que la présence d'une ripisylve dense et multistratifiée offre la meilleure efficacité de piégeages des sédiments fins. Dietz, [1961] a montré que la végétation des berges, en particulier sur les extrados des méandres, réduit suffisamment la vitesse de l'eau pour permettre le dépôt des sédiments très fins. L'existence d'un couvert végétal favorise la protection des sols contre leur l'érosion. L'eau entraîne les particules les plus fines sous le couvert végétal qui y sont beaucoup plus retenues que dans un sol [Martinez-Mena *et al.*, 1999].

3.1.7. La fraction sableuse

Les taux des sables des placettes sous végétation (tableau N°16) sont compris entre un minimum de 35.60% et un maximum de 74.10% avec un taux moyen de 55.62% et un écart-type de 8.04. Pour les placettes nues, ces taux s'échelonnent entre 44.20% et 75.30% avec un taux moyen de 60.96% et un écart-type de 7.96.

L'examen de la figure (41_h) et du tableau N°16 fait ressortir que les placettes nues renferment plus de sable que celles sous végétation. D'ailleurs, cette différence est confirmée par l'analyse statistique (test "t") qui révèle un effet placette hautement significatif ($t = -5.17$; $p < 0.001$) (annexe 08).

Les taux des sables, plus élevés dans les placettes nues que dans les placettes sous végétation, pourraient s'expliquer par le fait que lors des crues les éléments grossiers sont plus facilement déposés sur les placettes nues que sur celles présentant une végétation. Ceci pourrait traduire donc un apport des sédiments à texture grossière (sables grossiers et sables fins) due à une augmentation de l'énergie de transport de l'eau. Selon Pizzuto, [1987] et Walling *et He*, [1998], les taux de sédimentation et la taille des sédiments diminuent avec la réduction de l'énergie de transport. Donc, plus l'énergie du transport des sédiments par les eaux de l'oued est importante, plus l'incorporation du sable à cette charge sédimentaire est grande. Or, il est connu que la présence de toute végétation augmente les frottements ce qui réduit donc la vitesse du courant et l'énergie de transport entraînant une diminution des dépôts

à texture grossière dans les placettes sous végétation, ce qui n'est pas le cas dans les placettes nues.

3.2. Distribution des ETM en fonction des types de placettes

Les teneurs moyennes en éléments traces métalliques sont consignées dans le tableau N°17 et illustrées sous forme d'histogrammes dans la figure N°42.

Tableau 17. Résultats des teneurs totales moyennes (ppm) en éléments traces des sols en fonction des type de placettes.

		Pb(ppm)	Cd(ppm)	Zn (ppm)	Mn (ppm)	Fe (ppm)
Placette sous végétation	<i>Min</i>	7.78	0.16	12.17	101.08	13600
	<i>Max</i>	69.16	1.44	137.55	498.47	171128
	<i>Moyenne</i>	19.91	0.47	84.41	267.79	25450.15
	<i>Ecart-type</i>	12.0	0.30	21.91	79.61	15736.17
Placette nues	<i>Min</i>	5.54	0.198	43.32	120.20	13922
	<i>Max</i>	49.47	1.253	142.49	486.54	35019
	<i>Moyenne</i>	16.01	0.465	85.44	277.36	22619.55
	<i>Ecart-type</i>	7.83	0.240	21.50	80.02	5226.81

3.2.1. Le plomb (Pb)

Il apparaît (tableau N°17) que les teneurs totales en plomb des placettes sous végétation varient entre un minimum de 7.78 ppm et un maximum de 69.16 ppm avec une moyenne de 19.91 ppm et un écart-type de 12. Dans les placettes nues, ces valeurs s'échelonnent entre un minimum de 5.54 ppm et un maximum de 49.47 ppm avec une valeur moyenne de 16.01 ppm et un écart-type de 7.83.

La représentation graphique des concentrations en plomb des sols en fonction des placettes (fig. 42_a), également portés dans le tableau N°17, montre que les concentrations totales en plomb sont globalement plus élevées dans les placettes sous végétation que dans les placettes nues. D'ailleurs, l'analyse statistique (test "t") fait ressortir un effet placette très significatif ($t = 2.98$; $p < 0.01$) (Annexe 09).

La présence d'une végétation favorise donc, beaucoup plus que le sol nu, la rétention des particules de plomb au niveau du sol. Ceci rejoint les résultats de [Krika \[2002\]](#) qui a montré que les teneurs totales en plomb sous olivier et sous lentisque, sont plus importantes que sous sol nu dans une région soumise à des dépôts atmosphériques issus d'un complexe sidérurgique dans la wilaya d'Annaba.

Les teneurs totales en plomb sont liées essentiellement, pour les sols des placettes sous végétation, aux teneurs en matière organique et en argile. D'ailleurs, ces deux variables varient dans le même sens que les concentrations totales en plomb.

En effet, les tests de régression (fig. 43_{a-b}) montrent que le plomb total est lié positivement et très significativement à la matière organique ($r=0.28$, $p<0.01$, $n=120$) et positivement et significativement à l'argile ($r=0.21$, $p<0.05$, $n=120$).

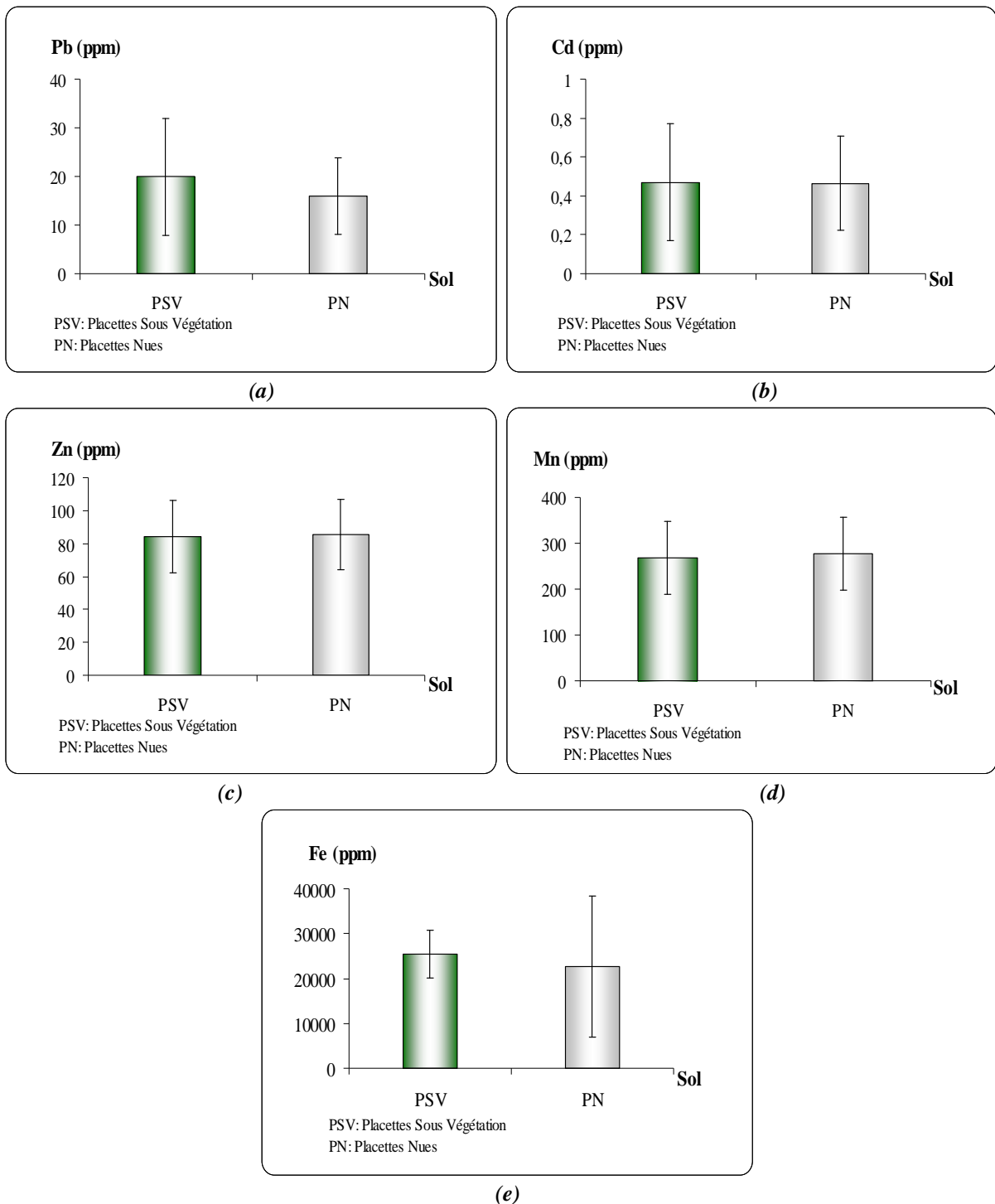


Figure 42. Variations des teneurs totales moyennes en éléments traces en fonction des types de placettes.

Ainsi, l'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes [Juste, 1995]. Cela, signifie que la matière organique et la fraction argileuse vont permettre une plus grande rétention du plomb dans les profils sous végétation que sous sol nu.

Selon Bur, [2008], la liaison entre le plomb et la matière organique est un indice d'une contamination d'origine anthropique. Cela signifie d'une part, que la présence de la matière organique par le biais de la litière au sol équivaut à un apport de plomb et, d'autre part, que la matière organique contribue aussi à l'adsorption de plomb apporté par les rejets atmosphériques.

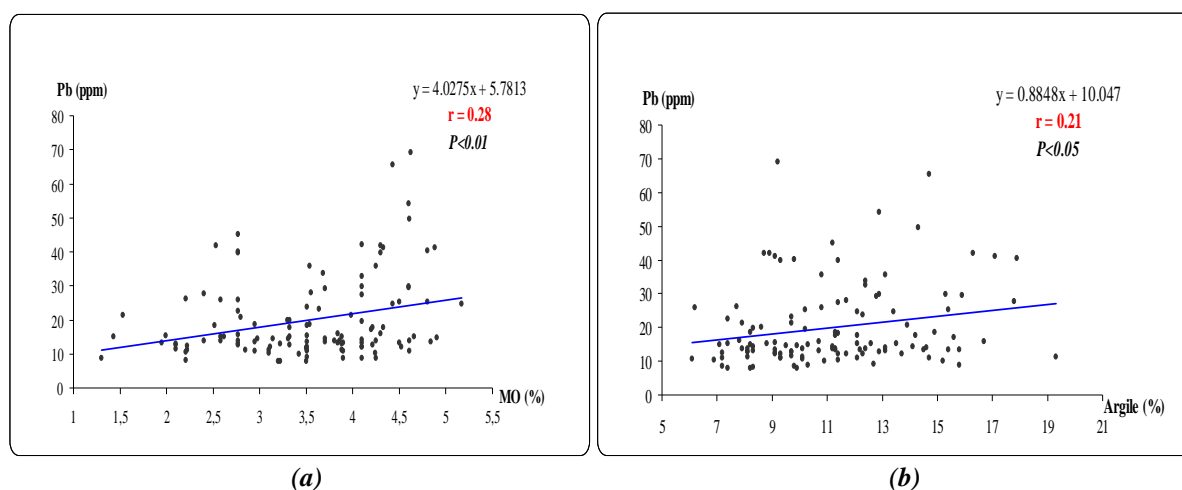


Figure 43. Régression du plomb total en fonction de la matière organique (a) et de l'argile (b) dans les placettes sous végétation.

La corrélation positive et significative entre le plomb et l'argile peut s'expliquer par le fait que les minéraux argileux possèdent une capacité d'échange cationique élevée qui traduit leur capacité de rétention. Selon Baize, [1997], la teneur en plomb dans les sols est statistiquement proportionnelle à la teneur en argile.

Ainsi, il s'avère d'après les tests de régression que c'est la matière organique qui intervient le plus dans la rétention du plomb ($r_{MO} = 0.28 > r_A = 0.21$). Ceci est en accord avec de nombreuses études présentes dans la littérature qui associent préférentiellement le plomb à la matière organique [Delma-Gadras, 2000 ; Krika, 2002].

Dans les placettes nues, les tests de régression (fig. 44_{a-d}) montrent que les teneurs totales en plomb sont positivement et significativement liées au pH ($r = 0.23$, $p < 0.05$, $n = 120$), à la capacité d'échange cationique ($r = 0.19$, $p < 0.05$, $n = 120$), aux limons ($r = 0.20$, $p < 0.05$, $n = 120$), mais négativement corrélées avec les sables ($r = -0.22$, $p < 0.05$, $n = 120$).

Selon Morin *et al.*, [2001], les proportions de plomb piégées dans les sols dépendent fortement de la capacité d'échange cationique et du pH du sol ce qui indique une fixation

forte par le biais des phénomènes de complexation de surface et d'échange cationique. De plus, la fraction fine (limon) fixe une quantité appréciable d'éléments traces grâce à ses propriétés colloïdales [Duchaufour \[1979\]](#). De tel résultat a été mis en évidence par [Karboua \[2003\]](#) dans les sols des bords de l'oued Rhumel, qui a montré que le plomb est significativement corrélé avec les limons.

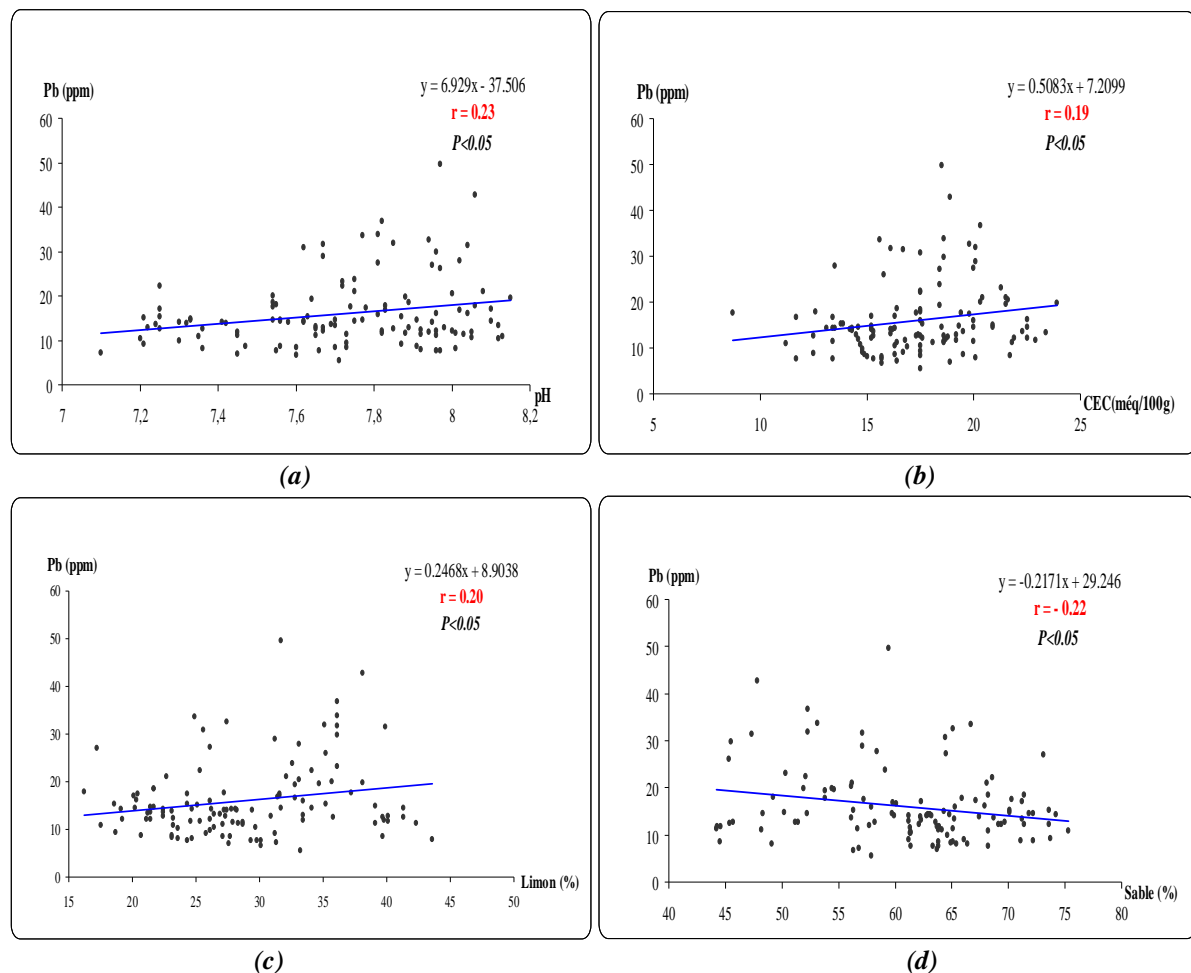


Figure 44. Régression du plomb total en fonction du pH (a), de la CEC (b), des limons (c) et des sables (d) dans les placettes nues.

Il semble donc que c'est beaucoup plus le pH, la capacité d'échange cationique et les limons qui constituent les phases porteuses du plomb dans les placettes nues. Tandis que le sable se comporte comme un diluant vis-à-vis du plomb total. Ce qui explique la liaison négative entre ces deux dernières variables. Pour les placettes sous végétation, le plomb total semble être retenu beaucoup plus par la matière organique et l'argile, avec une affinité plus grande pour la fraction organique.

3.2.2. Le cadmium (Cd)

Les concentrations totales en cadmium (tableau N°17) dans les placettes sous végétation varient entre un minimum de 0.16 ppm et un maximum de 1.439 ppm avec une moyenne de 0.475 ppm et un écart-type de 0.30. Par ailleurs, dans les placettes nues ses résultats s'échelonnent entre un minimum de 0.198 ppm, un maximum de 1.253 ppm avec une moyenne de 0.465 ppm et un écart-type de 0.24.

Les concentrations totales du cadmium dans les sols en fonction des placettes, représentées sous forme d'histogramme dans la figure (42_b) et reportées dans le tableau N°17, sont légèrement plus élevées dans les placettes sous végétation que dans les placettes nues, sans toutefois que cette différence entre les deux placettes soit significative (Annexe 09).

Les tests de régression (fig. 45_{a-b}) montrent que le cadmium au niveau des placettes sous végétation est lié positivement et très significativement au Mn ($r=0.43$, $p<0.001$, $n=120$) et au pH ($r=0.28$, $p<0.01$, $n=120$).

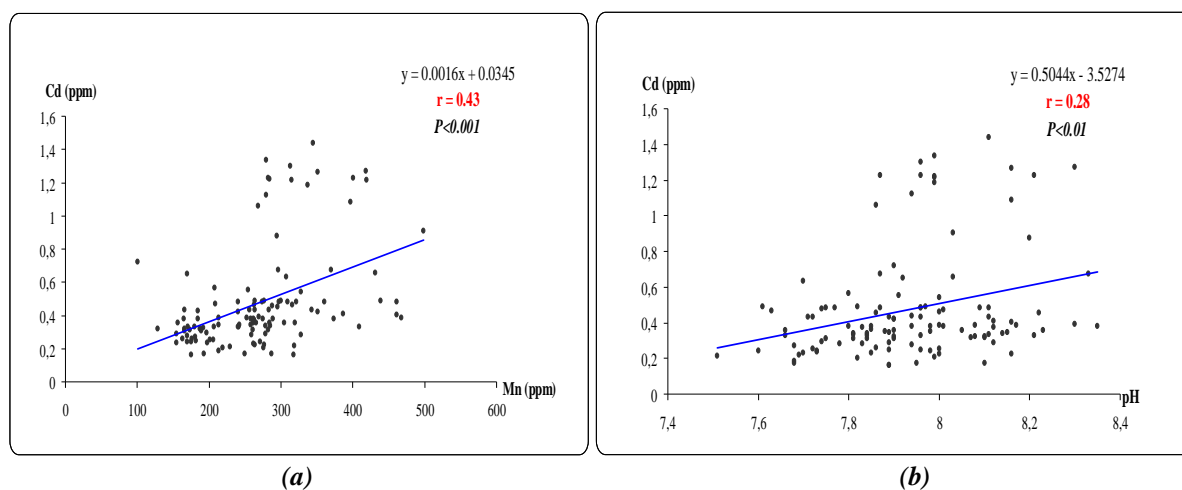


Figure 45. Régression du cadmium total en fonction du manganèse (a) et du pH (b) dans les placettes sous végétation.

Il semblerait donc que la matière organique n'interviendrait pas dans la rétention du cadmium des sols étudiés. Ceci, peut s'expliquer par le fait que celle-ci se trouverait sous forme de matière organique brute faiblement décomposée, donc non transformée en humus susceptible de former des complexes organométalliques stables. Ces résultats sont en accord avec ceux de Harter [1983], qui rapporte l'absence de corrélation entre la teneur en matière organique du sol et d'adsorption du cadmium.

Pour le pH, Halen, [1993] rapporte qu'il joue un rôle majeur dans la mobilité et la phytodisponibilité des éléments traces métalliques, et tout particulièrement dans celle du cadmium. Il semble être un de principaux facteurs de rétention du cadmium à la surface des sols [Devranche et al., 2003]. Selon King, [1988], il est positivement corrélé aux teneurs en cadmium des sols. D'autre part, Peakall et Berger [2003] ont montré que, pour un pH compris entre 4 et 7.7, la capacité d'absorption du cadmium d'un sol est multipliée par 2 ou 3 pour chaque augmentation d'une unité de pH. En ce qui concerne la corrélation cadmium-manganèse, Adriano [1986] et Alloway, [1995] ont montré que l'adsorption du métal sur les oxydes de manganèse est réversible et augmente avec le pH. De même, Didier et al., [1993] ont rapporté que l'addition d'oxydes de manganèse hydratés réduit l'extractabilité et la phytodisponibilité du Cd de sols basiques contaminés.

Dans les placettes nues, les tests de régression (fig. 46_{a-d}) montrent que le cadmium est positivement et très significativement lié au pH ($r=0.36$, $p<0.001$), à la CEC ($r=0.26$, $p<0.01$), aux limons ($r=0.24$, $p<0.01$), mais négativement et significativement à la fraction sableuse ($r=-0.22$, $p<0.05$).

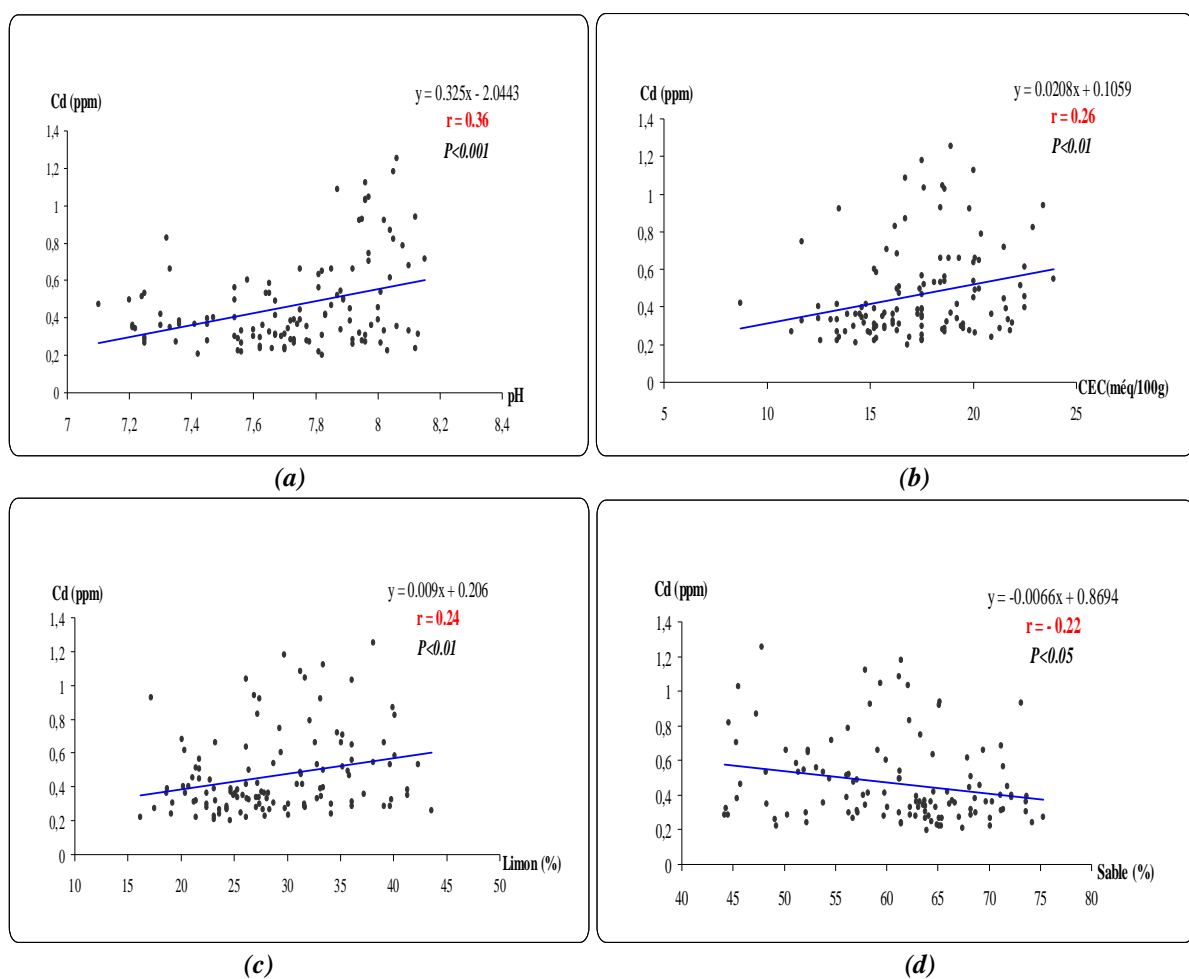


Figure 46. Régression du cadmium total en fonction du pH (a), de la CEC (b), des limons (c) et des sables (d) dans les placettes nues.

Ceci rejoint les observations de [Sidle et Kardos, \[1979\]](#), qui ont mis en évidence une bonne corrélation entre le cadmium du sol et la capacité d'échange cationique. De même, selon [White et Chaney \[1980\]](#) et [Elliot et al., \[1986\]](#) l'augmentation de la capacité d'échange cationique favorise la capacité de sorption du cadmium.

La corrélation significative du cadmium avec les limons s'explique par le fait que ceux-ci en tant que colloïdes, doivent participer à l'immobilisation du métal dans le sol. En effet, [Kabata-Pendias et Pendias, \[2001\]](#) ont rapporté que les colloïdes inorganiques (limons) sont parmi les interfaces les plus importantes impliquées dans la sorption de Cd dans les sols. D'ailleurs, [Dayani et Mohammadi, \[2010\]](#) ont également mis en évidence que le cadmium était très significativement liée au limon ($p < 0.01$).

La corrélation négative entre le cadmium et le sable, révèle que les teneurs totales en cet élément diminuent avec la fraction grossière. Selon [Tyler, 1981\]](#) celle-ci se comporte comme un diluant vis-à-vis des éléments traces métalliques. Ces résultats sont similaires à ceux de [Dayani et Mohammadi, \[2010\]](#), qui ont montré que le cadmium total est très significativement et négativement lié à la fraction sableuse du sol.

Il semble donc qu'au niveau des placettes sous végétation, le cadmium est retenu beaucoup plus par le pH et le manganèse, tandis qu'au niveau des placettes nues, ce sont le pH, les limons et la capacité d'échange cationique qui interviennent le plus dans la fixation du métal.

3.2.3. Le zinc (Zn)

Les résultats du tableau N°17 montrent que les placettes sous végétation présentent des teneurs totales en zinc variant de 12.17 ppm à 137.55 ppm avec une moyenne de 84.41 ppm et un écart-type de 21.90. Dans les placettes nues, ces résultats s'échelonnent entre un minimum de 43.33 ppm et un maximum de 142.49 ppm, une moyenne de 85.49 ppm et un écart-type de 21.50.

L'examen de la figure (42_c) qui illustre les concentrations en zinc des sols en fonction des placettes et l'étude du tableau N°17 ne montrent pratiquement pas de différence significative des teneurs totales en zinc entre les deux types de placettes. D'ailleurs, l'analyse statistique (test "t") ne révèle aucun effet placette significatif (Annexe 09).

Les tests de régression (fig. 47_{a-b}) montrent que le zinc total au niveau des placettes sous végétation est positivement et très significativement lié à l'argile ($r=0.42$, $p < 0.001$, $n=120$), et négativement lié à la conductivité électrique ($r= - 0.20$, $p < 0.05$, $n=120$).

De telles corrélations positives et significatives entre le zinc et l'argile ont également été mentionnées par les travaux de plusieurs auteurs [Hazra et Biswapathi, 1988 ; Alloway, 1990 ; Perrono, 1999]. Ceci, peut s'expliquer, comme le rapportent Majone *et al.*, [1996], par le fait que les particules argileuses par leurs charges permanentes retiennent les cations métalliques par des forces électrostatiques et, en l'absence de conditions qui pourraient favoriser l'hydrolyse des métaux (pH élevé), on observe un échange ionique entre les cation métalliques et les sites d'échanges des charges permanentes.

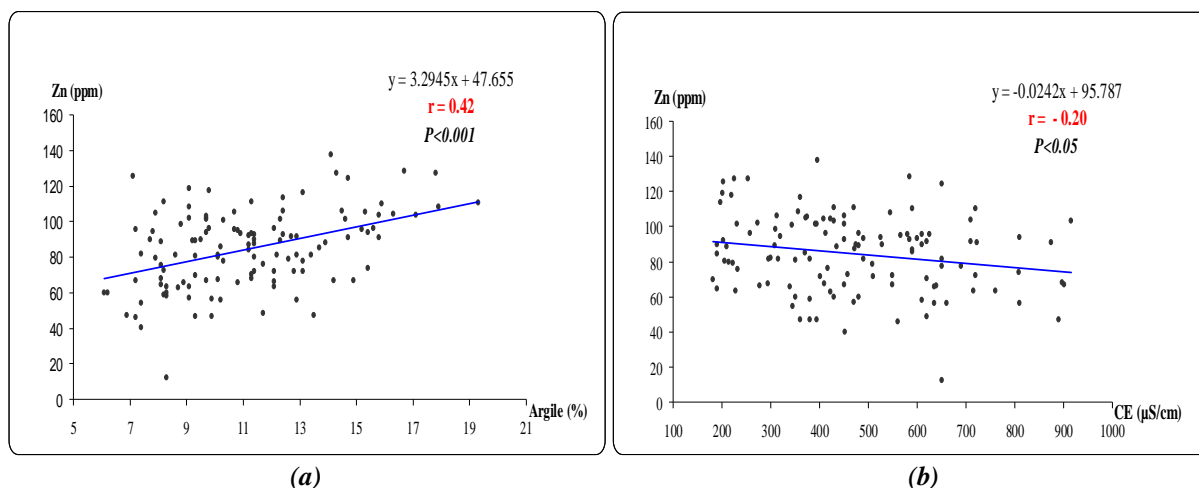


Figure 47. Régression du zinc total en fonction de l'argile (a) et de conductivité électrique (b) dans les placettes sous végétation.

La corrélation négative et significative entre le zinc et la conductivité électrique traduit une faible rétention du zinc par les sols avec l'augmentation de la conductivité électrique. Comme l'explique Dulaing *et al.*, [2007], la salinité peut jouer un rôle dans la mobilisation des métaux lourds sous forme de complexes- chlorures. D'ailleurs, cet auteur, de même que d'autres (Dayani et Mohammadi, [2010] et Siddamalai *et al.*, [1999]), ont également déterminé des corrélations significatives et négatives entre le zinc et la conductivité électrique.

L'absence de corrélations significatives entre le zinc et les autres paramètres du sol, tels que le pH, la matière organique, les limons, les sables et le calcaire total, a été également constatée par Khan *et al.*, [1997] dans les sols du Bangladesh.

En revanche, au niveau des placettes nues, les tests de régression (fig. 48_{a-b}) montrent que le zinc total est positivement et très significativement lié au fer ($r=0.47$, $p<0.001$, $n=120$) et significativement au manganèse ($r=0.21$, $p<0.05$, $n=120$).

De telles corrélations s'expliquent par le fait que les oxydes de fer et de manganèse peuvent se complexer aux métaux tels que le zinc à travers des réactions d'échanges d'ions ou

coprécipités à la surface des oxydes, ou précipités comme des oxydes individuels [Martinez et McBride, 1998].

D'après Kabata-Pendias et Pendias, [1992] ; Alloway, [1995] et Baize, [1997], dans les sols non calcaires et non contaminés, le zinc présente une très forte affinité avec le fer qui est un des éléments majeurs des sols.

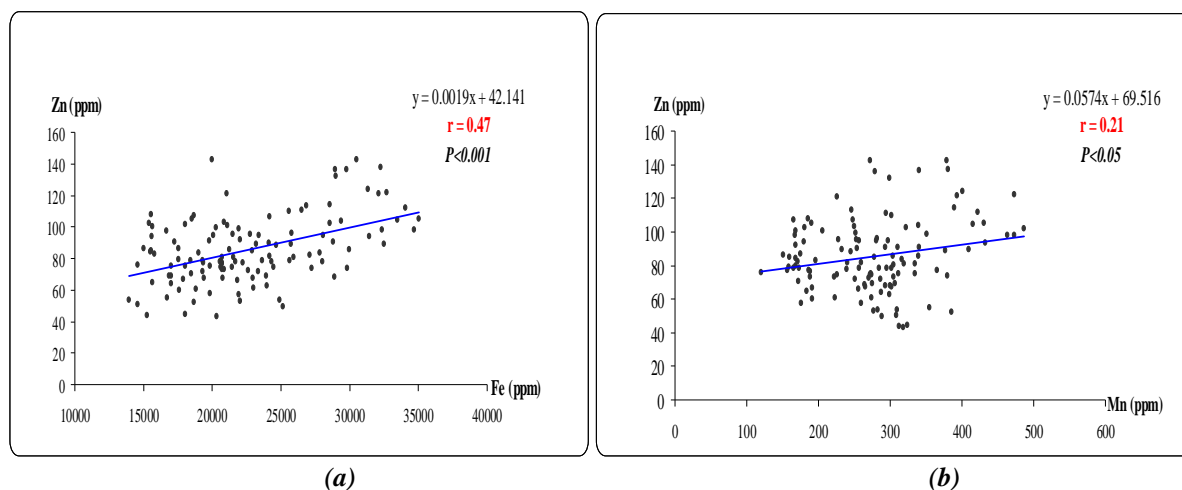


Figure 48. Régression du zinc total en fonction du fer (a) et de manganèse (b) dans les placettes nues.

Par ailleurs, Sparks [1995] a recensé les séquences de sélectivité des cations métalliques divalents pour différentes formes de fer : le cuivre, le zinc et le plomb sont parmi les éléments qui ont la plus grande affinité pour le fer des hydroxydes amorphes ou bien cristallisés comme la Goethite ou la Magnétite. Gavalda, [2001] a clairement montré que la répartition du zinc dans le profil d'un Alfisol non contaminé est corrélée à celle des oxydes de fer. Des corrélations entre le zinc et les oxydes de manganèse ont été également signalées dans les sols calcaires de l'Inde par les travaux de Singh *et al.*, [1988].

Il semble donc, que c'est l'argile qui intervient le plus dans la rétention du zinc dans les sols des placettes sous végétation, par contre, dans ceux des placettes nues ce sont les oxydes de fer et de manganèse qui agissent sur le métal.

3.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn)

Il apparaît (tableau N°17) que les teneurs totales en manganèse des placettes sous végétation varient entre un minimum de 101.08 ppm et un maximum de 498.47 ppm avec une moyenne de 267.79 ppm et un écart-type de 79.61. Dans les placettes nues, ces valeurs s'échelonnent entre un minimum de 120.2 ppm et un maximum de 486.54 ppm avec une valeur moyenne de 277.36 ppm et un écart-type de 80.02.

L'étude du tableau N°17 et l'illustration des concentrations totales de manganèse dans la figure (42_d) montrent qu'elles ne varient pratiquement pas entre les deux types de placettes. Ceci est confirmé par l'analyse statistique (test "t") qui ne fait ressortir aucun effet placette significatif (Annexe 09).

Pour le fer, les teneurs totales (tableau N°17) dans placettes sous végétation s'échelonnent entre un minimum de 13600ppm et un maximum de 171128ppm avec une moyenne de 25450.15ppm et un écart-type de 15736.17. Dans les placettes nues, les teneurs varient de 13922 ppm à 35019 ppm avec une moyenne de 22619.55 ppm et un écart-type de 5226.81.

L'étude de la figure (42_e) et du tableau N°19 révèlent que les concentrations des teneurs totales en fer sont légèrement plus élevées dans les placettes sous végétation que dans les placettes nues, sans pour autant que cette différence entre les deux placettes soit significative (Annexe 09).

4. Distribution des paramètres physico-chimiques et des ETM en fonction des positions

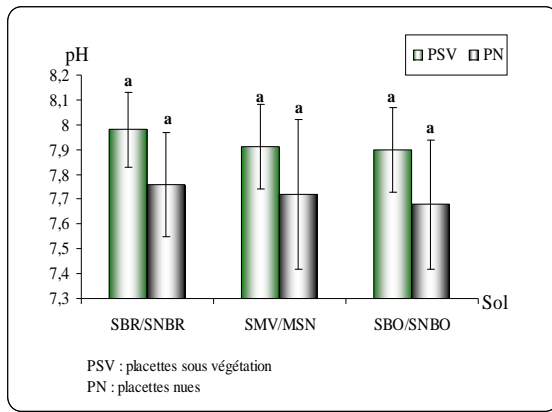
4.1. Distribution des paramètres physico-chimiques

Les variations des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sols en fonction des positions sont consignées dans le tableau N°18. Elles sont illustrées sous forme d'histogrammes dans la figure (49).

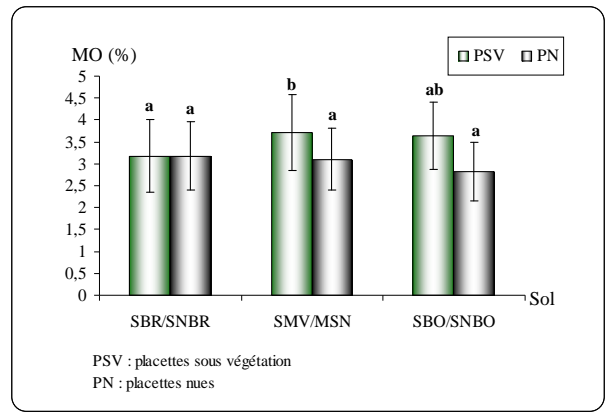
4.1.1. Le pH

D'après les résultats portés dans le tableau N°18 et la figure (49_a), il apparaît que les valeurs moyennes du pH ont tendance à diminuer en fonction de la distance à la route. Dans les placettes sous végétation, les valeurs moyennes du pH de la bande en bordure de l'oued sont presque équivalentes à celles de la tamaricée mais légèrement inférieures aux valeurs moyennes du pH de la bande se trouvant du côté de la route. L'analyse de la variance ne fait ressortir cependant aucun effet position significatif (Annexe 10). Ceci est confirmé par le test de Scheffé qui ne fait apparaître qu'un seul groupe homogène (*a*) (fig. 49_a).

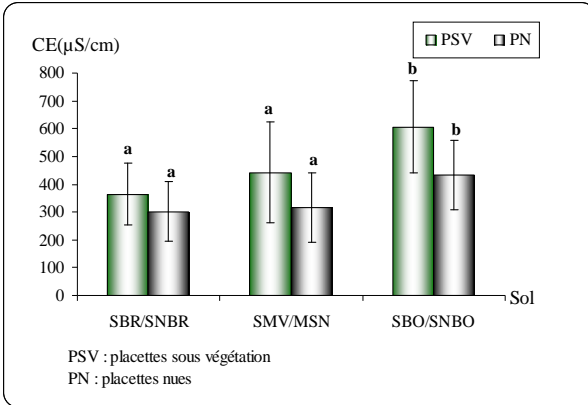
Dans les placettes nues, la situation est similaire, le pH se répartit presque uniformément le long des trois positions. L'analyse de la variance ne fait apparaître aucun effet position significatif (Annexe 10). Ainsi, l'absence d'effet position significatif dans ce type de placette est mise en évidence par le test de Scheffé qui ne fait ressortir qu'un seul groupe homogène (*a*) (fig. 49_a).



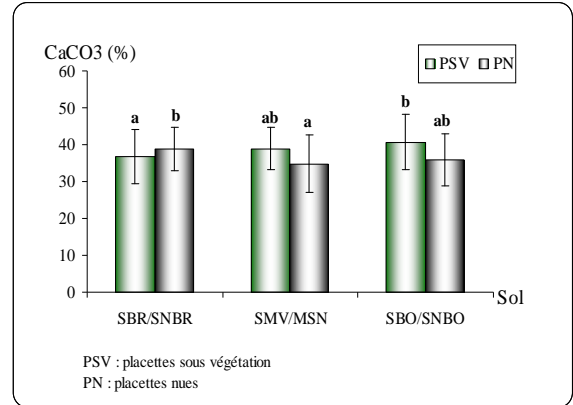
(a)



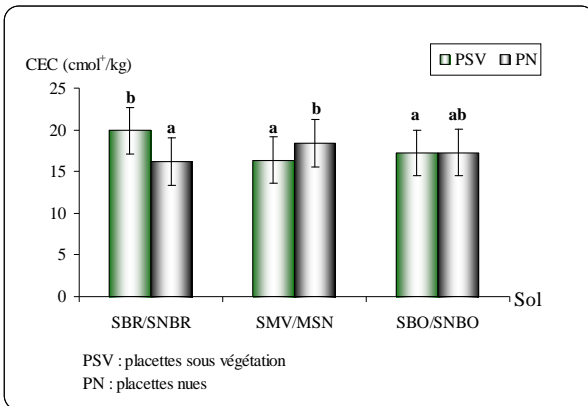
(b)



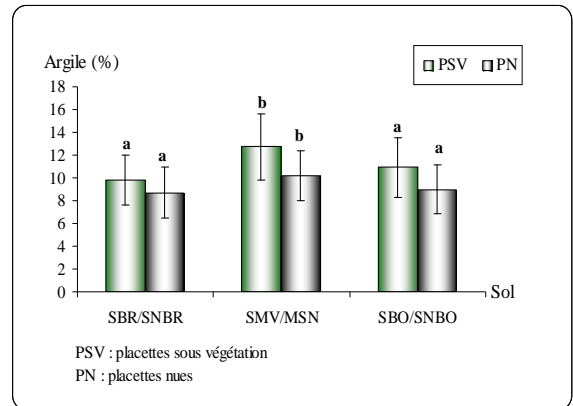
(c)



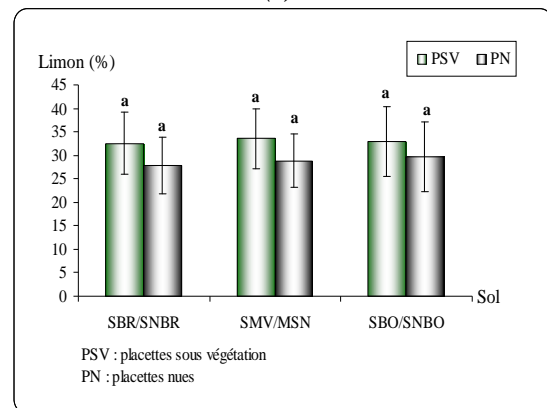
(d)



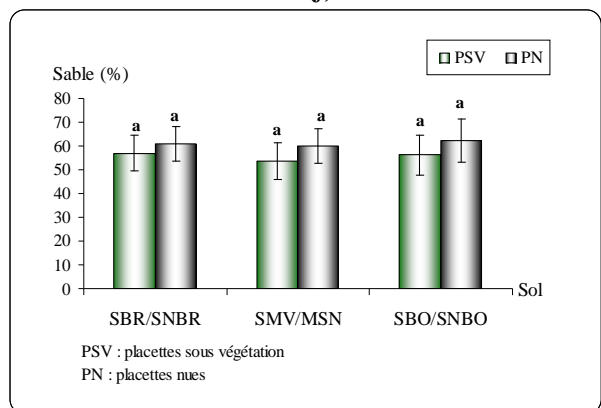
(e)



(f)



(g)



(h)

Figure 49. Variations des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sols en fonction des positions.

4.1.2. La matière organique (MO)

Les résultats des valeurs de la matière organique, consignés dans le tableau N°18 et représentés dans la figure (49_b), montrent que les différences suivant les positions de ce paramètre ne se pas de la même façon dans les deux types de placettes. Ainsi, dans les placettes sous végétation les taux moyens de matière organique sous tamaricée apparaissent équivalents à ceux de la bande en bordure de l'oued.

Ces deux derniers apparaissent plus élevés que dans la bande des mêmes placettes se trouvant du côté de la route. Une telle différence est mise en évidence par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet position significatif ($F= 4.62 ; p<0.05$) (Annexe 10). Le test de Scheffé confirme une telle situation et fait ressortir la présence de trois groupes homogènes (*a*, *ab* et *b*).

Dans les placettes nues, la matière organique se répartit presque uniformément le long des trois positions. D'ailleurs, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet position significatif (Annexe 10). Ceci est confirmé par le test de Scheffé qui fait apparaître des similitudes, ou de très légères différences entre ces positions, et ne fait ressortir qu'un seul groupe homogène (*a*) (fig. 49_b).

Les taux élevés de matière organique des sols de la tamaricée étaient tout à fait prévisible, du fait de son importante retombée de litière. Par contre, les taux de matière organique de la bande se trouvant du côté de l'oued sont tout à fait inattendus, étant donné qu'elle ne comporte qu'une végétation basse à dominance herbacée et que la bande en bordure de l'oued des placettes nues qui la prolonge comporte de plus faibles taux de matière organique. Ceci peut être dû à un apport de litière à partir de la tamaricée qui surplombe cette bande, grâce à l'action du vent sur le feuillage ou au ruissellement des eaux de pluies.

4.1.3. La conductivité électrique (CE)

L'étude de la distribution des valeurs moyennes de la conductivité électrique en fonction des positions des placettes sous végétation (tableau N°18 et figure 49_c) permet de constater que les valeurs moyennes en bordures de l'oued sont nettement supérieures à celles des deux autres bandes. L'analyse de la variance fait ressortir d'ailleurs un effet position hautement significatif ($F= 24,86 ; p<0.001$) (annexe 03). Une telle situation est confirmée par le test de Scheffé qui fait apparaître la présence de deux groupes homogènes (*a* et *b*).

Dans les placettes nues, l'examen de la figure (49_c) et du tableau N°18 fait apparaître également une légère supériorité des valeurs moyennes de la conductivité électrique de la

bande en bordure de l'oued par rapport à celles des deux autres bandes. L'analyse de la variance révèle ainsi un effet position hautement significatif ($F= 14,66$; $p<0.001$) (Annexe 10). Toutefois, le test de Scheffé fait apparaître deux groupes homogènes (**a** et **b**) (fig. 49_c).

La supériorité de la conductivité électrique de la bande en bordure de l'oued dans les placettes sous végétation peut s'expliquer par un rapport de sels suite à un lessivage à partir de la tamaricée. Ceux-ci doivent être ensuite entraînés par le courant vers les bordures des placettes nues qu'ils contaminent alors plus ou moins faiblement.

4.1.4. Le calcaire total (CT)

L'étude du tableau N°18 montre des différences entre les taux de calcaire total suivant les positions qui ne se reproduisent pas de la même façon dans les deux types de placettes. Dans les placettes sous végétation, les taux moyens de calcaire total de la bande en bordure de l'oued, sont presque équivalents à ceux de la tamaricée, mais, légèrement supérieurs à ceux de la bande se trouvant du côté de la route. D'ailleurs, l'analyse de la variance fait ressortir un effet position significatif ($F=3.11$; $p<0.05$) (Annexe 10). Le test de Scheffé confirme de telle différence et fait apparaître trois groupes homogènes (**a**, **ab** et **b**) (fig. 49_d).

Dans les placettes nues, la situation est inversée, cette fois-ci c'est la bande en bordure de la route qui présente des taux de calcaire total légèrement supérieurs à ceux des deux autres bandes. Une telle situation est confirmée par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet position significatif ($F=3,62$; $p<0.05$) (Annexe 10). Le test de Scheffé fait apparaître la présence de trois groupes homogènes (**b**, **a** et **ab**) (fig. 49_d).

Les taux de calcaire plus élevés dans la bande centrale (tamaricée) en bordure de l'oued des placettes sous végétation peuvent s'expliquer par la présence de taux également plus élevés de matière organique dans ces mêmes bandes. Ceux-ci, favorisent non seulement la formation de carbonates, mais empêchent également sa dissolution et donc son lessivage [Duchaufour, 1983].

Dans la bande centrale et de bordure de l'oued des placettes nues, les humectations fréquentes doivent entraîner la dissolution du calcaire par l'eau plus ou moins chargée de CO₂ [Duchaufour, 1983] qui sera lessivé vers l'oued ou en profondeur. Il s'ensuivra alors des taux plus faibles de CaCO₃ et donc de matière organique qui devient moins stable par perte de Ca⁺⁺ protecteur.

4.1.5. La capacité d'échange cationique (CEC)

L'analyse de la distribution des valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique en fonction des positions (tableau N°18 et figure 49_e) montre qu'elles sont plus élevées dans la bande se trouvant du côté de la route que dans les deux autres bandes des placettes sous végétation. En effet, l'analyse de la variance fait ressortir un effet position hautement significatif ($F=17.88$, $p<0.001$) (Annexe 10). Une telle différence est confirmée par le test de Scheffé qui fait apparaître l'existence de deux groupes homogènes (*a* et *b*).

Dans les placettes nues, les valeurs de la capacité d'échange cationique ne diffèrent visiblement qu'entre la bande se trouvant du côté de la route et celle du milieu (fig. 49_e). Cette différence est d'ailleurs mise en évidence par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet position significatif ($F=6.10$; $p<0.05$) (Annexe 10). D'ailleurs, le test de Scheffé fait apparaître l'existence de trois groupes homogènes (*a*, *b* et *ab*).

4.1.6. Les fractions fines (argile et limons)

L'étude de la distribution des taux d'argile en fonction des positions (fig. 49_f et tab. 18) dans les placettes sous végétation permet de constater que les taux de cette fraction sous tamaricée sont nettement supérieurs à ceux des deux autres bandes. Les taux d'argile de la bande en bordure de l'oued sont légèrement supérieurs à ceux de la bande en bordure de la route. L'analyse de la variance fait ressortir un effet position hautement significatif ($F=3.13$; $p<0.001$) (Annexe 10). Le test de Scheffé fait apparaître deux groupes homogènes (*a* et *b*).

Dans les placettes nues, la bande centrale est caractérisée par une légère supériorité des taux d'argile par rapport à ceux des deux autres bandes qui possèdent des taux moyens presque équivalents (fig. 49_f). Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait apparaître un effet position très significatif ($F=5.15$; $p<0.01$) (Annexe 10). Le test de Scheffé fait ressortir également deux groupes homogènes (*a* et *b*).

Il apparaît donc que la tamaricée (bande centrale), beaucoup plus que la végétation herbacée ou le sol nu, favorise une importante accumulation d'argile. Ceci rejoint les observations de [Knauer et Mander, \[1989\]](#) qui ont montré que les bandes boisées le long des cours d'eau permettent de filtrer et de conserver des quantités importantes de sédiments fins et de nutriments. [Thorne, \[1990\]](#) rapporte que la végétation riveraine en plus de la réduction des débits, favorise le dépôt de sédiments fins. Pour les limons, l'étude de la distribution de cette fraction en fonction des positions permet de constater qu'il n'y a pratiquement pas de différences significatives entre les trois positions des placettes sous végétation (fig. 49_g). Ceci,

est confirmé par l'analyse de la variance qui ne fait ressortir aucun effet position significatif. D'ailleurs, le test de Scheffé ne fait apparaître qu'un seul groupe homogène (*a*).

La représentation graphique de la distribution des taux des limons en fonction des positions dans les placettes nues, permet de constater qu'il n'existe aucune différence entre les taux de limon des trois bandes (fig. 49_g). L'analyse de la variance ne met pas en évidence des différences significatives entre les positions et test de Scheffé ne fait apparaître qu'un seul groupe homogène (*a*).

4.1.7. La fraction sableuse

L'étude du tableau N°18 montre que dans les placettes sous végétation, la bande centrale comporte des taux de sable légèrement inférieurs à ceux des deux autres bandes. Bien que ces différences ne soient pas confirmées par l'analyse de la variance et le test de Scheffé (fig. 49_h), il semble que les sables soient moins retenus par la tamaricée.

Dans les placettes nues, la situation est similaire, la bande centrale fait apparaître également un faible taux de sable par rapport à ceux des deux autres bandes, sans pour autant que cette différence soit significative. En effet, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet position significatif. Par ailleurs, le test de Scheffé complète l'analyse et fait apparaître un seul groupe homogène (*a*) (fig. 49_h). Il est possible que ces différences soient dues au fait que lors du retrait des eaux après les crues, celles-ci entraînent avec elles les sables vers les bandes plus basses des bordures de l'oued où elles les déposent.

4.2. Distribution des ETM en fonction des positions

Les teneurs moyennes en éléments traces métalliques des sols en fonction des positions sont consignées dans le tableau N°21. Elles sont illustrées sous forme d'histogrammes dans la figure (50).

Tableau 19. Résultats des teneurs moyennes (ppm) en éléments traces métalliques des sols en fonction des positions.

		<i>Pb(ppm)</i>	<i>Cd(ppm)</i>	<i>Zn(ppm)</i>	<i>Mn(ppm)</i>	<i>Fe(ppm)</i>
<i>Placettes sous végétation</i>	<i>SBR</i>	18.89±10.23	0.58±0.37	80.39±20.17	80.39	25614,25
	<i>SMV</i>	26.17±14.80	0.34±0.13	100.70±16.32	100,71	23443,85
	<i>SBO</i>	14.68±6.78	0.50±0.31	72.12±18.63	72,12	27292,35
<i>Placettes nues</i>	<i>SNBR</i>	17.97±7.71	0.44±0.22	82.02±22.30	273.14	22874,50
	<i>MSN</i>	14.79±6.59	0.54±0.27	79.53±14.60	277,38	22399,77
	<i>SNBO</i>	15.26±8.85	0.41±0.19	94.77±23.70	94,77	22558,60

4.2.1. Le plomb (Pb)

D'après les résultats portés dans le tableau N°19, il apparaît que les différences entre les concentrations en plomb des positions ne se reproduisent pas de la même façon dans les deux types de placettes. Dans les placettes sous végétation (fig. 50_a), les concentrations moyennes en plomb sont nettement plus élevées dans la bande centrale, c'est-à-dire sous tamaricée, que dans les deux autres bandes qui ne comportent qu'une végétation herbacée. L'analyse de la variance fait ressortir un effet position hautement significatif ($F=10.94$; $p<0.001$) (Annexe 11). D'ailleurs, le test de Scheffé confirme une telle situation et fait apparaître deux groupes homogènes (*a* et *b*).

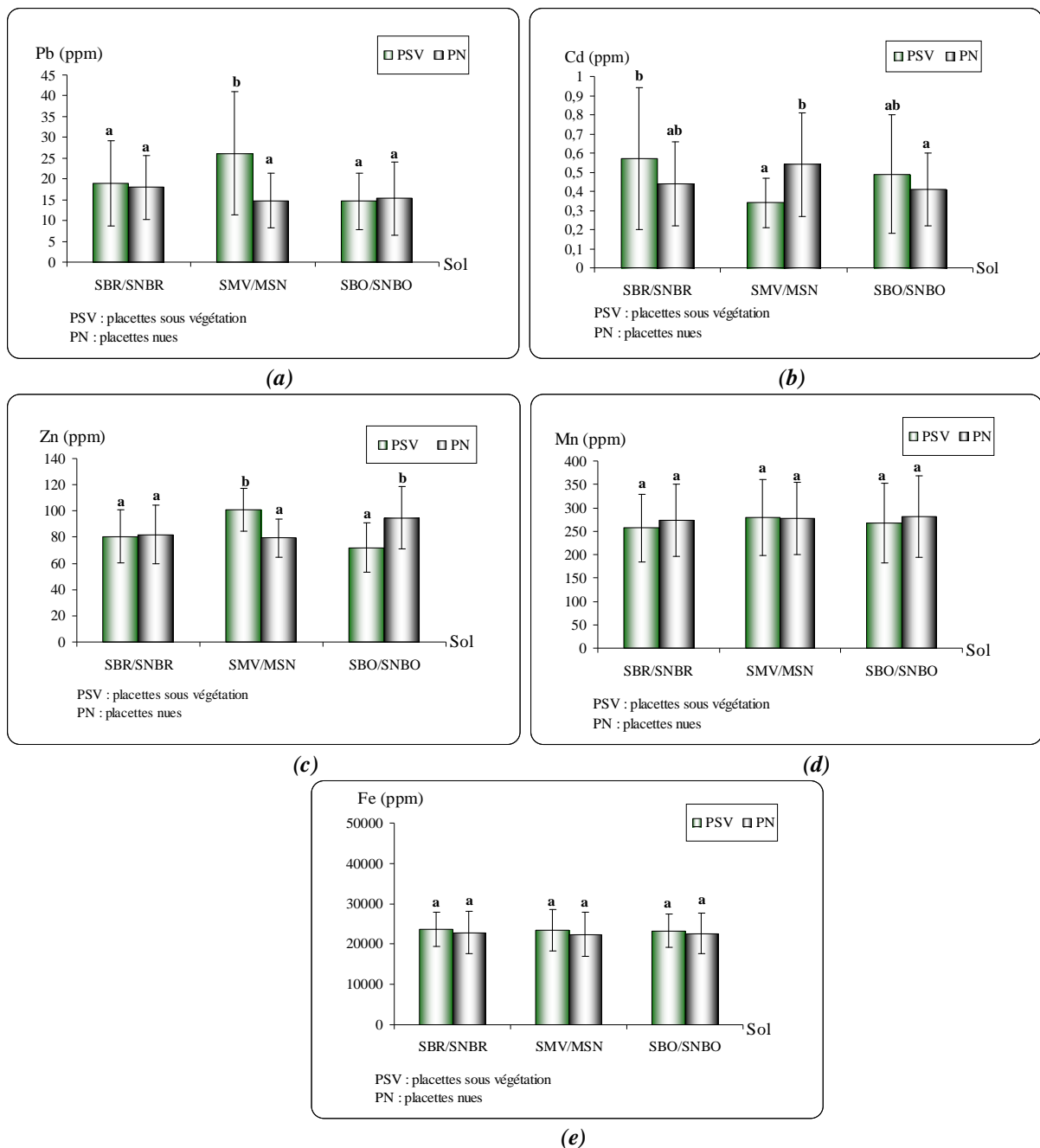


Figure 50. Variations des teneurs moyennes en éléments traces métalliques du sol en fonction des positions.

L'étude de la figure (50_a) montre aussi que les concentrations moyennes en plomb des sols de la tamaricée sont nettement supérieures à celles des trois bandes des placettes nues. Ceci est confirmé par le test de Scheffé qui fait apparaître deux groupes homogènes (*a* et *b*).

Il apparaît également (fig. 50_a) que les concentrations en plomb des deux bandes extrêmes de la parcelle sous végétation diffèrent très peu de celles des trois bandes de la parcelle nue. Ces dernières présentent des concentrations en plomb presque équivalentes, avec une très légère supériorité de celles de la bande se trouvant du côté de la route. Cette faible différence est mise en évidence par le test de Scheffé qui ne fait apparaître qu'un seul groupe homogène (*a*).

Les concentrations en plomb des trois bandes des placettes nues sont presque équivalentes, avec une très légère supériorité de celles de la bande se trouvant du côté de la route (fig. 50_a). Cependant, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet position significatif (Annexe 11) et le test de Scheffé fait apparaître un seul groupe homogène (*a*).

Ainsi, dans les placettes sous végétation, les particules de plomb s'accumulent beaucoup plus sous tamaricée que dans les deux bandes qui la bordent et que dans les placettes nues. Ceci, rejoint les observations de [Buchter et al., \[1989\]](#) qui mettent en évidence des dépôts des polluants sur les sols forestiers plus important que ceux sur les sols labourés, en raison de l'interception foliaire. De même, [Fowler et al., \[2004\]](#) mettent en évidence la supériorité des formations forestières, par rapport aux prairies, dans la capture du plomb.

Dans les deux types de placettes, le plomb s'accumule un peu plus du côté de la route que de celui de l'oued, avec une légère supériorité dans les placettes sous végétation. Ce plomb proviendrait donc essentiellement de la route voisine, mais serait capturé plus efficacement par la tamaricée que par la végétation herbacée des bandes qui la bordent et les deux types de végétation sont plus efficaces que le sol nu dans la capture du plomb. Ceci est en accord avec les résultats de [Blum et al., \[1997\]](#) qui ont montré que la strate arborescente est plus efficace que la strate herbacée dans l'interception des émissions métalliques atmosphériques. Ainsi, Kittler (1984) cité par [Blum et al., \[1997\]](#) a montré que les concentration en plomb et en zinc dans les horizons superficiels du sol augmentent de la prairie vers la forêt.

4.2.2. Le cadmium (Cd)

Les résultats (tableau N°19) montrent que les concentrations en cadmium des positions diffèrent suivant les placettes. Dans les placettes sous végétation, les concentrations moyennes en cadmium sont nettement plus élevées dans la bande du côté de la route comportant une

végétation herbacée que dans les deux autres bandes (sous tamaricée en en bordure de l'oued) (fig. 50_b).

L'analyse de la variance fait ressortir un effet position très significatif ($F=6.69$; $p<0.01$) (Annexe 11). Ceci, rejoint les observations de [Wheeler et Rolfe \[1979\]](#) qui ont montré que les concentrations en plomb et en cadmium dans le sol et la végétation augmentent linéairement avec la densité du trafic routier et la distance à la route.

Les concentrations moyennes en cadmium de la bande se trouvant du côté de l'oued sont nettement supérieures à celles de la bande centrale (sous tamaricée). Celle-ci présente les concentrations moyennes en cadmium les plus faibles par rapport aux deux autres bandes.

Une telle situation est mise en évidence par le test de Scheffé qui distingue trois groupes homogènes (**b**, **a** et **ab**) (fig. 50_b).

Les faibles concentrations de cadmium dans les sols de la tamaricée par rapport aux deux autres bandes peuvent s'expliquer par la présence d'une plus grande densité racinaire à ce niveau qui doit favoriser le lessivage par les pluies de ce métal vers les couches les plus profondes du sol et donc vers la nappes phréatique. Ceci, d'autant plus que le cadmium est un métal connu pour être très soluble dans les eaux et donc très mobile [[Bourrelier et Berthelin, 1998](#)].

Dans les placettes nues (fig. 50_b), les concentrations moyennes en cadmium sont nettement plus élevées dans la bande centrale que dans les deux autres bandes. D'ailleurs, l'analyse de la variance fait ressortir un effet position significatif ($F=3.53$; $p<0.05$) (Annexe 11). Les sols des deux bandes extrêmes présentent des concentrations en cadmium presque équivalentes avec une légère supériorité de celles de la bande se trouvant du côté de la route. Ceci concorde avec le résultat du test de Scheffé qui fait apparaître trois groupes homogènes (**ab**, **b** et **a**) (fig. 50_b).

Cette distribution du cadmium en fonction des trois positions peut s'expliquer par le fait que la majorité des teneurs en cadmium proviendraient de la route. Cet élément étant très soluble et très mobile. Les particules de cadmium déposées sur les sols de la bande en bordure de la route seraient facilement entraîner vers les deux autres bandes en contrebas de celle-ci (la plupart des placettes étant sur pente plus ou moins légère). Elles auraient tendance à s'accumuler dans les bandes centrales et très peu dans celles qui sont en bordure de la rivière, du fait qu'elles seraient plus facilement lessivées dans ces dernières, que dans les premières, par les crues qui les atteignent régulièrement.

4.2.3. Le zinc

Il ressort de l'étude des résultats consignés dans le tableau N°19 que les différences entre les concentrations en zinc des positions ne se répètent pas de la même façon dans les deux types de placettes. Dans les placettes sous végétation (fig. 50_c), les concentrations moyennes en zinc sont nettement plus élevées dans la bande centrale, c'est-à-dire sous tamaricée, que dans les deux autres bandes qui ne comportent qu'une végétation herbacée. L'analyse de la variance fait justement ressortir un effet position très significatif ($F=25.43$; $p<0.001$) (Annexe 11). Le test de Scheffé permet de distinguer deux groupes homogènes (*a* et *b*) (fig. 50_c). Ceci peut s'expliquer par le fait qu'une grande partie du zinc serait apportée par des retombées atmosphériques et beaucoup plus retenue par la couronne des arbres puis ramenée au sol par pluviollessivage ou chute de litière. D'ailleurs, [Ceburnis et al., \[1999\]](#) mettent en évidence des valeurs de déposition de manganèse et de zinc plus élevées sous canopée qu'en milieu ouvert.

Les concentrations moyennes en zinc de la bande se trouvant du côté de la route dans les placettes sous végétation sont légèrement supérieures à celles de la bande en bordure de l'oued. Ceci laisse supposer que les teneurs en zinc des sols des placettes étudiées sont en partie dues à un apport atmosphérique lié à la proximité de la route et donc au trafic. Ces résultats concordent avec ceux de [Lagerweff et Speltch, \[1970\]](#) ; [Fatoki et Ayodele, \[1991\]](#) qui ont observé une augmentation des teneurs en zinc dans les sols et la végétation des bordures des routes.

Les concentrations en zinc détectées dans les sols de la bande se trouvant du côté de l'oued sont probablement dues en premier lieu à un apport par ruissellement en provenance des deux autres bandes et en second lieu, à un apport à partir des eaux de l'oued chargées en cet élément.

Dans les placettes nues, les concentrations moyennes en zinc sont nettement plus élevées dans la bande du côté de l'oued que dans les deux autres bandes (fig. 50_c). L'analyse de la variance fait ressortir cependant un effet position très significatif ($F=6.29$; $p<0.01$) (Annexe 11). Ceci est confirmé par le test de Scheffé qui fait apparaître deux groupes homogènes (*a* et *b*) (fig. 50_c).

Il ressort également de l'étude de la figure (50_c) que les concentrations moyennes en zinc des bandes se trouvant du côté de la route sont presque équivalentes dans les deux types de placettes. Elles sont nettement plus élevées sous tamaricée que dans la bande centrale des placettes nues. Une telle différence entre les deux types de placettes pour la bande centrale, confirme le rôle joué par la tamaricée dans l'apport de zinc au sol, invoqué précédemment.

Dans les bandes en bordure de l'oued, les concentrations en zinc des sols sont significativement plus élevées dans les placettes nues que dans celles sous végétation. La différence entre les teneurs en zinc de ces deux dernières bandes pourrait s'expliquer par la présence d'une strate herbacée, au niveau des placettes sous végétation, qui en absorbant le zinc et en le transférant vers les parties aériennes, réduirait sa concentration dans le sol.

4.2.4. Le fer et le manganèse (Fe et Mn)

L'étude du tableau N°19, montre que les concentrations en manganèse et en fer ne diffèrent pas suivant les types de placettes. Dans les placettes sous végétation (figures 50_d et 50_e), les concentrations moyennes en manganèse et en fer sont pratiquement identiques dans les trois bandes. En effet, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet significatif (Annexe 11). Le test de Scheffé confirme une telle situation et fait apparaître un seul groupe homogène (*a*) pour les deux métaux.

Les concentrations en manganèse et en fer des placettes nues sont presque équivalentes, avec (fig. 50_d et 50_e). D'ailleurs, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet position significatif (Annexe 11). De même, le test de Scheffé ne fait apparaître qu'un seul groupe homogène (*a*) pour les deux métaux.

Une telle distribution des deux métaux fait écarter une origine autoroutière dans la zone d'étude et fait attribuer leur source beaucoup plus à une origine géogène.

5. Concentrations en ETM étudiés (*Pb, Cd et Zn*) des feuilles

Les teneurs brutes en Pb, en Cd et en Zn dans les feuilles lavées et non lavées du tamaris sont fournis en annexe N°12. Ces résultats sont synthétisés dans le tableau N°20. Ils sont illustrés graphiquement dans la figure (51).

Tableau 20. Teneurs en Pb, Cd et Zn des feuilles lavées (Lav) et non lavées (Nlav) du Tamaris.

		<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Ecart-type</i>	Concentrations normales (mg.Kg ⁻¹) [Kabata-Pendias et Pendias, 1986].
<i>Pb (ppm)</i>	<i>Lav</i>	0,002	1,25	0,536	0,41	05-10
	<i>Nlav</i>	0,154	3,546	1,23	0,78	
<i>Cd (ppm)</i>	<i>Lav</i>	0,017	0,179	0,081	0,03	0.05-0.2
	<i>Nlav</i>	0,029	0,885	0,516	0,26	
<i>Zn (ppm)</i>	<i>Lav</i>	18,52	54,59	32,37	8,03	27-150
	<i>Nlav</i>	19,40	66,60	40,79	11,62	

5.1. Concentrations en plomb

L'étude du tableau N°20 montre que les concentrations moyennes en plomb détectées dans les feuilles lavées et non lavées du tamaris sont inférieures à la valeur limite tolérée (5-10 ppm) donnée par [Kabata-Pendis et Kabata, 1986] (tab. 20).

De telles faibles concentrations sont inattendues si l'on considère la proximité d'une route à grande circulation. Cependant, ceci peut s'expliquer par le fait que les stations d'échantillonnage s'éloignent de la route de 500 à 1000 m et que l'échantillonnage a été effectué en hiver, juste après une importante période de pluies, la plus importante de ces dix dernières années, ayant probablement entraîné un important pluiolessivage. En effet, Bonte et Cormis [1979] ont montré que le plomb apporté à la plante par voie aérienne ne pénètre pas à l'intérieur de celle-ci et peut être éliminé mécaniquement ou par lavage. De même, Juste [1995] rapporte que près de 80% du plomb déposé par voie atmosphérique sur les feuilles peut être éliminé par rinçage, ce qui tend à prouver qu'il n'a que peu ou pas pénétré dans la plante, sans doute en raison de sa forte rétention par les membranes cuticulaires qui fonctionnent comme une barrière efficace.

Cependant, les concentrations moyennes en plomb des feuilles non lavées ($1.23\text{ppm}\pm 0.78$) sont nettement supérieures à celles des feuilles lavées ($0.536\text{ppm}\pm 0.41$) (fig. 51_a). Une telle situation est confirmée par l'analyse statistique qui fait apparaître une différence très significative entre les deux lots ($t=-7.32$; $p<0.001$) (Annexe 13). Le plomb des feuilles proviendrait donc essentiellement d'un dépôt atmosphérique. D'ailleurs, Ding et Pan [2003], ont montré que s'ils retrouvaient du plomb dans les parties aériennes de plantes ayant poussé sur site contaminé, au moins 50% était d'origine atmosphérique.

Ainsi, l'interception du plomb par le tamaris doit être favorisée par la morphologie de ses feuilles en écailles imbriquées et par ses rameaux à nombreuses ramifications. Selon Othman *et al.*, [1997], les teneurs en plomb dans les feuilles des arbres dépendront non seulement de la densité du trafic, mais aussi de l'âge de la feuille, de sa surface foliaire, de sa morphologie et de l'humidité de l'air.

Il est donc probable que ces teneurs, même après lavage, ne proviennent pas du sol, mais, au moins en partie, de la pollution atmosphérique. En effet, Arvik et Zimdhal [1974] ont montré que des particules de plomb très fines pouvaient pénétrer par les stomates des feuilles.

Par ailleurs, l'étude de la figure (52_a) montre que les concentrations moyennes des feuilles non lavées présentent une hétérogénéité dans la répartition du plomb dans la zone d'étude. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet station

significatif ($F=3.13$; $p<0.05$) (Annexe 14). Une telle hétérogénéité pourrait s'expliquer par la variabilité de la distance entre la route et l'oued et par la différence de densité du trafic routier suivant les tronçons de la route. de tels résultats sont similaires à ceux de [Ratcliffe et Beeby \[1984\]](#) et de [Panayotova \[2000\]](#) qui ont montré que les teneurs en plomb des parties supérieures des végétaux diminuent avec l'augmentation de la distance à l'autoroute. Ward et *al.*, [1975] cités par [Laxen et Harrison \[1977\]](#) observent que 42% du plomb émis se déposent jusqu'à 250 mètres au-delà de l'autoroute. De même, [Jaradat et Momani, \[1999\]](#) ont mis en évidence une corrélation significative entre les concentrations en plomb et la densité du trafic routier dans la capitale Jordanienne, indiquant ainsi que ces émissions pourraient être la source du plomb atmosphérique dans la ville.

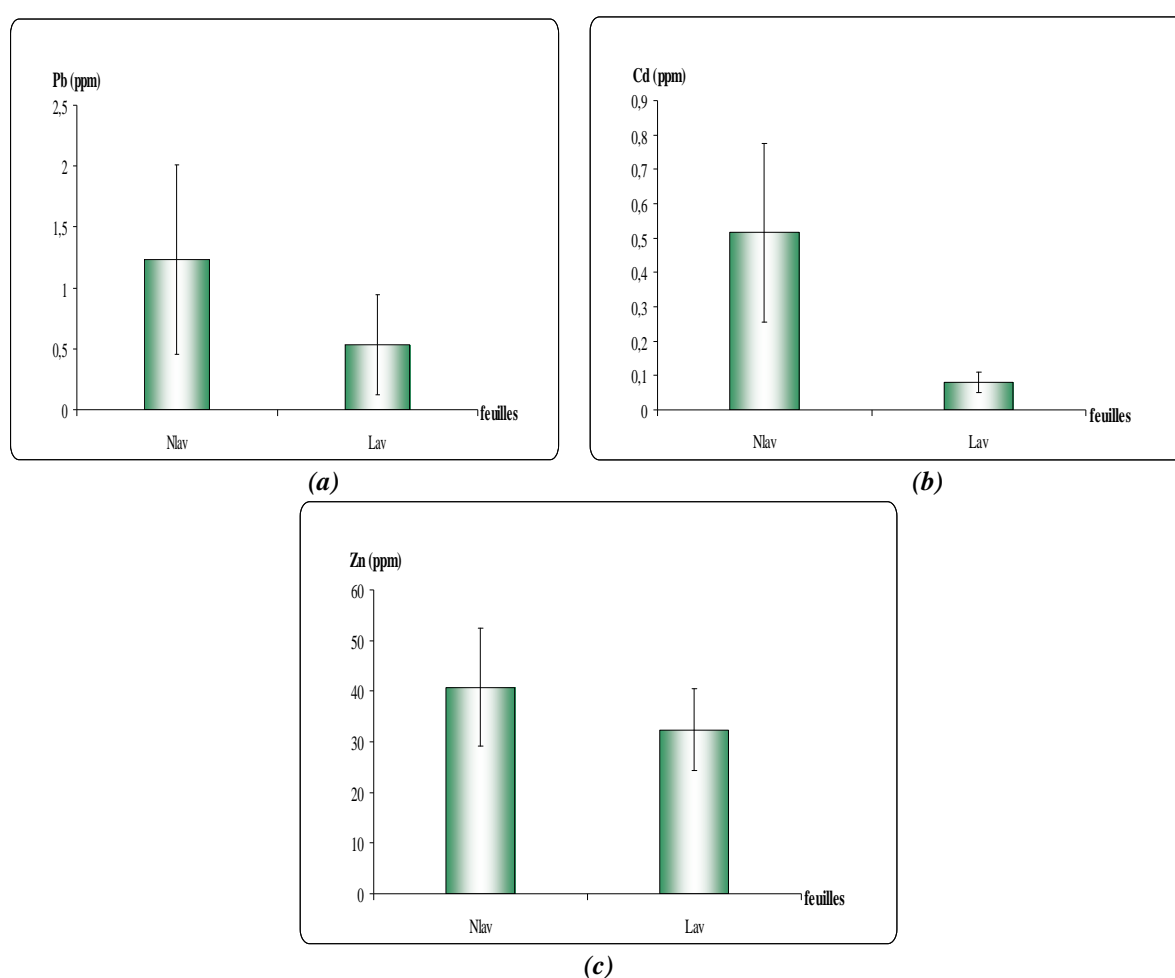


Figure 51. Comparaison des teneurs en Pb, Cd et Zn dans les feuilles lavées (Lav) et non lavées (Nlav) du tamaris.

5.2. Concentrations en cadmium

Les concentrations moyennes de cadmium détectées dans les feuilles lavées (tableau N°20) se positionnent dans la gamme des concentrations tolérées (0.05-0.2 ppm) données par

Kabata-Pendias et Kabata [1986] (tab 20), mais elles dépassent cet intervalle pour les feuilles non lavées. De telles concentrations nous amènent à penser que le cadmium dans l'atmosphère de la zone d'étude se rencontre en quantités plus importantes comparativement au plomb.

L'étude de la figure (51_b) montre que les concentrations moyennes plus élevées dans les lots des feuilles non lavées ($0.516\text{ppm}\pm 0.26$) par rapport à ceux des feuilles lavées ($0.081\text{ppm}\pm 0.03$) sont un indice de la contribution des rejets atmosphériques à la contamination de la végétation. Ceci est corroboré par l'analyse statistique qui a montré une différence très significative entre les deux lots dans la concentration du cadmium ($t= 5.78$; $p<0.001$) (Annexe 13). Cependant, ces teneurs sont nettement inférieures à celles obtenues par [Migeon, 2009] dans les feuilles du peuplier qui vont jusqu'à 75 ppm sur un sol d'une parcelle expérimentale contaminé par 5ppm de cadmium.

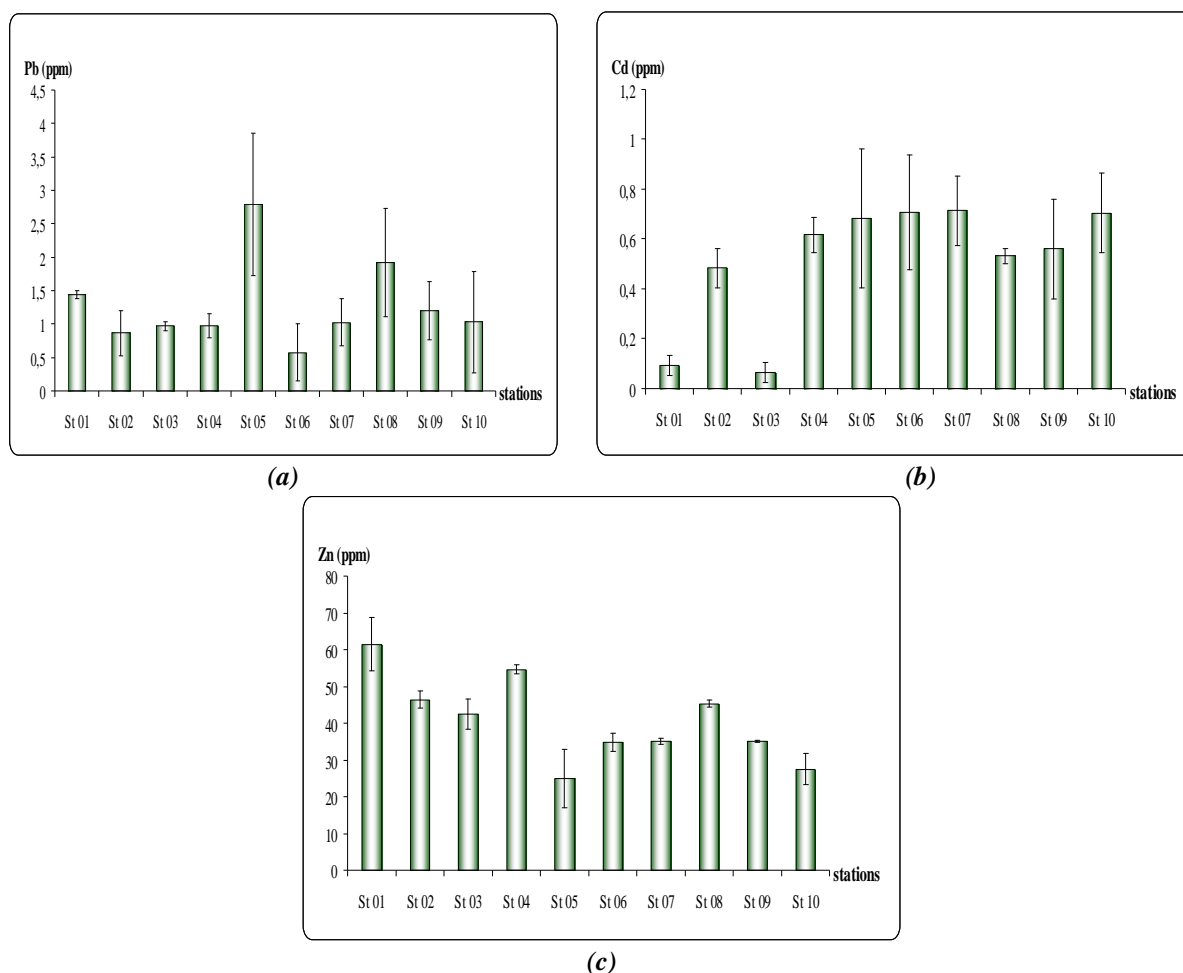


Figure 52. Variation spatiale des teneurs en Pb (a), en Cd (b) et en Zn (c) des feuilles non lavées du tamaris.

Il apparaît également que la distribution spatiale des concentrations moyennes en cadmium des feuilles non lavées s'effectue d'une manière hétérogène dans la zone d'étude

(fig. 52_b). Cette situation est confirmée par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet station significatif ($F=4.81$; $p<0.05$) (Annexe 14). Une telle hétérogénéité trouverait une explication similaire à celle donnée pour le plomb. En effet, selon [Ward et al., \[1977\]](#), plus le trafic est intense, plus le niveau de contamination par le cadmium est élevé. [Lagerwerff et Specht, \[1970\]](#) ont mis en évidence une diminution des concentrations en cadmium dans les parties supérieures des plantes avec l'augmentation de la distance à l'autoroute.

5.3. Concentrations en zinc

L'étude du tableau (20) montre que les concentrations moyennes en zinc détectées dans les feuilles lavées et non lavées du tamaris correspondent aux teneurs normales (27-150ppm) rencontrées dans les parties aériennes des plantes données par [\[Kabata-Pendias et Pendias, 1986\]](#) (tab 20). Les concentrations en zinc des feuilles du tamaris élevées par rapport au plomb et au cadmium, pourrait s'expliquer par la nature de cet élément lui-même, qui est considéré comme un élément essentiel à la croissance végétale, car il est indispensable à la synthèse de nombreuses métallo-proteines, particulièrement les métallo-enzymes [\[Thompson, 1990\]](#). De plus, [Kabata-Pendias et Kabata, \[1992\]](#) rapportent que le zinc pénètre plus facilement par la feuille en comparaison au plomb par exemple, ce qui contribuera à l'augmentation de sa concentration dans cette partie anatomique de la plante.

L'étude de la figure (51_c) fait apparaître que les teneurs moyennes en zinc des feuilles non lavées ($40.47\text{ppm}\pm 11.62$) sont significativement supérieures à celles des feuilles lavées ($32.37\text{ppm}\pm 8.03$). Ceci est confirmé par l'analyse statistique qui fait ressortir une différence significative des concentrations en zinc entre les feuilles des deux lots ($t=4.59$; $p<0.001$) (Annexe 13). Cette différence entre les concentrations des feuilles lavées et celles des feuilles non lavées montre qu'une quantité de zinc est d'origine atmosphérique et pourrait être attribuée au trafic routier. D'ailleurs, les travaux de [Fatoki \[1996\]](#) ont mis en évidence une relation entre les concentrations en zinc et la distance à la route. De même, toutes les études recensées par [Deletraz et Paul \[1998\]](#), portant sur les concentrations en polluants dans l'air, le sol et les végétaux en fonction de l'éloignement aux voies de circulation, s'accordent à dire que les concentrations de zinc diminuent de façon exponentielle avec l'éloignement à l'autoroute ou à la route.

L'étude de la figure (52_c) montre que les concentrations moyennes des feuilles non lavées présentent une hétérogénéité dans la répartition du zinc dans la zone d'étude. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait ressortir un effet station hautement significatif ($F=16.10$; $p<0.001$) (Annexe 14).

Une telle variabilité comme pour les autres éléments étudiés, peut avoir pour cause les différences dans les distances entre la route et l'oued et dans la densité du trafic routier suivant les tronçons de la route.

6. Relations entre les concentrations en ETM des sols et celles des feuilles

L'examen des coefficients d'accumulation des métaux du sol vers le végétal (tableau N°21), met en évidence que l'espèce absorbe plus de cadmium en comparaison avec le zinc et le plomb, ce dernier étant le plus faiblement accumulé.

Tableau 21. Coefficients d'accumulation (CA) des ETM entre le sol et les feuilles du tamaris.

	Pb	Cd	Zn
<i>Valeurs obtenues</i>	<i>0.047</i>	<i>1.48</i>	<i>0.4</i>
CA [Senesi et al., 1999]	0.001-0.1	1-10	1-10

Il apparaît (tableau N°21) pour le plomb que le faible coefficient d'accumulation pourrait s'expliquer par son accumulation en fortes concentrations au niveau des racines et le blocage de sa translocation vers les parties aériennes. En effet, Kumar et al., [1995], ont constaté chez les Brassicaceae qu'environ 90% du plomb s'accumulent au niveau des racines. Ces faibles valeurs peuvent également être attribuées à la nature basique du sol, qui selon Kabata-Pendias et Pendias [2001], limite le transfert sol-plante du plomb.

Par ailleurs, il apparaît que les concentrations en plomb des sols de la tamaricée sont corrélées négativement mais non significativement à celles des feuilles non lavées ($r = -0.26$, $p = 0.26$, $n = 20$) et celles des feuilles lavées ($r = -0.15$, $p = 0.52$, $n = 20$). Ceci, signifie que plus les feuilles retiennent les particules de plomb, moins celles-ci parviennent au sol et, inversement, plus il y a du plomb au sol et moins les feuilles en contiendraient. Les concentrations en plomb déterminées au niveau du sol proviendraient donc probablement, en partie, du pluviolavage des particules de plomb déposées sur les feuilles de la tamaricée, d'où la corrélation plus importante avec les feuilles non lavées, et en partie des retombées de litière.

Pour le cadmium, les concentrations dans les feuilles sont approximativement 1.5 fois plus élevées que dans le sol. Il apparaît également que les concentrations des sols de la tamaricée sont corrélées positivement bien que non significativement à celles des feuilles non lavées du tamaris ($r = 0.25$, $p = 0.27$, $n = 20$) et celles des feuilles lavées ($r = 0.23$, $p = 0.31$, $n = 20$). Ces derniers résultats signifient que plus le sol contient du cadmium, plus les feuilles (écailles) de la tamaricée l'accumulent. Samsøe-Petersen et al., [2002] ont également mis en évidence des coefficients de corrélation très bas entre la concentration du cadmium dans le sol et celle de certaines espèces végétales. Les travaux de Dauguet et al., [2011] n'ont

également mis aucun lien direct entre la teneur totale en cadmium dans le sol et sa concentration dans le maïs cultivé sur des sols contaminés par cet élément.

Pour le zinc, les résultats du tableau N°21 montrent que la valeur du coefficient d'accumulation qui est de (0.4) est significativement inférieure à celle proposés par [Senesi et al., \[1999\]](#). Ce coefficient est inférieur à celui décrit dans la littérature pour certaines espèces d'arbres : 1.71 chez *Salix viminalis* [[Hammer, 2003](#)] et 4.5 pour *Populus nigra* [[Unterbrunner et al., 2007](#)].

Les concentrations en zinc dans le sol sont approximativement 02 fois plus élevées que dans les feuilles (tab. 21). Il apparaît également que les concentrations des sols de la tamaricée sont corrélées positivement et très significativement à celles des feuilles non lavées ($r=0.61$; $p<0.01$; $n=20$) et significativement à celles des feuilles lavées ($r=0.49$, $p<0.05$, $n=20$) (fig. 53).

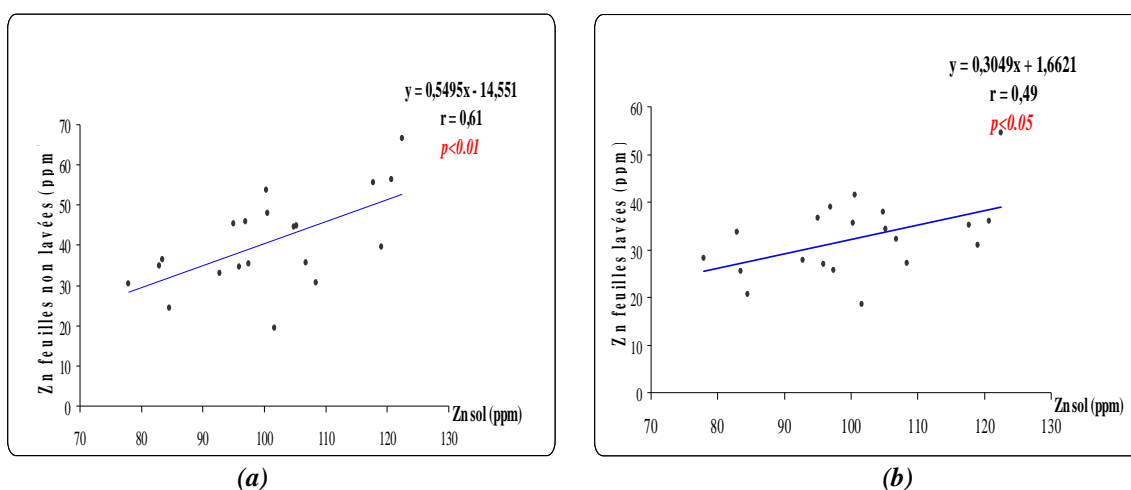


Figure 53. Régression des teneurs en zinc du sol et celles des feuilles non lavées (a) et lavées (b).

La corrélation très significative entre les teneurs en zinc des feuilles non lavées et celles du sol suggère que ces dernières sont en partie d'origine atmosphérique. [Kabata-Pendias et Pendias \[1992\]](#) ont également rapporté une relation linéaire entre la concentration en zinc dans le sol et la concentration dans la plante.

Conclusion générale

La supériorité, très significative, des concentrations moyennes en Pb, Cd et Zn des feuilles non lavées des tamaris sur celles de leurs feuilles lavées atteste d'une origine atmosphérique et donc anthropique, apparemment en provenance de la circulation automobile voisine, pour le Pb et le Cd et au moins partielle pour le Zn. Il en est de même de la majeure partie du Pb des sols de la tamaricée dont la corrélation négative avec le Pb des feuilles non lavées est une évidence de sa provenance atmosphérique, au moins en partie, suite au pluvioléssivage de la couronne des tamaris. En effet, c'est grâce à la morphologie de leurs feuilles en écailles et à la complexité des ramifications de leurs branches, que les tamaris présentent une plus grande efficacité que la végétation herbacée adjacente dans la capture des particules de métaux traces (le plomb en particulier) et donc dans la réduction de leur progression vers l'oued.

La majeure partie du Zn présent dans les feuilles de la tamaricée proviendrait du sol, suite au processus de translocation racinaire. Les corrélations positives et significatives entre les concentrations en Zn du sol et celles des feuilles lavées et non lavées mettent en évidence une telle origine. La restriction du sol du Zn par chute de litière se traduit par son accumulation au niveau des sols de la tamaricée au niveau de la bande centrale.

Les très faibles teneurs en Cd des feuilles lavées, par rapport aux feuilles non lavées, mettent en évidence une faible provenance tellurique, par translocation racinaire, qui se traduit par des corrélations positives insignifiantes entre les deux compartiments.

L'efficacité des tamaris dans la capture du Pb et du Zn se traduit par leur accumulation plus importante dans les sols de la tamaricée que dans ceux des bandes adjacentes ou dans les sols nus.

En effet, une telle différence d'accumulation de Pb et du Zn semble être la conséquence de l'aptitude de la tamaricée à retenir de grandes quantités d'argile et à générer des taux significatifs de matière organique par suite d'une importante retombée de litière. Ceci se reflète dans la corrélation significative et positive entre les concentrations en Pb et les taux d'argile et de matière organique d'une part et le Zn et les taux d'argile d'autre part, mises en évidence pour les placettes sous végétation et non pour les placettes nues.

Pour le Cd, ses faibles concentrations dans les sols de la tamaricée s'expliquent par la présence d'une plus grande densité racinaire à ce niveau, elle favorise son lessivage par les pluies vers les couches plus profondes ou les bandes voisines.

Dans les placettes nues, les sols présentent des concentrations en éléments traces métalliques ne dépassant guère celles qui sont considérées comme admissibles. Ils retiennent donc très peu le Pb, le Cd et le Zn atmosphériques. En effet, l'absence de végétation aurait pour conséquence une faible activité microbienne, ne permettant pas l'intégration de ces éléments traces dans des complexes organo-métalliques stables et donc son accumulation dans le sol. Les quantités de Pb, Cd et Zn déposées sur le sol ne seraient donc alors retenues que par des attractions électrostatiques.

Par ailleurs, il ressort de l'étude que la différence entre les sols de la tamaricée et les sols nus dans leurs aptitudes à retenir ou non les particules de Pb, Cd et Zn provenant de l'atmosphère représentent un modèle qui se reproduit pour l'ensemble du milieu étudié, malgré sa complexité aussi bien du point de vue topographique que climatique.

Ainsi, la présence d'une végétation arbustive générant de grandes quantités de litière, donc de matière organique plus ou moins stable, et à grande capacité à retenir des particules fines (fraction argileuse) favoriserait probablement la formation des complexes organo-métalliques et argilo-métalliques qui permettent eux-mêmes la complexation ou l'inclusion des substances métalliques (cas du Pb et du Zn).

L'étude a permis de montrer pour le plomb, que lorsque les taux de matière organique sont élevés, c'est celle-ci avec l'argile qui engendre sa rétention dans le sol. Tandis que pour le zinc, c'est l'argile qui intervient le plus. Cependant, pour le Cd, l'étude a mis en évidence que son comportement dans le sol est gouverné par le pH et le manganèse. A l'inverse, lorsque les taux de matière organique sont faibles, ce sont le pH, la CEC et les limons qui agissent sur la rétention du Pb et du Cd, alors que ce sont les oxydes de fer et de manganèse qui gouvernent celle du zinc.

En conclusion, les résultats obtenus dans ce travail montrent que le tamarin, colonisant les bordures de l'oued Kébir-Rhumel, pourrait être utilisé comme "paravent" contre la pollution métallique en provenance de l'atmosphère, ainsi que dans la rétention des particules fines susceptibles de favoriser l'envasement des barrages.

D'autres études pourraient être envisagées en prolongement de ce travail, elles pourraient concerner principalement la phase solide du sol. Il serait ainsi intéressant de quantifier les teneurs de ces éléments traces métalliques dans les deux parties anatomiques de la plante, racines et feuilles, afin de mieux comprendre les mécanismes de tolérance de cette espèce vis-à-vis de ces métaux traces. Il serait intéressant également d'étudier les exsudats racinaires de cette plante et leur rôle dans la remobilisation des métaux.

En outre, ce travail a porté préférentiellement sur le plomb, le cadmium et le zinc. Or, il serait également intéressant d'élargir cette liste à d'autres métaux traces tels que l'arsenic et le mercure, qui sont des polluants potentiellement plus dangereux et plus toxiques que le plomb, le cadmium et le zinc.

***Références
bibliographiques***

- 01-**Abdul Rida, A. (1992) - Bio surveillance de la contamination du sol : apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. Thèse doctorat Science et technique, Université Montpellier II, France, 232p.
- 02-**A.B.H. (1999) - Le bassin du Kébir-Rhumel. Agence de bassin hydrologique Constantinois-Seybouse-Mellege. Les cahiers de l'agence, N°2, 33pp.
- 03-**Acosta, J.A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., Martínez-Martínez, S. (2011) - Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85: 1318-1324.
- 04-**Adriano, D.C. (1986) - Trace elements in the terrestrial environment. Trace elements in the environment. New York, *Springer Verlag*, pp. 106-155.
- 05-**Adriano, D. C. (2001) - Trace elements in the Terrestrial Environment. Springer Verlag, New York, 866p.
- 06-**AFES. (1995) - Référentiel Pédologique - D. Baize et M.C. Girard coord. Paris : INRA, 332 p.
- 07-**Ahumada, I.A., Schalscha, E.B., Pratt, P.F., Mattigod, S.V. (1984) - Extraction by barium salts of heavy metals from two Chilean. *Soil sc. Soc. Am. J.*, 48: 1240-1243.
- 08-**Alloway, B.J., (1990) - Heavy Metals in Soils: Their Origins, Chemical Behaviour and Bioavailability. Wiley, John and Sons, London, 339 p.
- 09-**Alloway, B. J. (1995) - Heavy metals in soils-2^{ème} Ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow UK.
- 10-**Alloway, B. J. (1997) The mobilisation of trace elements in soils. *Contaminated soils*. INRA. Paris (France): 133-145.
- 11-**Alloway, B.J. (2013) - Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in soils and their Bioavailability. *Environ.Pollut*, 22:11-50.
- 12-**Almas, A.R., Salbu, B., Singh, B.R. (2000) - Changes in partitioning of Cadmium⁻¹⁰⁹ and Zinc⁻⁶⁵ in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 64 (6):1951-1958.
- 13-**Alturiqi, A.S., Albedair, L.A. (2012) - Evaluation of some heavy metals in certain fish, meat and meat products in Saudi Arabian markets. *Egypt. J. Aquati. Res*, 38: 45- 49.
- 14-**Angell, N.F., Lavery, J.P. (1982) - The relationship of blood lead levels to obstetric outcome. *Am. J. Obstet. Gynecol*, 142: 40p.

- 15**-Antoniadis, V., Robinson, J.S., Alloway, B.J. (2008) - Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge-amended field. *Chemosphere*, 71: 759-764.
- 16**-Arvik, J. H., Zimdhal R. L. (1974) - Barriers to the foliar uptake of lead. *J. Environ. Qual*, 3 (4) : 369-373.
- 17**-Ataabadi, M., Hoodaji, M., Najafi, P., 2011. Biomonitoring of some heavy metal contaminations from a steel plant by above ground plants tissue. *Afr. J. Biotechnol*, 10 : 4127-4132.
- 18**-Aubert, G. (1978) - Méthode d'analyse des sols. Centre national de documentation pédologique. Marseille, 191p.
- 19**-Avila, A., Rodrigo, A. (2004) - Trace metal fluxes in bulk deposition, throughfall and stemflow at two evergreen oak stands in NE Spain subject to different exposure to the industrial environment. *Atmos. Environ*, 38 (2): 171-180.
- 20**-Avril, C. (1992) - Les apports en Cd aux terres par les intrants agricoles et leur gestion. *Agrosol, Québec*, 5 (2) : 39-45.
- 21**-Bai, J.H., Cui, B.S., Xu, X.F., Ding, Q.Y., Gao, H.F. (2009) - Heavy Metal Contamination in Riverine Soils Upstream and Downstream of a Hydroelectric Dam on the Lancang River, China. *Environ. Eng. Sci*, 26: 941-946.
- 22**-Baize, D., Jabiol, B. (1995) - Guide pour la description des sols. Paris : INRA, 375p.
- 23**-Baize, D. (1997) - Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Paris: INRA, 401p.
- 24**-Baize, D. (2000) - Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français, résultats généraux du programme APITET. *Le courrier de l'environnement*, 35, 9p.
- 25**-Baize, D. (2000a) - Guide des analyses en pédologie-2^{ème} Ed. Paris : INRA, 257p.
- 26**-Baise, D., Tomassone, R. (2003) - Modélisation empirique du transfert du cadmium et du zinc des sols vers les grains de blé tendre. *Étude et Gestion des Sols*, 4 : 219-238.
- 27**-Baker, A. J. M. (1981) - Accumulators and excluders - Strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant. Nutr*, 3: 643-654.
- 28**-Baker, A. J. M., Brooks, R. R. (1989) - Terrestrial higher plants which accumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1: 81-126.

- 29-**Baker, A.J.M., Walker, P.L. (1990) - Ecophysiology of metal uptake by tolerant plant, In : Shaw J. A., *Heavy Metal Tolerance in Plants : Evolutionary Aspects*, Florida, CRC Press, 155-177.
- 30-**Bataillard, P., Cambier, P., Picot, C. (2010) - Short-term transformations of lead and cadmium compounds in soil after contamination. *Eur. J. Soil. Sci*, 54: 365-376.
- 31-**Benavides, M.P., Gallego, S.M., Tomaro, M.L. (2005) - Cadmium toxicity in plants. *Brazilian. J. Plant. Physiol*, 17: 21-34.
- 32-**Benkler, C., Bregy, J. (2010) - *Myricaria germanica*, Experiments regarding seed germination & water stress. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- 33-**Bergkvist, B., Folkesson, L., Berggren, D. (1989) - Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in temperate forest ecosystems. A literature review. *Water, Air, Soil. Poll*, 47: 217-86.
- 34-**Bermudez, G.M.A., Jasan, R., Pla, R., Maria, L. Pignata, M.L. (2012) - Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: Their relationship with topsoil and wheat element composition. *J. Hazard Mater*, 447- 456.
- 35-**Bi, X., Feng, X., Yang, Y., Li, X., Shin, G.P.Y., Li, F., Qiu, G., Li, G., Liu, T., Fu, Z. (2009) - Allocation and source attribution of lead and cadmium in maize (*Zea mays* L.) impacted by smelting emissions. *Environ Pollut*, 157: 834-839.
- 36-**Blum, W., Brandstetter, A., Wenzel, W.W. (1997) - Trace elements distribution in soils as affected by land use: in *Biogeochemistry of Trace Metals*. Science reviews, 432p.
- 37-**Bonte, J., Cormis, L. (1979) - Etude bibliographique des risques de contamination des plantes par le plomb du sol et de l'atmosphère, qu'il soit naturel ou d'origine anthropique. *Rev. Pollut .Atmos*, 81: 9-14.
- 38-**Bonneau, M., Souchier B. (1979) - *Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol*. Masson, 459p.
- 39-**Bourg, A.C.M. (1988) - Metal in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation and mobilisation. In *Chemistry and biology of solid waste*, Salmons W., Forstener U., U. Eds., New-York: *Springer Verlag*, 3-30.
- 40-**Bourrelie, P.H., Berthelin J. (1998) - Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42, Académie des Sciences. (Ed). Lavoisier, 300p.
- 41-**Bradl, H.B. (2004) - Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J. Colloid Interface Sci*, 277: 1-18.

- 42-Brandel, J., Humbert, N., Elhabiri, M., Schalk, I.J., Mislin, G.L.A., Albrecht-Gary, A.M. (2012)** - Pyochelin, a siderophore of *Pseudomonas aeruginosa* : Physicochemical characterization of the iron (III), copper (II) and zinc (II) complexes. *Dalton. T.*, 41: 2820-2834.
- 43-Braskerud, B.C. (2001)** - The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. *J. Environ. Qual.*, 30: 1447-1457.
- 44-Bredemeier, M. (1988)** - Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water, Air, Soil. Poll.*, 40(1-2): 121-138.
- 45-Briat, J.F., Lebrun, M. (1999)** - Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology and Pathology*, Académie des Sciences, Elsevier, Paris, 322: 43-54.
- 46-Brotherson, J.D., Field, D. (1987)** - Tamarix: impacts of a successful weed. *Rangelands*, 9:110-112.
- 47-Brunet, J. (2008)** - Adaptation aux métaux lourds d'une Fabacée (légumineuse): Réponses phénologique et moléculaire au plomb du *Lathyrus sativus* L. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Univers et de l'Environnement. Université Paris Est, 231p.
- 48-Bruggenwert, M.G.M., Kamphorst, A. (1979)** - Survey of experimental information on cation exchange in soil systems. In Bolt G.H. (ed) "Soil chemistry. B. Physico-chemical models". Elsevier Scientific Publishing Company, 141- 203.
- 49-Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, M.C., Hinz, C., Iskandar, J.K. (1989)** - Correlation of Freunlich K_A , and a retention parameters with soils and elements. *Soil. Sci.*, 148: 370-379.
- 50-Bur, T. (2008)** - Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Médi-Pyrénées. Implication en termes de limites et de charges critiques. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 374p.
- 51-Burak, D.L., Fontes, M.P.F., Santos, N.T., Soares, Monteiro, L.V. (2010)** - Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160: 131-142.
- 52-Busch, D.E., Smith, S.D. (1993)** - Effects of fire on water and salinity relationships of riparian woody taxa. *Oecologia*, 94:186-194.
- 53-Cai, Q.Y., Mo, C., Wu, Q.T., Zeng, Q.Y., Katsoyiannis, A. (2007)** - Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. *J. Hazard. Mater.*, 147: 1063-1072.

- 54**-Callender, E., Rice, K. C. (2000) - The urban environmental gradient: Anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. *Environ. Sci. Technol*, 34(2): 232-238.
- 55**-Cardinal, S. (1990) - Etude de la répartition spatiale du cation plomb dans la végétation forestière au voisinage de l'autoroute 417. Thèse Maitrise ès Arts en Géographie, Ottawa, Canada. 103p.
- 56**-Carvalho Bertoli, A., Gabriel Cannata, M., Carvalho, R., Ribeiro Bastos, A.R., Puggina Freitas, M., dos Santos Augusto, A. (2012) - *Lycopersicon esculentum* submitted to Cd-stressful conditions in nutrient solution: Nutrient contents and translocation. *Ecotox Environ Safe*, 86 : 176-181.
- 57**-Casartelli, M. R., Peralba, M., Mirlean, N., Schifino, J. (2006) - Study of metal-complexed organic matter in tyroughfall by gel filtration and atomic absorption spectrometry. *Fresen. Environ. Bull*, 15(12b): 1595-1600.
- 58**-Ceburnis, D., Steignes, E., Kvietkus, K. (1999) - Estimation of metal uptake efficiencies from precipitation in mosses in Lithuania. *Chemosphere*, 38 (2): 445-455.
- 59**-Cecchi, M. (2008) - Devenir du plomb dans le système sol-plante : Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). Thèse de Doctorat, Université Institut National Polytechnique, Toulouse, 215p.
- 60**-Chassard-Bouchaud, C. (1995) - L'écotoxicologie. Que sais-je? Paris: PUF. 128p.
- 61**-Cheng, J., Chakrabarti, C. L., Back, M. H., Schroeder, W. H. (1994) - Chemical speciation of Cu, Zn, Pb and Cd in rain water. *Anal. Chim. Acta*, 288(3): 141-156.
- 62**-Cheng, H.N., Wartelle, L.H., Klasson, K.T., Edwards, J.C. (2010) - Solid-state NMR and ESR studies of activated carbons produced from pecan shells. *Carbon*, 48: 2455-2469.
- 63**-Chlopecka, A., Bacon, J.R., Wilson, M.J., Kay, J. (1996) - Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from south west Poland. *J. Environ. Qual*, 25: 69-79.
- 64**-Chow, J. J. (1970) - Lead accumulation in road side soil and grass. *Nature*, 255: 295-296.
- 65**-Cieslinski, G., Van Rees, K.C.J., Szmigielska, A.M., Krishnamurti, G.S.R. (1998) - Low-molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. *J. Plant. Soil*, 203: 109-117.
- 66**-Clemens, S. (2006) - Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88: 1707-1719.

- 67**-Clemens, S., Palmgren, M.G., Krämer, U. (2002) - A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends. Plant. Sci*, 7 (7) : 309-315.
- 68**-Coble, A.A., Hart, S.C. (2013) - The significance of atmospheric nutrient inputs and canopy interception of precipitation during ecosystem development in piñonejuniper woodlands of the southwestern USA. *J. Arid. Environ*, 98:79-87.
- 69**-Cocozza, C., Palumbo, G., Colombo, C., Pinto, V. (2013) - Caratteristiche ecofisiologiche (Ed) accumulo di cadmio in roverella (*Quercus pubescens* Willd.). *Forest*, 9: 217-226.
- 70**-COGESAF. (2011). Plan directeur de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-François. In COGESAF, *Plan directeur de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-François*, [En ligne].
http://www.cogesaf.qc.ca/index.php?option=com_content&view=article&id=107&Itemid=78
- 71**-Colinet, G. (2003) - Eléments traces métalliques dans les sols: contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse Belge. Thèse de doctorat, FUSA Gx, Gembloux, 442p.
- 72**-Cottenie, A. (1977) - le sol comme réservoir et tampon naturel dans l'environnement. *Pédologie*, 27 (1): 105-109.
- 73**-Cottenie, A. (1983) - Trace element in agriculture and the environment. *Lab. Anal. Agrochemistry*, S.U.G. Gent, 74p.
- 74**-Coullery, P. (1997) - Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse de Doctorat. Génie rural. EPF, Lausanne, Suisse, 137p + Annexes.
- 75**-Cresser, M.S., Armstrong, J., Cook, J., Dean, J. R., Watkins, P., Cave, M. (1994) – *J. Anal. Atom. Spectrom*, 9, pp 25R-85R.
- 76**-Das, P., Samantaray, S., Rout, R. (1997) - Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environ. Pollut*, 98: 29-36.
- 77**-Dauguet, S., Denaix, L., Nguyen, C., Royer, E., Levasseur, P. (2011) - Mesure des flux d'éléments traces (Pb, Cd, As, Cu, Zn) dans les sols, végétaux, porcs et lisiers des exploitations porcines du Sud-Ouest. *Innov. Agro*, 17: 175-190.
- 78**-Dawson, B.S.W., Trémoières, M., Walter, J. M. (1991) - Depletion of firstrow transition metals in a chronosequence of soils in the reefiton area of New Zealand. *Geoderma*, 48: 271-296.

- 79-**Dawson, E.J., Macklin, M.G. (1998) - Speciation of heavy metals in flood plain and flood sediments: a reconnaissance survey of the Aire Valley, West Yorkshire, *Great. Environ. Geochem. Health*, 20: 67-76.
- 80-**Dayani, A., Mohammadi, J. (2010) - Geostatistical Assessment of Pb, Zn and Cd Contamination in Near-Surface Soils of the Urban-Mining Transitional Region of Isfahan, Iran. *Pedosphere*, 20 (5): 568-577.
- 81-**De Abreu, C.C., Coscione, A.R., Pires, A.M., Paz-Ferreiro, J. (2012) - Phytoremediation of a soil contaminated by heavy metals and boron using castor oil plants and organic matter amendments. *J. Geochem Explor*, 123: 3-7.
- 82-**De Grandpré, C., Lecomte, V., Lyonnais, M., Renaudie, T. (2011) - Caractérisation de la forêt riveraine en bordure du lac Magog et le long de la rivière Magog. Université de Sherbrooke, 129p.
- 83-** Delbari, A.S., Kulkarni, D. K. (2011) - Seasonal variations in heavy concentrations in agriculture soils in Teheran-Iran. *Biosci. Discov*, 2 (3): 333-340.
- 84-**Deletraz, G., Paul, E. (1998) - Etat de l'art pour l'étude des impacts de transports routiers à proximité des routes et des autoroutes. Rapport intermédiaire non confidentiel, mars 1998, ADEME, 144p.
- 85-**Delma-Gadras, C. (2000) - Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en le domaine routier. Thèse de Doctorat. Université Pau et des Pays de l'Adour, 192p.
- 86-**De Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Gerhard, P., Vettorazzi, C.A., Ferreira, A. (2011) - Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of southeast Brazil. *Environ. Manage*, 48 (4): 750-763.
- 87-**Dère, 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 de l'ENGREF, 124p.
- 88-**Devranche, M., Bollinger, J. C., Bril, H. (2003) - Effect of reductive conditions on metal mobility from Westland solids: an exemple from the Mortagne-du-Nord site (France). *Appl. Geochem*, 18: 383-394.
- 89-**Didier, V.L., Mench, M., Gomez, A., Manceau, A., Tinet, D., Juste, C. (1993) - Réhabilitation de sols pollués par le cadmium : évaluation de l'efficacité d'amendement

minéraux pour diminuer la biodisponibilité du Cd. *Compte rendus de l'Académie des Sciences*, 316, Série III: pp. 83-88.

90-Dietz, R.J. (1961) - Continental and ocean basin evolution by spreading of the sea floor. *Nature*, 190: 854-857.

91-Ding, A.F., Pan, G.X. (2003) - Contents of heavy metals in soils and Chinese cabbages from some urban vegetables fields around Nanjing and Human Health risks. *Ecol. Environ*, 12 (4): 409-411.

92-Di Tomaso, J.M. (1998) - Impact, biology, and ecology of saltcedar (*Tamarix* spp.) in the southwestern United States. *Weed. Technol*, 12: 326-336.

93-Duchaufour, P. (1983) – Pédologie et classification. In : Duchaufour P et Souchier B. (eds) Pédologie. Masson. Paris. New York. 471p.

94-Duchaufour, P. (1979) - Pédologie : I. Pédogenèse et classification. Paris: Masson, 477p.

95-Duchaufour, P. (1997) - Abrégé de pédologie : sol, végétation, environnement. Collection enseignement des sciences de la terre -2^{ème} Ed. Paris : Masson, 291p.

96-Duchaufour, P. (2001) - Introduction à la science du sol: Sol, végétation, environnement. Paris : DUNOD, 331p.

97-Duffus, J.H. (2002) - Heavy metals- a meaningless term? *Pure. App. Chem*, 74: 793-807.

98-Du Laing, G., Vanthuyne, D.R.J., Vandecasteele, B., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. (2007) - Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. *Environ. Pollut*, 147 : 615-625.

99-Dumat, C., Chiquet, A., Goody, D., Aubry, E., Morin, G., Juillot, F., Benedetti, M. (2001) - Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions. *Bull. Soc. Géol. Fr*, 172: 539-548.

100-Dunne, E.J., Clark, M.W., Corstanje, R., Reddy, K.R. (2011) - Legacy phosphorus in subtropical wetland soils: influence of dairy, improved and unimproved pasture land use. *Ecol. Eng*, 37: 1481-1491.

101-Duthil, J. (1971) - Eléments d'écologie et d'agronomie - croissance du milieu. Tome I. Ed., JB. Baillièrre et fils, 385p.

102-Edmonds, R.L., Tuttle, K.M. (2010) - Red alder leaf decomposition and nutrient release in alder and conifer riparian patches in western Washington, USA. *Forest. Ecol. Manag*, 259: 2375-2381.

- 103**-Eichert, T., Kurtz, A., Steiner, U., Goldbach, H. (2008) - Size exclusion limits and lateral heterogeneity of the stomatal foliar uptake pathway for aqueous solutes and water-suspended nanoparticles. *Physiol. Plantarum*, 134:151-160.
- 104**-El Bishlawi, H., Shin, J.Y., Jaffe, P.R. (2013) - Trace metal dynamics in the sediments of a constructed and natural urban tidal marsh: The role of iron, sulfide, and organic complexation. *Ecol. Eng*, 58: 133-141.
- 105**-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 au tour de la décharge publique de Constantine (11 km sud- ouest). Mémoire d'Ingénieurs d'Etat en Ecologie. Université de Constantine, 89p.
- 106**-El-Hadef El-Okki, M. (2002) - Evaluation de la pollution métallique (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols des bordures de l'Oued Rhumel (Constantine) par les lombriciens. Mém. Magister. Pollution et Ecotoxicologie. Université Mentouri de Constantine, 91p.
- 107**-Elliot, H. A., Liberaty, M. R., Huang, C. D. (1986) - Competitive adsorption of heavy metals by soils. *J. Environ. Qual*, 15: 214-219.
- 108**-Ellis L.M. (1995) - Bird use of saltcedar and cottonwood vegetation in the Middle Rio-Grande Valley of New-Mexico, USA. *J. Arid. Environ.* 30: 339-349.
- 109**-Fan, J., He, X.Y., Wang, D.Z. (2013) - Experimental study on the effects of sediment size and porosity on contaminant adsorption/desorption and interfacial diffusion characteristics. *J. Hydrodyn*, 25 (1): 20-26.
- 110**-Fatoki, O.S. (1996) - Trace zinc and copper concentration in roadside surface soils and vegetation measurement of local atmospheric pollution in Alice, South Africa, *Env. Int.* 22: 759-762.
- 111**-Fausch, K.D., Baxter, C.V., Murakami, M. (2010) - Multiple stressors in north temperate streams: lessons from linked forest-stream ecosystems in northern Japan. *Freshwater.Biol*, 55 : 120-134.
- 112**-Feller, C., Fritsch, E., Poss, R., Valentin, C. (1991) - Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (Afrique de l'ouest, en particulier). *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.*, vol. XXVI, 1 : 25-36.
- 113**-Fergusson, J.E., Hayes, R. W., Yong, T. S., Thiew, S. H. (1980) - heavy metal pollution by traffic in Christchurch, New Zealand: lead and cadmium content of dust, soil and plants samples. *New. Zeal. J. Sci*, 23: 293-310.

- 114-**Fernandez, C., Labanowski, J., Cambier, P., Jongmans, A.G. (2007) - Fate of airborne metal pollution in soils as related to agricultural management. 1. Zn and Pb distributions in soil profiles. *Eur J. Soil. Sci*, 58: 547-559.
- 115-**Fowler, D., Skiba, U., Nemitz, E., Choubedar, F., Branford, D., Donovan, R. (2004) - Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban woodland and grass using inventories of ²¹⁰Pb and metal concentrations in soil. *Water. Air. Soil. Poll*, 4: 483-499.
- 116-** Fröberg, M., Hansson, K., Berggren Kleja, D., Alavi, G. (2011) - Dissolved organic carbon and nitrogen leaching from Scots pine, Norway spruce and silver birch stands in southern Sweden. *Forest. Ecol. Manag.*, 262:1742-1749.
- 117-**Fustec, E., Schenk, C., Cloots-Hirsch, A.R., Soulie, M., Bouton, D., Ackerer, P. (1991b) - Les nitrates dans les vallées alluviales, Piren-nitrates. Ministère de l'environnement/CNRS, 51p.
- 118-**Gaiffe, M., Duouet, B., Tavant, H., Tavant, Y., Bruckert, S. (1984) - Stabilité biologique et comportement physique d'un complexe argilo-humique placé dans différentes conditions de saturation en calcium ou en potassium. *Plant. Soil*, 77 : 271-284.
- 119-**Gandois, L. (2009) - Dynamique et bilan des Eléments Traces Métalliques (ETM) dans des écosystèmes forestiers français. Modélisation, Spéciation et Charges Critiques. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, 318p.
- 120-**Gandois, L., Tipping, E., Dumat, C., Probst, A. (2010a) - Canopy influence on trace metal atmospheric inputs on forest ecosystems: speciation in throughfall. *Atmos. Environ*, 44 (6): 824-33.
- 121-**Gangbazo et Gagon. (2007) - Efficacité des bandes riveraines: analyse de la documentation scientifique et perspectives. In Développement durable, Environnement et Parcs Québec. *La gestion intégrée de l'eau par bassin versant*, [en ligne].
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/fiches/bandes-riv.pdf>.
- 122-**Garcia, R., Millan, E., Maiz, I. (1996) - Heavy metal contamination analysis of roadside and grasses from Giupazkoa (Spain). *Environ. Techno*, 17: 763-770.
- 123-**Gavalda, D. (2001) - Devenir des éléments traces métalliques dans les boubènes (luviredoxysol) après épandage de boues granulées. Thèse de doctorat, INPT, 258 p.
- 124-**Gehu-Franck, J. (1975) - Recherches édaphiques sur les ammophilaies Atlantiques Européennes. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 32 (2): 1007-1020.

- 125**-Gerritse, R. G., Vriesema, R., Dalenberg, J. W., De Roos, H. P. (1982) - Effects of sewage sludge on trace element mobility in soils. *J. Environ. Qual*, 11: 359-364.
- 126**-Gomez, A., Desenfants, C. (1989) - Détermination des phases fixatrices de différents métaux dans deux types de sol en fonction de la nature organique ou minérale de la pollution. In : Qualité et conservation des sols : devenir des polluants dans les sols, 34: 91-118.
- 127**-Greipsson, S. (2011) - Phytoremediation. *Nat. Educ. Knowl*, 2: 7.
- 128**-Grisso, R., Wysor, W. G., Holshouser, D., Thomason, W. (1999) - Precision Farming Tools: Soil Electrical Conductivity. *Virginia Polytechnic Institute and State University*, 442-508.
- 129**-Grubb, R.T., Sheley, R.L., Carlstrom, R.D. (1997) - Saltcedar (tamarisk). Montana State University Extension Service MT9710, Bozeman.
- 130**-Halen, H. (1993) - Distribution et cinétique de mobilisation du cadmium dans le sol. Thèse de Doctorat, Louvain-la-Neuve, 151p+annexes.
- 131**-Hammer, D., Kayser, A., Keller, C. (2003) - Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil. Use. Manage*, 19: 187-192.
- 132**-Han, G., Zhou, G., Xu, Z., Yang, Y., Liu, J., Shi, K. (2007) - Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. *Soil. Biol. Biochem*, 39: 418-425.
- 133**-Hardy, M., Cornu, S. (2006) - Location of natural trace elements in silty soils using particle-size fractionation. *Geoderma*, 133 (3-4): 295-308.
- 134**-Harter, R.D. (1983) - Effect of soil pH on adsorption of cadmium and nickel. *Soil. Sci. Soc. Am.J*, 40: 43-50.
- 135**-Harter, R. D. (1988) - Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. *Soil. Sci. Soc. Am. J*, 47: 47-51.
- 136**-Hawf, L.R., Schmid, W.E. (1967) -Uptake and translocation of zinc by intact plants. *Plant, Soil*, 27: 249-260.
- 137**-Hazra, G.C., Biswapathi, M. (1988) - Distribution of Fe, Mn, Cu and Zn in some acid alluvial soils of West Bengal and the effect of submergence on their contents. *J. Indi. Soc. Soil. Sci*, 36: 169-179.

- 138-** He, M.M., Li, W.H., Liang, X.Q., Wu, D.L., Tian, G.M. (2009a) - Effect of composting process on phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. *Waste. Manage*, 29, 590-597.
- 139-** Hernandez L., Probst A., Probst J.L., Ulrich E. (2003) - Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci.Tot. Environ*, 312: 195-219.
- 140-** Hodson, M.E. (2004) - Heavy metals - geochemical bogey men? *Environ Pollut*, 129: 341-343.
- 141-** Holm P.E., Andersen B.B.H., Christensen T.H. (1996) - Cadmium solubility in aerobic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 60: 775-780.
- 142-** Hou, H., Takamatsu, T., Koshikawa, M., Hosom, M. (2005b) - Trace metals in bulk precipitation and throughfall in a suburban area of Japan. *Atmos. Environ*, 39 (20): 3583-3595.
- 143-** Huang, J.W., Gong, J.J. (1997) - Geochemical barriers and element retention in soils in different landscapes of the Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Geoderma*, 126: 337-351.
- 144-** Hudson-Edwards, K.A., Macklin, M. G., Curtis, C.D., Vaughan, D. (1996) - Mineralogical forms, processes of formation and distribution of Pb, Zn, Cd and Cu in the tyne catchments basin, Northern Pennines, North East England. *Environ. Sci. Technol*, 30: 72-80.
- 145-** Isaak, D.J., Luce, C.H., Rieman, B.E., Nagel, D.E., Peterson, E.E., Horan, D.L., Parkes, S., Chandler, G.L. (2010) - Effects of climate change and wildfire on stream temperatures and salmonid thermal habitat in a mountain river network. *Ecol. Appl*, 20: 1350-1371.
- 146-** ISRIC (International Soil Reference and Information Center). (1984) - Procedures for Soil Analysis, 3th ed. International Soil Reference and Information Center, Wageningen.
- 147-** Janoš, P., Vávrová, J., Herzogová, L., Pilařová, V. (2010) - Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: A sequential extraction study. *Geoderma*, 159: 335-341.
- 148-** Jaradat, Q., Momani, K. (1999) - Contamination of roadside soil, plants and air with heavy metals in Jordan, A comparative study. *Turk. J. Chem*, 23: 209-220.
- 149-** Julien, J.L., Turpin, A. (1999) - Surfaces réactives et raisonnement de quelques propriétés chimiques des sols acides. *Comptes-Rendus d'Académie d'Agriculture (France)*, 85 (2) : 25-35.

- 150**-Juste, C. (1988) - Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sci. Sol*, 26 (2): 103-112.
- 151**-Juste, C. (1995) - Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Convention ADEME-INRA, ADEME (ed)., 209p.
- 152**-Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1986) - Trace Elements in Soils and Plants, 6th Ed. CRC Press, inc, USA: 1-315.
- 153**-Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992) - Trace Elements in Soil and Plants, 6th Ed. CRC Press. Ed., Boca Raton, NW, USA: 360-380.
- 154**-Kabata-Pendias, A. (2001) - Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., pp 413.
- 155**-Kabata-Pendias, A. (2004) - Soil-plant transfer of trace elements- an environmental issue. *Geoderma*, 122, 143-149.
- 156**-Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A.B. (2007) - Trace Elements from Soil to Human. Springer-Verlag, Berlin.
- 157**-Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2008) - Treatment Wetlands, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- 158**-Kammerer, H. (2003) - Artenschutzprojekt Deutsche Tamarisk - Möglichkeiten und Aussichten einer Wiederansiedlung von *Myricaria germanica* im Gesäuse Nationalpark Gesäuse GmbH: 31.
- 159**-Karboua, F. (2003) - Evaluation de la contamination métallique (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols des bords de l'Oued Boumerzoug (Constantine) par les Lumbricidae. Mém. Magister. Pollution et Ecotoxicologie. Université Mentouri de Constantine, 106p.
- 160**-Khan, Z. H., Mazumder, A. R., Hussain, M. S., Mohiuddin, A. S. (1997) - Total and DTPA extractable Fe, Mn, Cu and Zn contents in some soils of Bangalore. *J. Ind. Soc. Soil Sci*, 45 (3): 485-489.
- 161**-Khlifi, R., Hamza-Chaffai, A. (2010) - Head and neck cancer due to heavy metal exposure via tobacco smoking and professional exposure: A review. *Toxicol. App. Pharm*, 248 :71-88.
- 162**-King, L.D. (1988) - Retention of metals by several soils of the southeastern United States. *J. Environ Qual*, 17: 239-246.

- 163-**Kirkham, M.B. (2006) - Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137: 19-32.
- 164-**Knauer, N., Mander, U. (1989) - Studies on the filtration of differently vegetated buffer strips along inland waters. In: Schleswig-Holstein 1. Filtration on nitrogen and phosphorus. *Zeitschrift-fur- Kulturechnikund-Landentwicklung*, 30:365-376.
- 165-**Knauer N., Mander U. (1990) - Studies on the filtration effect of differently vegetated buffer strips along inland waters in Schleswig-Holstein ; 2.- information : filtration of heavy metals. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 31(1) : 52-57.
- 166-**Kopittke, P.M., Menzies, N.W., de Jonge, M.D., McKenna, B.A. (2011) - In situ distribution of toxic copper and zinc in hydrated roots of cowpea. *Plant. Physiol*, 156: 663-673.
- 167-**Kouame, I. K., Gone, D. L., Savane, I., Kouassi, A., Koffi, K., Goula, B. T. A. (2006) - Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan - Côte d'Ivoire). *Afr. Sci*, 02 (1) : 39 -56.
- 168-**Krika, A. (2002) - Etude de l'impact de la végétation naturelle sur l'interception, le transfert et la mobilité du plomb et du nickel dans les sols pollués d'El Hadjar - wilaya d'Annaba. Mém. Magister. Pollution et Ecotoxicologie. Université Mentouri de Constantine, 79p.
- 169-**Kudrnovsky, H. (2002) - Die Deutsche Tamariske an der Isel. Im Auftrag des Österreichischen Alpenvereins. Innsbruck: 25pp.
- 170-**Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I. (1995) - Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol*, 29: 1232-1238.
- 171-**Küpper, H., Zhao, F.J., McGrath, S.P. (1999) - Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant. Physiol*, 119: 305-311.
- 172-**Lagerwerff, J.V., Speltch, P.J. (1970) - Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. *Environ. Sci. Technol*, 4: 583-586.
- 173-**Lakhdar, A., Iannelli, M.A., Debez, A., Massacci, A., Jedidi, N., Abdelly, C. (2010) - Effect of municipal solid waste compost and sewage sludge use on wheat (*Triticum aestivum*): growth, heavy metal accumulation and antioxidant activity. *J. Sci. Food Agric*, 90: 965-971.

- 174**-Lavoie L., Saint-Laurent D., St-Laurent J. (2006) - Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Can. J. Soil. Sci*, 86 : 813-826.
- 175**-Laxen, D.P.H., Harrison, R.M. (1977) - The highway as a source of water pollution: an appraisal with the heavy metal lead. *Water. Res*, 11:1-11.
- 176**-Lenntech, (2007a) - Plomb (Pb). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Pb.htm>
- 177**-Lenntech, (2007b) - Cadmium (Cd). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Cd.htm>
- 178**-Lenntech, (2007c) - Zinc (Zn). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Zn.htm>
- 179**-Lesica, P., DeLuca, T.H. (2004) - Is tamarisk allelopathic?. *Plant. Soil*, 267: 357-365.
- 180**-Li, L.Y., Li, R.S. (2000) - The role of clay minerals and effect of H⁺ ions on removal of heavy metal (Pb²⁺) from contaminated soil. *Can. J. Geotech/Rev*, 37: 296-307.
- 181**-Li, J.L., He, M., Han, W., Gu, Y.F. (2009b). Analysis and assessment on heavy metal sources in the coastal soils developed from alluvial deposits using multivariate statistical methods. *J. Hazard. Mater*, 164: 976-981.
- 182**-Lindroos, A.J, Derome, J., Derome, K., Smolander, A. (2011) - The effect of Scots pine, Norway spruce and silver birch on the chemical composition of stand throughfall and upper soil percolation water in northern Finland. *Boreal Environ Res*, 16:240-50.
- 183**-Lindsay, W. L. (1979) - *Chemical equilibria in soils*. John Wiley and Sons. New York.
- 184**-Liu, F., Tan, W.F., Liu, G.Q., Li X.Y., He, J.Z. (2002) - Adsorption of heavy metals on Mn oxide surfaces of Fe-Mn modules from several soils of China. 17th WCSS, Thailand.
- 185**-Liu, L., Guan, D.S., Peart, M.R. (2012) - The morphological structure of leaves and the dust-retaining capability of afforested plants in urban Guangzhou, South China. *Environ.Sci. Pollut Res*, 19, 3440-3449.
- 186**-Liu, H.C., You, C.F., Huang, B.J., Huh, C.A. (2013) - Distribution and accumulation of heavy metals in carbonate and reducible fractions of marine sediment from offshore mid-western Taiwan. *Mar. Pollut. Bull*, 73: 37- 46.

- 187-**Lopareva-Pohu, A. (2011) - Intérêt de la phytostabilisation aidée pour la gestion des sols pollués par des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Zn). Thèse de Doctorat. Université de du Littoral Côte d'Opale, 286p.
- 188-**Lopes, C., Herva, M., Franco-Uría, A., Roca, E. (2012) - Multicorrelation models and uptake factors to estimate extractable metal concentrations from soil and metal in plants in pasturelands fertilized with manure. *J. Environ. Pollut*, 166: 17-22.
- 189-**Lozet, J., Mathieu, C. (1997) - Dictionnaire de science du sol-3^{ème} Ed. Paris: Lavoisier., 488p.
- 190-**Lyubenova, L., Schröder, P. (2010) - Soil Heavy Metals. *Soil. Biol*, 19: 65-58.
- 191-**Ma, L.Q., Rao, G.N. (1997) - Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual*, 26: 259-264.
- 192-**Madejón, P., Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Cabrera, F., Lepp, N.W., Madejón, E. (2010) - Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction? Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159, 174-181.
- 193-**Majone, M., Petrangeli Papini, M., Rolle, E. (1996) - Modeling Lead adsorption on clays by models with and without electrostatic terms, *J. Colloid. Interf. Sci*, 179: 412-425.
- 194-** Malanson, G. P. (1993) - Riparian landscapes, Cambridge, *University Press*, 296p.
- 195-**Manceau, A., Boisset, M.C., Sarret, J.L., Hazemann, J.L., Mench, M., Cambier, P. (1996) - Direct determination in contaminated soils by EXAFS spectroscopy. *Environ. Sci. Technol*, 30: 1540-1552.
- 196-**Marcos, L. (2001) - Etude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles. Thèse de Doctorat en Sciences de l'ingénieur, Université de Nantes, 281p.
- 197-**Maridet, L., Piegay, H. (1994) - Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, 333: 125-147.
- 198-**Maridet, L. (1995) - Rôle des formations végétales riveraines. Recommandations pour une gestion régionalisée. *Rapport final*. Convention n°1/94. *Cemagref*, 69p.
- 199-**Martin, A. (1996) - La toxicité du sélénium. *Cah Nutr Diét*, 31, 6: 348-53.
- 200-**Martinez-Mena, M., Alvarez Rogel, J., Albalodejo, J., Castillo, V. M. (1999) - Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena*, 38: 175-190.

- 201-**Mc Bride M. B. (1989) - Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Adv. Soil Sci.* 10: 1-56.
- 202-**Mc Bride, M.B. (1994) - Environmental Soil Chemistry. Oxford University Press, New York: 267 p.
- 203-**Mc Lellan, I., Hursthouse, A., Varela, A., Pereira, C.S. (2013) - Geochemical approach to assessing human impacts in Cork Oak forest soils of the MED region. *J. Geochem. Explor.*, 132: 34-40.
- 204-**Mebarki, A. (1984) - Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin Kébir-Rhumel. O.P.U, Algérie.302pp.
- 205-**Mebarki, 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-Rhumel dans le Constantinois (Algérie). *Hydro. Continent.*, 3, 2 : 89-103.
- 206-**Mebarki, A. (2005) - Hydrologie des bassins de l'Est Algérien: Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse d'Etat, Université Mentouri-Constantine, 360pp.
- 207-**Mebarki A. (2005) - Hydrologie des bassins de l'Est Algérien: Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse d'Etat, Université Mentouri-Constantine, 360pp.
- 208-**Mehannaoui-Afri, F.Z. (1998) - Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université de Constantine, 237p.
- 209-**Mench, M. L., Didier, V. L., Löffler, M., Masson, P. (1994) - Mimicked in-situ remediation study of metal- contaminated soil with emphasis on cadmium and lead. *J.Environ.Qual.*, 23: 1: 58-63.
- 210-**Mench, M., Bussière, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assunção A., Manceau A. (2003) - Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after *in situ* treatments. *Plant. Soil*, 249: 187-202.
- 211-**Messer, T.L., Burchell, M.R., Grabow, G.L., Osmond, D.L. (2012) - Groundwater nitrate reductions within upstream and downstream sections of a riparian buffer. *J. Ecol. Eng.*, 47: 297-307.
- 212-**MFC. (1974) - Ministère Français de la coopération. Mémento de l'agronomie. Paris : INRA, 1591p.

- 213-**Michalzik, B., Stadler, B. (2005) - Importance of canopy herbivores to dissolved and particulate organic matter fluxes to the forest floor. *Geoderma*, 127 (3-4): 227-236.
- 214-**Migeon, A. (2009) - Etude de la variabilité naturelle dans la réponse du peuplier aux métaux : bases physiologiques et exploitation en phytoremédiation. Thèse de Doctorat. Université Henri Poincaré, Nancy-Université, 358p.
- 215-**Miles, C.D., Brandle, J.R., Daniel, D.J., Chuder, O., Schanare, P.D., Uklik, D.J. (1972) - Inhibition of photosystem II in isolated chloroplasts by lead plants. *Plant. Physio*, 49: 820p.
- 216-**Min, S.H., Han, J.S., Shin, E.W., Park, J.K. (2013) - Improvement of cadmium ion removal by base treated juniper fiber. *Water. Res*, 38 : 1289-1295.
- 217-**Miquel, G. (2001) - Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Sénat - office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 352p.
- 218-**Miller, F.S., Kilminster, K.L., Degens, B., Firns, G.W. (2010) - Relationship between metals leached and soil type from potential acid sulphate soils under acidic and neutral conditions in Western Australia. *Water, Air, Soil, Poll*, 205: 133-147.
- 219-**Miller, J.J., Curtis, T.W., Bremer, E., Chanasyk, D.S., Willms, W.D. (2010c) - Soil test phosphorus and nitrate adjacent to artificial and natural cattle watering sites in southern Alberta. *Can. J. Soil. Sci*, 90: 331-340.
- 220-**Miretzky, P., Fernandez-Cirelli, A. (2008) - Phosphates for Pb immobilization in soils: a review. *Environ. Chem. Lett*, 6: 121-133.
- 221-**Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. (2007) - Wetlands, 4th ed. John Wiley and Sons, New York, NY.
- 222-**Monterroso, C., Rodríguez, F., Chaves, R., Diez, J., Becerra-Castro, C., Kidd, P.S., Macías, F. (2013) - Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *App. Geochem*, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.001>.
- 223-**Moore, M.R., Meredith, P.A., Watson, W.S., Sumner, D.J., Taylor, M.K., Goldberg, A. (1980) - The percutaneous absorption of lead-203 in humans from cosmetic preparations containing lead acetate, as assessed by whole-body counting and other techniques. *Food. Cosmet. Toxicol*, 18: 399p.
- 224-**Morel, J.L. (1996) – Les sols cultivés. Coll. Tec & Doc, Lavoisier, Paris.

- 225-**Morel, J.L., Bitton, G., Schwartz, C., Schiavon, M. (1996) - Bioremediation of soils and waters contaminated by micropollutants : which role for plants ? *In* : Ecotoxicology : Responses, Biomarkers and Risk Assessment, Chapter 4, OECD Workshop. Zelikoff J.T. (ed.). SOS Publications, Fair Haven, NJ. USA. 37-74.
- 226-**Morel, J. L. (1997) - Assessment of phytoavailability of trace elements in soils. *Analisis Magazine* 25(9-10): M70-M72.
- 227-**Morgan, J.J., Stumm, W. (1991) - Chemical processes in the environment, relevance of chemical speciation. In: Merian, E. (Ed.), *Metals and Their Compounds in the Environment Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. VCH, New York, pp. 67-103.
- 228-**Morin, G., Ostergren, J. D., Juillot, F., Ildefonse, P., Calas, G., Brown, G.E. (1999) - XAFS determination of the chemical form of lead in smelter-contaminated soils and mine tailings: Importance of adsorption processes. *Am. Mineral*, 84: 420-434.
- 229-**Morin, G., Juillot, F., Ildefonse, Ph., Calas, G., Samama, J.C., Chevallier, P., Brown, G.E. (2001) - Mineralogy of lead in a soil developed on a Pb-mineralized sandstone (Largentière, France). *Am. Mineral*, 86: 92-104.
- 230-**Moujahid, Y. (2007) - Physico-chimie, minéralogie et dynamique du phosphore et du potassium dans quelques sols Marocains. Thèse Doctorat. Université de Mohammed V-AGDAL, 104p.
- 231-**Muller, J.C., Vedy J.C. (1978) - Morphoscopie et fractionnement des matières organiques des rendzines sur craie. *Sci. Sol*, 2 : 129-144.
- 232-**Muller, N. (1995) - River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact. *Archiv für Hydrobiologie - Supplement* 101(Large Rivers 9): 477-512.
- 233-**Mustin, M. (1987) - Le compost, gestion de la matière organique. Paris: François Dubosc, 954 p.
- 234-**Nabulo, G., Black, C.R., Young, S.D. (2011) - Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environ. Pollut*, 159: 368-376.
- 235-**Nair, R., Varghese, S., Nair, B., Maekawa, T., Yoshida, Y., Kumar, D. (2010) – Nanoparticulate material delivery to plants. *Plant. Sci*, 179: 154-163.
- 236-**Nan, Z., Li J., Zhang, J., Cheng, G. (2002) - Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. *Sci. Total. Environ*, 285: 187-195.

- 237**-Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J. (2003) - An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total. Environ.*, 311: 205-219.
- 238**-O.M.S "Organisation Mondiale de la Santé" (1975) - Bulletin des sols-27^{ème} éd. OMS, 55p.
- 239**-O.N.M. (2005) "Office National de Météorologie". Station Constantine Aïn En Bey.
- 240**-Othman, I., AL-Oudat, M., AL Masri, M.S. (1997) - Lead levels in roadside soils and vegetation of Damascus City. *Sci. Total. Environ.*, 207: 43-48.
- 241**-Pacheco, A.M.G., Freitas, M.C., Baptista, M.S., Vasconcelos, M.T.S.D., Cabral, J.P. (2008) -Elemental levels in tree-bark and epiphytic-lichen transplants at a mixed environment in mainland Portugal, and comparisons with an in situ lichen. *Environ Pollu.*, 151: 326-333.
- 242**-Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., Wenche, A. (2009a) - Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. *Atmos. Environ.*, 43 (1): 117-127.
- 243**-Pagnanelli, F., Mainelli, S., Bornoroni, L., Dionisi, D., Toro, L. (2009) - Mechanisms of heavy-metal removal by activated sludge. *Chemosphere*, 75: 1028-1034.
- 244**-Pagotto, C. (1999) - Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbure en domaine routier. Thèse de Doctorat en chimie et microbiologie de l'eau. Université de Poitiers, 256p + annexes.
- 245**-Pais, I., Benton, J. (2000) - The handbook of Trace Elements. Boca Raton, FL, St. Lucie Press 223p.
- 247**-Panayotova, M. (2000) - Assessment of lead pollution caused by vehicles emission in a highly inhabited region of Sofia, Bulgaria. *Journal of Environmental Science and health, Part A: Toxic/hazardous substances and environmental Engineering*, 35 (9): 1693-1700.
- 248**-Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Nanthi Bolan, N., Chung, J.W. (2011) -Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.*, 185: 549-574.
- 249**-Patra, M., Bhowmick, N., Bandopadhyay, B., Sharma, A. (2004) - Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environ. Exp. Bot.*, 52 : 199-223.

- 250**-Peakall, D., Berger, J. (2011) - Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotox Environ. Safe*, 56: 110-121.
- 251**-Peijnenburg, W.J.G.M., Zablotskaja M., Vijver M.G. (2007) - Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotox. Environ. Safe*, 67: 163-179.
- 252**-Perrono, P. (1999) - Les micropolluants métalliques des boues des stations d'épuration urbaines et l'épandage agricole. Mém. DUESS, DEP. Université de Picardie, Amiens. <http://www.upicardie.fr/beauchamp/duce/perrono.htm>.
- 253**-Peterjohn, W. T., Correl, D. L. (1984) - Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest, *Ecology*, 65: 1466-1475.
- 254**-Petty, W.H., Lindberg, S.E. (1990) - An intensive 1-month investigation of trace metal deposition and throughfall at a mountain spruce forest. *Water, Air, Soil Pollut*; 53: 213-226.
- 255**-Piégay, H., Citterio, A., Astrade, L. (1998) - Ligne de debris ligneux et recouplement de meanders, exemple du site de Mollon sur l'Ain (France), *Zeitschrift für Geomorphologie*, 42(2): 187-208.
- 256**-Pires, L.F., Bacchi, O.O.S., Correchel, V., Reichardt, K., Filipe, J. (2009) - Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ¹³⁷Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. *An. Acad. Bras. Cienc*, 81,2, 271-279.
- 257**-Pitt, R., Clark, S., Parmer, K. (1994) - Potential groundwater contamination from intentional and no intentional stormwater infiltration. Springfield (USA) :U.S. *Environmental Protection Agency*, 187p.
- 258**-Pizzuto, J.E. (1987). Sediment diffusion during overbank flows. *Sedimentology*, 34: 301-317.
- 259**-Plassard, F. (1999) - Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques par un sol alcalin. Application à un bassin d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon, 141p.
- 260**-Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (1999) - Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. *Springer*, 401p.
- 261**-Probst, A., Viville, D., Ambroise, B., Dambrine, E. (1992) -Hydrochemical budgets of a small forested granitic catchment exposed to acid deposition-the Strengbach catchment case study (Vosges massif, France). *Water, Air, Soil, Poll*, 62, 3: 337-47.

- 262**-Rameau, J.C., Mansion, D. (2008) - Flore forestière française: guide écologique illustré. Région méditerranéenne. Paris, Institut pour le développement forestier.
- 263**-Ranger, J., Marques, R., Colin-Belgrandn, M. (1997) - Nutrient dynamics during the development of a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.) stand. *Acta. Oecol*, 18 (2): 73-90.
- 264**-Rascio, N., Navari-Izzo, F. (2011) - Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant. Sci*, 180 :169-181.
- 265**-Ratcliffe, D., Beeby, A.N. (1984) - Monitoring roadside lead deposition by sampling vegetation-some problems of interpretation. *Sci. Tot. Envriront*, 33: 103-112.
- 266**-Reddy, K.R., De Laune, R.D. (2008) - Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. Taylor & Francis Group, LLC, Boca RatonLondon, New York.
- 267**-Remy, N. (1998) - Caractérisation de la pollution particulaire nmétallique autoroutière. Rapport Laboratoire Ponts et Chaussées, DEA, Chimie et microbiologique de l'eau, 27p.
- 268**-Riandey, C., Alphonse, P., Gavinelli, R., Pinta, M. (1982) - *Analysis*, 10: 323-332.
- 296-Rickson, R.J. (2013) - Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? Article in Press. *Sci. Total. Environ.* xxx xxx-xxx.
- 269**-Robert, M., Juste, C. (1999)- Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. *In* : Spéciation des métaux dans le sol., Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp. 15-37.
- 270**-Rodgers, M., O'Connor, M., Robinson, M., Muller, M., Poole, R., Xiao, L. (2011) - Suspended solid yield from forest harvesting on upland blanket peat. *Hydrol. Proc*, 25 : 207-216.
- 271**-Rodriguez, J.H., Wellern S.B., Wannaz, E.D., Klumpp, A., Pignata, M.L. (2011) - Air quality biomonitoring in agricultural areas nearby to urban and industrial emission sources in Cordoba province, Argentina, employing the bioindicator *Tillandsia capillaris*, *Ecol. Indic*, 11: 1673-1680.
- 272**-Rovira, P., Vallejo, VR. (2008) - Changes in ¹³C composition of soil carbonates driven by organic matter decomposition under Mediterranean climate: a field incubation experiment. *Geoderma*, 144: 517-534.
- 273**-Saidi, D., Le Bissonnais, Y., Duval, O., Daoud, Y., Tessier, D. (2008) - Etude et Gestion des Sols, 15 (4): 241- 253.

- 274-**Sajidu, S.M.I., Masamba, W.R.L., Thole, B., Mwatseteza, J.F. (2008) - Groundwater fluoride levels in villages of Southern Malawi and removal studies using bauxite, *Int. J. Phy Sci*, (3) 1: 001-011.
- 275-**Salemi, F.L., Juliano Daniel Groppo, J.D., Rodrigo Trevisan, R. (2012) - Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *J. Hydro*, 455: 195-202.
- 276-**Šalek, M., Svobodova, J., Zasadil, P., 2010. Edge effect of low-traffic forest roads on bird communities in secondary production forests in central Europe. *Landscape Ecol*, 25:1113-1124.
- 277-**Samsøe-Petersen, L., Larsen, E., Larsen, P., Bruun, P. (2002) - Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils. *Environ. Sci. Technol*, 36 : 3057-3063.
- 278-**Sappin-Didier, V. (1995) - Utilisation de composés inorganiques pour diminuer les flux de métaux dans deux agrosystèmes pollués : étude des mécanismes impliqués par l'emploi d'un composé du fer. Ph.D. thesis, University of Bordeaux I, France, 245p.
- 279-**Sauvé, S., Norvell, W.A., McBride, M., Hendershot, W. (2000) - Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ. Sci. Technol*, 34: 291-296.
- 280-**Saraswat, S., Rai, J.P.N. (2011) - Complexation and detoxification of Zn and Cd in metal accumulating plants. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol*, 10: 327-339.
- 281-**Scanlan, P.F. (1991) - Effects of highway pollutants upon terrestrial ecosystems. In 'Highway pollution. Studies in Environmental Science 44'. (Eds RS Hamilton, RM Harrison), pp. 281-338.
- 282-**Schreck, E., Bonnard, R., Laplanche, C., Leveque, T., Foucault, Y., Dumat, C. (2012b) - DECA: a new model for assessing the foliar uptake of atmospheric lead by vegetation, using *Lactuca sativa* as an example. *J. Environ Manage*, 112: 233-239.
- 283-**Sekomo, C., Nkuranga, E., Rousseau, D. P. L., Lens, P. N. L. (2011) - Fate of heavy metals in an urban natural wetland: The Nyabugogo swamp (Rwanda). *Water, Air, Soil Poll*, 214(1) : 321-333.
- 284-**Senesi, G.S., Baldassarre, G., Senesi, N., Radina, B. (1999) - Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*, 39 (2): 343-377.
- 285-**Seregin, I.V, Kozhevnikova, A.D. (2008) - Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. *Russ. J. Plant Physl*, 55: 1-22.

- 286-**Seth, C.S. (2012) - A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. *Bot. Rev*, 78: 32-62.
- 287-**Shah, K., Nongkynrih, J.M., Mistry, C.B. (2010)- Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biol. Plant*, 51: 618-634.
- 288-**Shang, J., Liu, C., Aang, Z. (2011) - Effect of grain size on Uranium(VI) surface complexation kinetics and adsorption additivity. *J. Environ. Sci. Technol*, 45 (14): 6025-6031.
- 289-**Siddamalai, A. K., Appavu, K., Poongothai, S. (1999) - Distribution of DTPA-extractable zinc, copper, iron and manganese contents in some rice soils of Tamil Nadu. *J. Ind. Soc. Soil Sci*, 47(3): 553-555.
- 290-**Sidle, R. C., Kardos, L.T. (1979) - Adsorption of copper, zinc and cadmium by a forest soil. *J. Environ. Qual*, 4: 313-317.
- 291-**Singh, J. P., Karwassa, S. P., Mahendra, S. (1988) - Distribution and forms of copper, iron, manganese and zinc in calcareous soils of India. *Soil Sci*, 146: 359-366.
- 292-**Singh, A., Sharma, R.K., Agrawal, M., Marshall, F.M. (2010) - Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *J. Trop. Ecol*, 51 (2S):375-387.
- 293-**Singh, S., Kalamdhad, R. (2012) - Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges. *Int. J. Gr. Herb. Chem*, 1: 133-139.
- 294-**Sinha, S. (1999) - Accumulation of Cu, Cd, Cr, Mn and Pb from artificially contaminated soil by *Bacopa monnieri*. *Environ. Monit. Assess*, 57: 253-264.
- 295-**Smolders, E., Lambregts, R. M., McLaughlin, M. J., Tiller K. G. (1998) - Effect of soil solution chloride on cadmium availability to Swiss chard. *J. Environ. Qual*. 27: 426-431.
- 296-**Sparks D.L. (1995) - Environmental soil chemistry. Academic press, London, 267p.
- 323-**Spoke, L.J., Lucia, M., Campos, A.M., Jickells, T.D. (1996) - The role of organic matter in controlling copper speciation in precipitation. *Atmos. Environ*, 30 (23): 3959-3966.
- 297-**Sposito, G. (1984) - The surface chemistry of soils, Oxford University Press.
- 298-**Stella, J.C., Hayden, M.K., Battles, J.J., Piégay, H., Dufour, S., Fremier, A.K. (2011) - The role of abandoned channels as refugia for sustaining pioneer riparian forest ecosystems. *Ecosystems*, 14: 776-790.

- 299-**Stella, J.C., Riddle, J., Piégay, H., Gagnage, M., Trémélo, M.L. (2013) - Climate and local geomorphic interactions drive patterns of riparian forest decline along a Mediterranean Basin river. *Geomorphology*, 202: 101-114.
- 300-**Stromberg, J.C., Lite, S.J., Dixon, M.D. (2010) - Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: implications for a changing climate. *River. Res. Appl.*, 26: 712-729.
- 301-**Sturchio, N. C., Chiarello, R. P., Cheng, L., Lyman, P. F., Bedzyk, M. J. (1997) - Lead adsorption at the calcite-water interface: synchrotron X-ray standing wave and X-ray reflectivity studies. *Geochm. Cosmochim. Ac.*, 61 (2): 251-263.
- 302-**Tack, F.M., Verloo, M.G. (1996) - Metal contents in tinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *Sci. Total. Environ*, 192: 31-39.
- 303-**Takatert, N., Sanchez-Pérez, J. M., Trémoières, M. (1999) - Spatial and temporal variation on nutrients concentration in the groundwater of a floodplain : *effect of hydrology, vegetation and substrate*, *Hydro. Process*, 13: 1511-1526.
- 304-**Tanhan, P., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Chaiyarat, R. (2007) - Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson]. *Chemosphere*, 68: 323-329.
- 305-**Tessier, D., Biggore, F., Bruand, H. (1999) - La capacité d'échange : Outil de prévision des propriétés physiques des sols. *Comptes-Rendus d'Académie des Sciences Paris*, 85 (2) : 37-46. Séance du 10 février 1999.
- 306-**Tessin, C. (2012) - Paysages végétaux du domaine méditerranéen. IRD Edition, 415p.
- 307-**Thompson, D.R., (1990) - Metal levels in marine vertebrates. In Furness R.W. and Rainbow P.S. (editors), *Heavy metals in the marine environment*; CRC Press, Boca Raton, FL, pp 143-182.
- 308-**Tormos, T. (2010) - Analyse à l'échelle régionale de l'impact de l'occupation du sol dans les corridors rivulaires sur l'état écologique des cours d'eau. Thèse de doctorat, *AgroParis Tech*, 427p.
- 309-**Thorne, C.R. (1990) - Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. In: Thorne, C.R. (ed) *Vegetation and Erosion*. Jon Wiley and Sons Ltd, pp.125-143.
- 310-**Tina Frohne, T., Rinklebe, J., Diaz-Bone, R.A, Du Laing, G. (2011) - Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. *Geoderma*, 160: 414-424.

- 311**-Tremblay, L., Kohl, S.D., Rice, J.A., Gagne, J.-P. (2005) - Effects of temperature, salinity, and dissolved humic substances on the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to estuarine particles. *Mar. Chem*, 96: 21- 34.
- 312**-Tremel-Schaub, A., Feix, I. (2005) - Contamination des sols. EDP Sciences & ADEME Edition, 413 p.
- 313**-Trivedi, P., Axe, L. (2001) - Predicting divalent metal sorption to hydrous Al, Fe, and Mn oxides. *Environ. Sci. Technol*, 35: 1779-1784.
- 314**-Tudoreanu, L., Phillips C.J.C. (2004) - Empirical models of cadmium accumulation in maize, rye grass and soya bean plants. *J. Sci.. Food .Agri*, 84 : 845-852.
- 315**-Twardowska, I., Kyziol, J. (2003). Sorption of metals onto natural organic matter as a function of complexation and adsorbent–adsorbate contact mode. *Environ. Int*, 28:783-791.
- 316**-Tyler, K.G. (1981). Heavy metals in soil biology and biochemistry. In Paul E.A. & Ladd J.N. Eds: Soil biochemistry. Marcel Dekker, Inc., USA, 5 : 371- 414.
- 317**-Ukonmaanaho, L., Starr, M., Mannio, J., Ruoho-Airola, T. (2001) - Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. *Environ. Pollut*, 114(1): 63-75.
- 318**-Ulrich, E., Lelong, N., Lanier, M., Scheiner, A. (1995) - Interception des pluies en forêt : facteurs déterminants. Interprétation des mesures réalisées dans le sous-réseau CATAENAT (1) de RENECOFOR (2). *ONF - Bulletin Technique*, 30: 33- 44.
- 319**-U.N.E.P "Programme des Nations Unies pour l'Environnement" (1994) - Application de la décision 1/19 de la première réunion de la conférence des parties sur la directive technique pour la gestion écologiquement naturelle des déchets dangereux visés par la convention de bale. Apport de secrétariat, 215p.
- 320**-Unterbrunner, R., Puschenreiter, M., Sommer, P., Wieshammer, G., Tlustoš, P. (2007) - Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe. *Environ. Pollut*, 148: 107-114.
- 321**-Usman, A.R.A., Kuzyakov, Y., Stahr, K. (2008) - Sorption, desorption, and immobilization of heavy metals by artificial soil. MSc. thesis, University of Hohenheim, Stuttgart.
- 322**-Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M., Dumat, C. (2010) - Foliar Lead Uptake by Lettuce Exposed to Atmospheric Fallouts. *Environ. Sci. Technol*, 44: 1036-1042.

- 323**-Van den Brink, N., Lammertsma, D., Dimmers, W., Boerwinkel, M.C., Vander Hout, A. (2010) - Effects of soil properties on food web accumulation of heavy metals to the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). *Environ. Pollut*, 158: 245-251.
- 324**-Van der Heijden, G., Legout, A., Nicolas, M., Erwin Ulrich, E., Johnson, D.W. (2011) - Long-term sustainability of forest ecosystems on sandstone in the Vosges Mountains (France) facing atmospheric deposition and silvicultural change. *Forest. Ecol. Manage*, 261: 730-740.
- 325**-Viard-La Rocca B. (2004) - Mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme : croissance et bioaccumulation par les gastropodes terrestres *Helix Aspersa Aspersa*. Thèse de doctorat. Université de Metz, 266p.
- 326**-Viard, B., Maul, A., Pihan, J. C. (2004) - Standard use conditions of terrestrial gastropods in active biomonitoring of soil contamination. *J. Environ. Monit*, 6: 103-107.
- 327**-Vymazal, J., Jaroslav, S., Nemcova, J., Suchy, V. (2010) - Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal waste. *water. Biogeochem*, 101,1: 335-356.
- 328**-Waalkes, M.P. (2000) - Cadmium carcinogenesis in review. *J. Inorg. Biochem*, 79: 241-244.
- 329**-Walkley, A., Black, A. (1974) - A critical examination of rapid methods for determining organic carbon in soils. *Soil. Sci*, 62: 251-254.
- 330**-Walling, D.E., He, Q. (1998). The spatial variability of overbank sedimentation on river floodplains. *Geomorphology*, 24(2-3): 209-223.
- 331**-Walling, D.E, Collins, A.L. (2008) - The catchment sediment budget as a management tool. *Environ. Sci. Policy*, 11, 2, 136-43.
- 332**-Walter, J. M. (1974) - Arbres et forêts alluviales du Rhin, *Bull. Sco. Hist. Nat. De Colmar*, 55: 37-88.
- 333**-Walter, S. (2009) - New Paradigm for Sizing Riparian Buffers to Reduce Risks of Polluted Storm Water: Practical Synthesis. *J. Irrig. Drain Eng*, 135: 200-209.
- 334**-Ward, N.I., Brooks, R.R., Roberts, E., Boswell C.R. (1977) - Heavy metal pollution from automotive emissions and its effect on roadside soil and pasture species in New Zealand. *Environ. Sci. Technol*, 11: 917-920.
- 335**-Webber, M.D., Singh, S.S. (1999) - Towards sustainable agriculture in Canada. In: Acton DF, Gregorich LG (eds) The health of our soils. Center For Land and Biological Research. *Agri. Agrifood*, 1906: 87-96.

- 336-**Wenger, S. (1999) - A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation. In Institute of Ecology, University of Georgia. *A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width Extent and vegetation*, [En ligne].
http://outreach.ecology.uga.edu/tools/buffers/lit_review.pdf
- 337-**Wheeler, G.L., Rofle G.L. (1979) - The relationship between daily traffic volume and distribution of lead in roadside soil and vegetation. *Environ. Pollut*, 18: 265-274.
- 338-**White, M. C., Chaney, R. (1980) - Zinc, cadmium and manganese uptake by soybean from two zinc and cadmium-amended costal plain soils. *Soil Sci. Am. J*, 44: 308-313.
- 339-**Wild A. (1993) - Soils and the environment: an introduction Cambridge University Press, 287 p.
- 340-**Wiseman, J.D. (2011) - Groundwater nitrate reductions in a managed riparian buffer located in the upper Coastal Plain of North Carolina. M.S. Thesis, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- 341-**Wu, C.F., Luo, Y.M., Zhang, L.M. (2010) - Variability of copper availability in paddy fields in relation to selected soil properties in southeast China. *Geoderma*, 156: 200-206.
- 342-**Yang, Z.P., Lu, W.X., Long, Y.Q., Bao, X.H., Yang, Q.C. (2011) - Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *J. Geochem. Explor*, 108: 27-38.
- 343-**Yin, C.H., Feng, G., Zhang, F.S, Tian, C.Y., Tang, C. (1010) - Enrichment of soil fertility and salinity by tamarisk in saline soils on the northern edge of the Taklamakan Desert. *Agric.Water. Manage*, 97:1978-1986.
- 344-**Young-Mathews, A., Culman, S.W., Sánchez-Moreno, S., O'Geen, A.T., Ferris, H., Hollander, A.D., Jackson, L.E. (2010) - Plant-soil biodiversity relationships and nutrient retention in agricultural riparian zones of the Sacramento Valley, California. *Agrofor. Syst*, 80: 41-60.
- 345-**Zachara, J.M., Cowan, C.E., Resch, C.T. (1991) - Resch CT. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55: 1549-1562.
- 346-**Zavaleta, E. (2000) - The economic value of controlling an invasive shrub. *Ambio* , 29: 462-467.
- 347-**Zeng, F.R., Ali, S., Zhang, H.T., Ouyang, Y.N., Qiu, B.Y., Wu, F.B., Zhang, G.P. (2011) - The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environ. Pollut*, 159 : 84-91.

- 348**-Zhang, H., Cui, B., Xiano, R., Zhao, H. (2010) - Heavy metals in water, soils and plants in riparian wetlands in the Pearl River Estuary, South China. *Procedia. Environ. Sci*, 2: 1344-1354.
- 349**-Zhao, K.L., Liu, X.M., Xu, J.M., Selim, H.M. (2010) - Heavy metal contaminations in a soil-rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *J. Hazard. Mater*, 181: 778-787.
- 350**-Zhou, L.X., Wong, J.W.C. (2003) - Behavior of heavy metals in soil: effect of dissolved organic matter. In: *Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils*. Eds Selim HM, Kingery WL, CRC Press, Boca Raton, 245- 270.
- 351**-Zimdahl, R.L., Hasset, J.J. (1977) - Lead in soil. In *Lead in the environment*. W.R. Boggess and B.G. Wixson Eds, 93-98.
- 352**-Zimmerman, A.R. (2010) - Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol*, 44: 1295-1301.

Annexes

Annexe 02

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des paramètres physico-chimiques en fonction des stations (*effet station*).

(n=240)

pH

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	0.12	230	0.06	2.1	0.032

Matière organique (MO)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	3.395	230	0.583	5.822	0.000000

Conductivité électrique (CE)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	132015	230	25332	5.23	0.000002

Calcaire total (CT)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	409.8	230	37.3	10.99	0.000000

Capacité d'échange cationique (CEC)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	20.55	230	8.81	2.33	0.015

Argile (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	29.49	230	6.63	4.44	0.000022

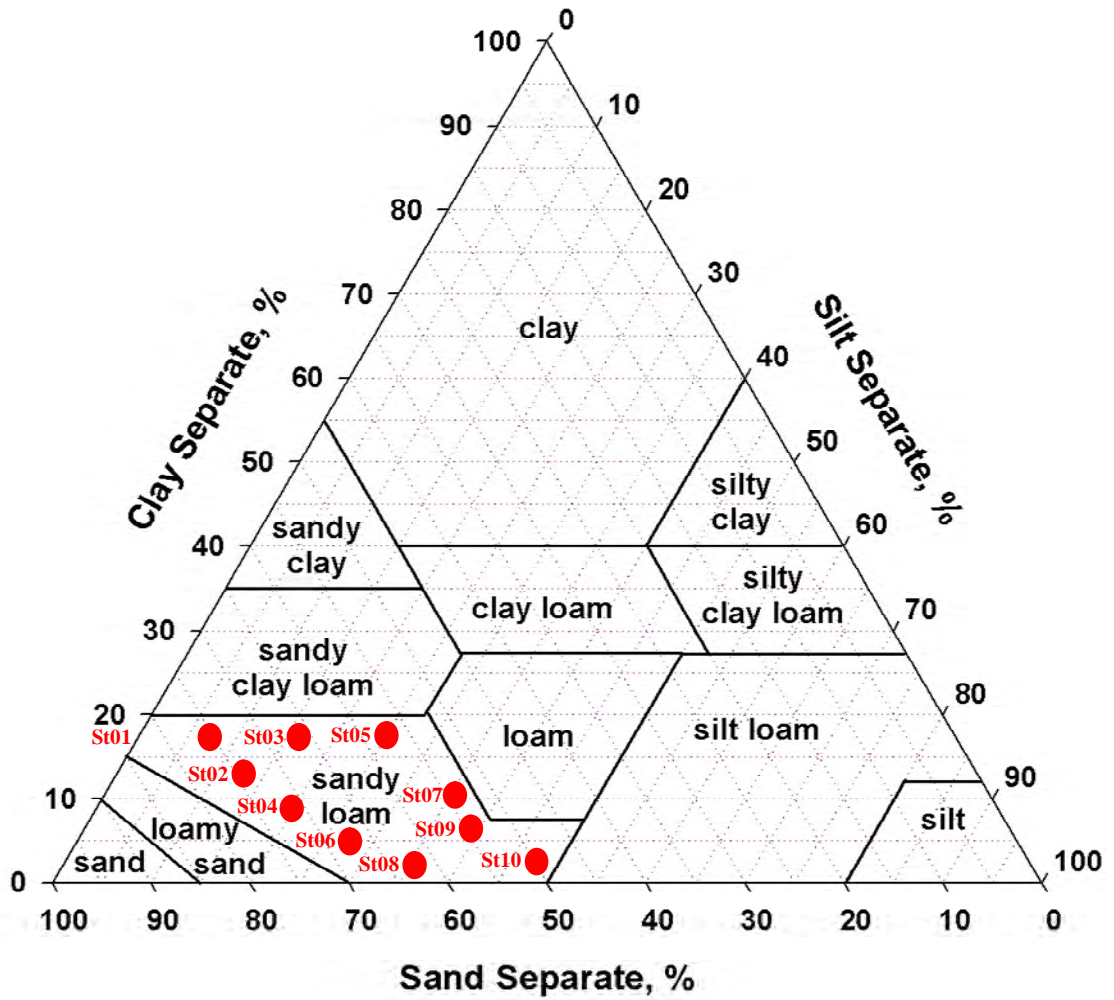
Limon (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	266.2	230	39.6	6.72	0.000000

Sable (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	434.4	230	56.7	7.66	0.000000

Annexe 03



Triangle texturale et classes texturales

Annexe 05

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des éléments traces métalliques en fonction des stations (*effet station*).

(n=240)

Plomb (Pb)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	907.04	230	74.57	12.13	0.000000

Cadmium (Cd)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	1.0242	230	0.0394	25.99	0.000000

Zinc (Zn)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	3631	239	368	9.86	0.000000

Fer (Fe)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	6,8229E ⁺⁰⁸	230	1,1771E ⁺⁰⁸	5.79	0.000000

Manganèse (Mn)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	112750	230	2203	51.17	0.000000

Annexe 06

Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des paramètres physico-chimiques et des teneurs en éléments traces métalliques en fonction de la profondeur (*effet profondeur*).

(n=120)

pH

Profondeur	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	7,84	0,05496	120	-0.83	0.701
20-40 cm	7,80	0,06548	120		

Matière organique (MO)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	3.12	0,7490	120	2.86	<0.01
20-40 cm	3,42	0,5883	120		

Conductivité électrique (CE)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	406,36	28385.41	120	0.365	0.188
20-40 cm	414,44	30334.88	120		

Calcaire total (CT)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	38.26	53.95814	120	-1.32	0.188
20-40 cm	37.04	48.29372	120		

Capacité d'échange cationique (CEC)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	16.54	9.76352	120	5.56	<0.001
20-40 cm	17,31	6.68459	120		

Argile (A%)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	8.8675	3.99952	120	9.07	<0.001
20-40 cm	11.6391	7.18761	120		

Limon (L%)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	29.11333	45.11646	120	4,15	<0.001
20-40 cm	32.71667	45.0251	120		

Sable (%)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	61.27333	56.24685	120	-5,85	<0.001
20-40 cm	55.31167	68.2923	120		

Annexe 07

Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques en fonction de la profondeur (effet profondeur).
(n=120)

Plomb (Pb)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	17.11	98.75943	120	1.28	0.201
20-40 cm	18.81	112.86071	120		

Cadmium (Cd)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	0.479	0.07266	120	-0.47	0.636
20-40 cm	0.462	0.07762	120		

Zinc (Zn)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	83.16	453.41101	120	1,26	0,207
20-40 cm	86.69	483.35015	120		

Fer (Fe)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	24632.38	2.11679E8	120	-0.79	0,06
20-40 cm	23428.72	6.67134E7	120		

Manganèse (Mn)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
0-20 cm	273.47	5685.616	120	-0,92	0.430
20-40 cm	271.68	7098.651	120		

Annexe 08

Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des paramètres physico-chimiques entre les placettes sous végétation et les placettes nues (effet placette).

(n=120)

pH

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	7,93	0,02922	120	7,42	<0.001
Placettes nues	7,72	0,06864	120		

Matière organique (MO)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	3,51	0,54545	120	4,59	<0.001
Placettes nues	3,03	0,54545	120		

Conductivité électrique (CE)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	470,32	17388,77	120	5,78	<0.001
Placettes nues	350,48	34123,04	120		

Calcaire total (CT)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	38,84	49,36742	120	2,61	<0.01
Placettes nues	36,46	50,77045	120		

Capacité d'échange cationique (CEC)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	17,31	9,777	120	8,671	0.183
Placettes nues	17,31	8,671	120		

Argile (A%)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	11,15	5,22109	120	5,57	<0.001
Placettes nues	9,29	8,08853	120		

Limon (L%)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	33,02	45,97129	120	4,94	<0.001
Placettes nues	28,80	41,70941	120		

Sable (%)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	55,62	64,6300	120	-5,17	<0.001
Placettes nues	60,96	63,4246	120		

Annexe 09

Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les placettes sous végétation et les placettes nues (*effet placette*).

(n=120)

Plomb (Pb)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	19,91	144,007	120	2,98	<0.01
Placettes nues	16,01	61,372	120		

Cadmium (Cd)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	0,475	0,09344	120	0,26	0,787
Placettes nues	0,465	0,05694	120		

Zinc (Zn)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	84,41	2,74316E7	120	-0,36	0,713
Placettes nues	85,44	2,47627E8	120		

Fer (Fe)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	22610,95	135,136	120	1,87	0,06
Placettes nues	25450,15	64,526	120		

Manganèse (Mn)

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Placettes sous végétation	267,79	6337,444	120	-0,92	0,353
Placettes nues	277,36	6402,260	120		

Annexe 10

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » : comparaison des paramètres physico-chimiques dans les deux types de placettes en fonction de position (*effet position*).

Placettes sous végétation (n=120)

pH

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	0.067	117	0.029	2.4	0.099

Matière organique (MO)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	3.163	117	0.684	4.62	0.011

Conductivité électrique (CE)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	605590	117	24354	24.86	0.000000

Calcaire total (CT)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	148.5	117	47.7	3.11	0.048

Capacité d'échange cationique (CEC)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	136.20	10	7.62	17.88	0.000000

Argile (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	88.78	117	6.71	3.134	0.000007

Limon (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	10.4	117	46.6	0.224	0.799

Sable (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	125.4	117	63.6	1.972	0.143

Placettes nues (n=120)

pH

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	0.066741	117	0.068671	0.971	0.381

Matière organique (MO)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	1.440016	117	0.530175	2.716	0.070

Conductivité électrique (CE)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	207378.4	117	14141.09	14.66	0.000002

Calcaire total (CT)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	176.3026	117	48.62460	3.625	0.029

Capacité d'échange cationique (CEC)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	48.74557	117	7.986166	6.103	0.003

Argile (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	25.12633	117	4.880318	5.154	0.007

Limon (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	34.55308	117	41.83174	0.826	0.440

Sable (%)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	52.20100	10	63.61650	0.820	0.442

Annexe 11

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques dans les deux types de placettes en fonction des positions (*effet position*).

Placettes sous végétation (n=120)

Plomb (Pb)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	1350.54	117	123.38	10.94	0.00004

Cadmium (Cd)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	0.5399	117	0.0858	6.29	0.002

Zinc (Zn)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	8652.4	117	340.2	25.43	0.000000

Manganèse (Mn)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	5206	117	6357	0.82	0.443

Fer (Fe)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	1.48917E ⁺⁰⁸	117	2.49314E ⁺⁰⁸	0.597	0.551

Placettes nues (n=120)

Plomb (Pb)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	117.80	117	60.41	1.95	0.146

Cadmium (Cd)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	0.19286	177	0.05462	3.53	0.032

Zinc (Zn)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	2	2672.4	117	424.8	6.29	0.002

Manganèse (Mn)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	<i>F</i>	niveau p
1	2	6500	117	710	0.11	0.896

Fer (Fe)

Effet position	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	<i>F</i>	niveau p
1	2	2.33588E ⁺⁰⁶	117	2.78606E ⁺⁰⁷	0.084	0.919

Annexe 13

**Résultats de l'analyse statistique « test-t » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les feuilles non lavées et les feuilles lavées.
(n=20)**

Pb

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Feuilles non lavées	1,232	0,61467	20	-7,32	<0.001
Feuilles lavées	0,536	0,17424	20		

Cd

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Feuilles non lavées	350.48	17388.77	20	5.78	<0.001
Feuilles lavées	470.32	34123.04	20		

Zn

Sols	Moyenne	Variance	Effectif N	t	p
Feuilles non lavées	3.03	0.54545	20	4.59	<0.001
Feuilles lavées	3.51	0.72552	20		

Annexe 14

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques des dix stations des les feuilles non lavées. (*effet station*).

(n=20)

Plomb (Pb)

Effet station	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	0.958064	10	0.305620	3.134	0.044

Cadmium (Cd)

Effet station	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	0.118751	10	0.024674	4.818	0.011

Zinc (Zn)

Effet station	dl effet	MC effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	9	266.8725	10	16.57344	16.102	0.000079

Résumé

L'oued Kébir-Rhumel, bordé par une ripisylve plus ou moins dégradée et entrecoupée par de larges morceaux de terres totalement dénudées, est longé sur son parcours par une route à grande circulation, susceptible de le contaminer par des métaux lourds, en particulier le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le cadmium (Cd). Le présent travail a pour objectif de déterminer le rôle de la tamaricée, formation végétale constitutive de la ripisylve, dans la contamination des sols par les métaux lourds en question.

Pour réaliser cette étude, dix sites ont été sélectionnés le long de l'oued Kébir-Rhumel de façon à comporter côte à côte une placette avec végétation et une placette dénudée. Dans chaque placette les échantillons de sol sont prélevés dans une bande centrale et de part et d'autre de celle-ci, du côté de la route et en bordure de l'oued. Les feuilles de tamaris font l'objet d'un échantillonnage moyen. Les concentrations en Pb, Zn et Cd sont déterminées par ICP-OES dans les feuilles lavées et non lavées et dans les sols. Ces derniers font également l'objet de la détermination de leur matière organique, du pH, de la conductivité électrique, du calcaire total (CaCO_3), de la conductivité électrique et de la granulométrie.

Les résultats font ressortir des différences significatives entre les feuilles lavées et non lavées des tamaris, du point de vue des teneurs en Pb, Zn et Cd, suggérant une origine atmosphérique de leur contamination par ces métaux lourds. La détermination des coefficients de corrélation met en évidence, pour les sols des placettes avec végétation, une rétention du Pb par la matière organique et l'argile, celle du Zn par l'argile et du Cd par le pH et le manganèse. Dans les placettes nues, la rétention du Pb et du Cd est gouvernée par le pH, la CEC et les limons, alors que celle du Zn l'est par le fer et le manganèse. L'analyse de la variance révèle des teneurs significativement plus importantes que dans les placettes dénudées en Pb, Zn, Cd, matière organique et argile des placettes sous végétation, particulièrement au milieu de la tamaricée.

Il ressort de notre étude que l'efficacité de la tamaricée dans la capture d'éléments traces métalliques se traduit par une importante accumulation du Pb et du Zn, suite à la rétention de grandes quantités d'argile et à la génération de taux élevés de matière organique.

Mots clés : sol, contamination, tamaris, oued Kébir-Rhumel, Pb, Cd, Zn

Abstract

Wadi Kebir-Rhumel, surrounded by a more or less degraded riparian forest and interspersed with wide pieces of completely denuded land, is bordered throughout by a main road probably to be contaminated by heavy metals, particularly lead (Pb), zinc (Zn) and cadmium (Cd). The present study has for objectives to determine the role of tamarisk grove in the soil contamination by heavy metals.

For this purpose, ten sites were selected along the Wadi Kebir-Rhumel so as to have a side by side plot with vegetation and bare plot. In each plot, soil samples were collected in a central band and, on either side of it, on the side of the road and the edge of the wadi. Tamarisk leaves have been a sampling means. The concentrations of Pb, Cd and Zn were determined by ICP-OES in the washed, unwashed leaves and soils. These, have also been the determination of the organic matter, pH, electrical conductivity, the total limestone (CaCO₃), cation exchange capacity and the particle size.

The results show significant differences between the washed and unwashed leaves of tamarisk from the viewpoint of the contents of Pb, Zn and Cd, suggesting an atmospheric origin of their contamination by heavy metals. The determination of the correlation coefficients shows, for soils with vegetated plots, that the retention of Pb was by the organic matter and clay, that of Zn by clay and Cd by pH and manganese. In bare plots, retention Pb and Cd is governed by pH, CEC and silt, whereas Zn is by iron and manganese. The analysis of variance revealed the contents of Pb, Zn, Cd, organic matter and clay for the plots under vegetation, particularly in the middle of the tamarisk, significantly greater than in the bare plots.

It comes out from this study that the efficiency of tamarisk grove in the retention of metallic trace elements is the results of an important accumulation of Pb and Zn following the retention of great quantities of clay and organic matter.

Keywords : soil, contamination, tamarisk, Kebir-Rhumel wadi, Pb, Cd, Zn.

ملخص

تمتد على ضفاف واد الكبير- رمال، غابة نهريّة متآكلة من نبات الطرفاء مشكلة ممرات عارية من الغطاء النباتي ومجاورة لطريق رئيسي يعرف حركة مرور كثيفة، قد تكون مصدر لتلوث التربة بالمعادن الثقيلة بخاصة: الرصاص، الزنك والكاديوم.

تهدف هذه الدراسة إلى تحديد الدور الذي تلعبه الغابة النهريّة المكونة من نبات الطرفاء في تلوث التربة بالمعادن المذكورة.

من أجل إجراء هذه الدراسة، تم اختيار 10 محطات على طول المجرى المائي لواد الكبير- رمال، بحيث تحتوي كل محطة على جزء من التربة مغطى بنبات الطرفاء مجاور لتربة عارية .

في كل موقع تم أخذ عينات من التربة وسط وعلى جانبي الحزام النباتي من جهة الطريق ومن جهة مجرى الواد، كما تم أخذ عينات متوسطة من أوراق النبات.

تم تحديد تراكيز المعادن بواسطة تقنية طيف الانبعاث البلازمي البصري ICP-OES ، في عينات الأوراق المغسولة وغير المغسولة وعينات التربة، كما تم تحديد نسبة المادة العضوية، الأس الهيدروجيني ، الناقلّة الكهربائيّة، نسبة الجير، السعة التبادليّة الكاتيونيّة وقوام التربة .

تظهر النتائج وجود فروق ذات دلالات إحصائية بين الأوراق المغسولة وغير المغسولة بالنسبة لتراكيز الرصاص، الزنك والكاديوم مما يثبت الأصل الغازي لهذه الأخيرة .

كما أظهر معامل الارتباط الخطي بالنسبة لتربة المواقع المغطاة بأن الرصاص مرتبط بالمادة العضوية والطين ، الزنك مرتبط بالطين والكاديوم بالأس الهيدروجيني والمنغنيز . أما بالنسبة للتربة العارية فإستبقاء الرصاص والكاديوم يتحكم فيه الأس الهيدروجيني ، السعة التبادليّة الكاتيونيّة والطيني، أما فيما يخص الزنك فمرتبط بمعدني الحديد والمنغنيز.

كشفت إختبار التباين (ANOVA) للتربة المغطاة أن تراكيز الرصاص، الزنك، الكاديوم ، المادة العضوية والطين وسط الحزام النباتي أكبر بكثير مما كانت عليه في التربة العارية. يتضح من خلال دراستنا أن كفاءة الغابة النهريّة المكونة من نبتة الطرفاء في إنتقاط المعادن الثقيلة يترجم بتراكم كبير للرصاص والزنك وذلك لإحتفاظ هذه التجمعات النباتيّة بكميات كبيرة من الطين وتوليد مستويات عالية من المادة العضوية .

الكلمات المفتاحية: التربة ، التلوث ، الطرفاء ، واد كبير- رمال ، الرصاص،الكاديوم ، الزنك.