



C.R.M.E.F. Rabat
E.G.E., Laboratoire de Géologie



Université Cadi Ayyad
Faculté des Sciences et Techniques
Département des Sciences de la Terre



Laboratoire des Géorressources
Unité associée au CNRST (URAC42)

Master Sciences et Techniques Eau et Environnement



Mémoire de Stage de Fin d'Etudes

Etude de la charge métallique des sols au voisinage de la mine abandonnée de Zeida (Haute Moulouya) : Transfert des contaminants vers l'aval et risques de pollution.

Par :

Ettamiry Ilham

Soutenu le 13 juin 2015 devant le jury composé de :

Pr. A. Rhoujjati

Pr. M.L. El Hachimi

Pr. A. Touil

Pr. B. Igmoullan

FSTG -Marrakech

CRMEF- Rabat

FSTG -Marrakech

FSTG -Marrakech

Encadrant

Co-Encadrant

Examineur

Examineur

2014/2015

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Dieu, le tout puissant, de m'avoir donné la force et la foi d'arriver à terme de ce travail.

Je réserve ces lignes en signe de reconnaissance à toute personne qui a contribué directement ou indirectement à la réalisation de ce mémoire :

Je remercie vivement Mr. *Rhoujjati Ali*, professeur à la faculté des sciences et des techniques de Marrakech, de m'avoir confié ce sujet, je le remercie pour ses conseils et ses encouragements. Merci pour votre soutien, votre aide et surtout votre patience. Je vous dois toute ma reconnaissance et ma gratitude.

Je ne saurais jamais comment remercier Mr. *El Hachimi Moulay Laarabi*, Spécialiste en Géosciences et Environnement Laboratoire de Géologie CRMEF de Rabat, pour la confiance qu'il a eu en moi, l'intérêt qu'il a porté à cette étude, et à la chance qu'il m'a offerte. Merci de m'avoir fait profiter de votre expérience et de m'avoir incessamment aidé et soutenu. Les mots ne pourront jamais exprimer ma reconnaissance et ma profonde gratitude.

Je tiens également à remercier les membres de mon jury de soutenance : Messieurs *Igmoullan Brahim* et *Touil Ahmed* professeurs à la faculté des sciences et techniques de Marrakech pour l'honneur qu'ils me font d'avoir acceptés de juger ce travail.

Mes sincères remerciements vont également à Mr *El Azhari Abdellah*, doctorant à la FST, pour son aide, son soutien et ses conseils durant toute la période de mon stage.

Je remercie également tous mes enseignants au département de géologie pour leur aide durant toutes ces années d'études.

Enfin, mes vifs remerciements s'adressent à ma grande famille, merci d'avoir cru en moi et de m'avoir toujours soutenu. Une pensée particulière à mes parents, merci de m'avoir supporté durant les moments difficiles et de m'avoir toujours soutenu et encourager, merci pour votre patience. Je tiens à remercier également ma sœur et mes frères qui ont toujours satisfait mes caprices, merci pour votre soutien moral, merci pour les bons moments passés. J'espère que vous trouverez à travers ce mémoire le fruit de vos sacrifices.

Résumé

Le district minier plombifère d'Aouli – Mibladen – Zeïda dans la haute Moulouya Maroc oriental constitue le plus grand gisement du plomb au Maroc.

Après fermeture en 1985, toutes les installations et les déchets miniers produits suite aux différentes opérations d'extraction et de traitement du minerai, ont été délaissés sur place, à l'abandon et exposés aux agents atmosphériques, sans aucun objet de réhabilitation.

Le but de la présente étude est d'évaluer la charge métallique (Pb, Zn, Cd, Cu et As) des sols et des plantes au voisinage de la mine abandonnée de Zeïda et d'estimer le potentiel de transfert des contaminants via la voie aérienne, en direction du barrage Hassan II. Envisager par la suite le transfert éventuel des aérosols contaminants et les risques de pollution qui en découlent.

Dans ce contexte, une campagne de prélèvements de sols et de plantes a été réalisée en décembre 2014, dans les résidus miniers et toute la superficie en aval du barrage Hassan II. Ces échantillons ont été analysés en particulier pour les éléments traces métalliques. Les résultats obtenus ont confirmé le transfert de la contamination métallique depuis les résidus vers les stations avoisinantes. En s'éloignant de la source, les teneurs diminuent et ne présentent aucune contamination à nos jours, néanmoins à long terme les dégâts seront plus aggravants en absence de réhabilitation.

Abstract

The lead-mining district of Aouli - Mibladen - Zeïda in the high Moulouya (Morocco), is the largest lead mine in Morocco. After closure in 1985, all facilities and mining waste products following the various extractions and processing of ore, were abandoned and exposed to different meteoric agents without any object of rehabilitation.

The main goal of this work is the evaluation of the metallic charge (Pb, Zn, Cd, Cu and As) of soils and plants in the vicinity of the abandoned mine Zeïda and assessment the potential of transfer of contaminants to the East and South East downstream of the mine towards the dam Hassan II. Thereafter, try to consider the possible transfer of contaminants aerosols and the risk of pollution.

In this context, a soil sampling campaign and plants were implemented in December 2014, in the residues waste and all the space upstream of Hassan II dam. These samples were analyzed in particular for trace metals.

The results obtained have confirmed the transfer of the metal contamination from residues to neighboring area. In contrast, there is no contamination in the surrounding areas which are far from the pollution sources. However, the damage will be more aggravating at long term in the absence of rehabilitation.

SOMMAIRE

Remerciements	2
Résumé	3
Abstract	4
SOMMAIRE.....	1
Liste des figures	4
Liste des tableaux	6
Introduction générale	7
CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	9
I. Généralités sur les mines au Maroc.....	9
I.1 Introduction	9
I.1.1 Modes d'exploitation minière.....	9
I.1.2 Techniques d'exploitation minière	10
I.2 Données générales sur la production minière au Maroc	10
I.3 Réformes du secteur minier marocain	11
I.4 Les mines abandonnées au Maroc	12
II. Exploitation minière et impact sur l'environnement	13
II.1 Impact sur le paysage	13
II.1.1 Cas de la mine à ciel ouvert	13
II.1.2 Cas de la mine souterraine	13
II.2 Impacts de l'exploitation sur les différentes composantes de l'environnement	13
II.2.1 Cas de la mine à ciel ouvert	13
II.2.2 Cas de la mine souterraine	15
II.3 Problématique des mines abandonnées	15
II.3.1 Impacts environnementaux	15
II.3.2 Les rejets miniers	17
II.4 Revue bibliographique de l'impact de la mine de Zeïda.....	19
III. Les éléments traces métalliques (ETM) dans le sol et les plantes.....	21
III.1 Définitions.....	21
III.2 Géochimie de quelques ETM (Pb, Zn, Cu, Cd, As).....	21
III.2.1 Plomb : Pb.....	21
III.2.2 Cadmium : Cd.....	22
III.2.3 Cuivre : Cu.....	23

III.2.4	Zinc : Zn	23
III.2.5	Arsenic : As.....	23
III.3	Les ETM dans les sols et la végétation	24
III.3.1	Teneurs en ETM dans les sols et les plantes	24
III.3.2	Contamination des sols/plantes par les ETM.....	25
III.3.4	Contamination métallique issue de l'exploitation minière.....	41
CHAPITRE II : PRESENTATION DU SITE D'ETUDE		45
I.	Cadre géographique	45
II.	Cadre géologique et structural.....	46
III.	Cadre climatique	49
IV.	Cadre hydrologique et hydrogéologique	53
IV.2	Ressources en eau	54
IV.1.1	Ressources superficielles	54
V.	Cadre pédologique	56
VI.	Végétation de la zone de Zeïda	57
VII.	Démographie et activité humaine	60
VII.1	Démographie	60
IV.1.2	Contexte économique.....	60
VIII.	Historique de l'exploitation minière dans le site minier Zeïda	61
VIII.1	Historique d'exploitation et minéralisation	61
VIII.2	Méthode d'exploitation	62
CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES.....		65
I.	Stratégie et procédures d'échantillonnage	65
I.1	Choix des stations d'échantillonnage :	65
I.2	Echantillonnage des sols	65
I.3	Echantillonnage de la végétation :.....	66
II.	Caractérisation des sols et des plantes étudiés	66
II.1	Préparation des échantillons	66
II.2	caractérisation physique, chimique et minéralogique	66
CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSIONS.....		72
I.	Caractérisation des rejets miniers de traitement source de contamination par les ETM	72
I.1	Granulométrie des résidus.....	72
I.2	Caractérisation physico-chimique des résidus de traitement de la mine de Zeïda.....	72

II. Caractérisation des sols : (Caractérisation physique, caractérisation minéralogique Caractérisation chimique)	73
II.1 Granulométrie des sols	73
II.2 Caractérisation physico-chimique des sols	74
III. Contamination métallique des sols aux alentours de la source de pollution et en direction du barrage Hassan II	75
III.1 Teneurs en ETM dans les sols/ comparaison avec des références	75
III.2 Indices de contamination.....	79
III.3 Traitement statistique par ACP.....	82
IV. Contamination métallique des plantes aux alentours de la source de pollution et en directions du barrage Hassan II :	85
IV.1 Teneurs en ETM chez les végétaux étudiés/ comparaison avec les références.....	85
IV.2 Accumulation des ETM chez les plantes	88
IV.3 Traitement statistique par ACP.....	89
V. Cartographie des teneurs en ETM dans les sols et les plantes	90
V.1 Cartographie de la contamination des sols	90
V.2 Cartographie de la contamination des plantes.....	93
CONCLUSIONS	97
Références bibliographiques	98

Liste des figures

- Figure 1:** Situation de quelques mines abandonnées au Maroc
- Figure 2 :** Facteurs déterminant le risque d'impact environnemental d'un résidu minier
- Figure 3:** Différentes formes et mécanismes de fixation des ETM dans le sol (Singh et
- Figure 4 :** Différentes réponses des plantes à l'accroissement de la concentration des ET dans les sols
- Figure 5:** Phytodisponibilité des éléments en traces dans les sols
- Figure 6.** Illustration des différentes voies de transport de contaminants dans l'environnement, leur temps de transport et leur étendue spatiale
- Figure 7 :** Situation géographique du bassin de Moulouya de la mine de Zeïda et du barrage Hassan II
- Figure 8:** Carte schématique montrant la situation des deux boutonnières de Zeïda-Aouli et de Bou-Mia
- Figure 9:** Log stratigraphique synthétique de la Haute Moulouya et ses bordures atlasiques
- Figure. 10 :** Les moyennes mensuelles des températures de la période (1990-2008) dans le bassin versant de la Moulouya
- Figure 10 :** Températures moyennes annuelles de la période 1995-2014 dans le bassin versant de la Moulouya
- Figure 12 :** Variation des moyennes mensuelles des précipitations à la station Zeïda Périodes 1995-2014
- Figure13 :** Variations des vitesses moyennes mensuelles du vent en m/s à la station Zeïda Période 1995-2014
- Figure 11 :** Variations des moyennes annuelles des vitesses des vents à la station Zeïda Période 1995-2014
- Figure 15:** Carte hydrologique de la Haute Moulouya réalisée à base des MNT
- Figure 16 :** Débits moyens mensuelles en m³/s (1995-2014) de l'oued Moulouya à la station Zeïda
- Figure 12 :** indice de végétation de la zone d'étude
- Figure 13.** Morphologie de la plante d'Alfa
- Figure 14 :** Carte de situation des stations d'échantillonnage des sols au voisinage du district minier Zeïda.
- Figure 20:** Composition granulométrique des rejets miniers de traitement de Zeïda
- Figure 21:** Triangle des textures des sols
- Figure 22 :** Variation des teneurs en Pb dans les sols étudiés
- Figure 15:** Variation des teneurs en Zn dans les sols étudiés
- Figure 24:** Variation des teneurs en Cu dans les sols étudiés
- Figure 25:** Variation des teneurs en Cd dans les sols étudiés
- Figure 26:** Variation des teneurs en As dans les sols étudiés
- Figure 27 :** Cercle de corrélation des caractéristiques physico-chimiques des sols et teneurs en ETM (ACP)
- Figure 28 :** variation des teneurs en Pb chez les végétaux étudiés
- Figure 29 :** variation des teneurs en Zn chez les végétaux étudiés

Figure 30 : variation des teneurs en Cu chez les végétaux étudiés
Figure 31 : variation des teneurs en Cd chez les végétaux étudiés
Figure 32 : variation des teneurs en As chez les végétaux étudiés
Figure 33: Corrélation entre les ETM et les stations
Figure 34 : Cartographie de la contamination des sols par Pb.
Figure 35 : Cartographie de la contamination des sols par Zn.
Figure 36 : Cartographie de la contamination des sols par Cu
Figure 37 : cartographie de la contamination des sols par Cd.
Figure 38 : Cartographie de la contamination des sols par As
Figure 39 : Cartographie de la contamination des plantes par Pb.
Figure 40 : Cartographie de la contamination des plantes par Zn.
Figure 41 : Cartographie de la contamination des plantes par Cu
Figure 42 : Cartographie de la contamination des plantes par Cd.
Figure 43 : Cartographie de la contamination des plantes par As.

Liste des tableaux

- Tableau 1:** Production minière hors valorisation au Maroc en Kt
- Tableau 2:** Principaux constituants du sol
- Tableau 3 :** Abondance des ETM dans l'environnement
- Tableau 4 :** Gammes de valeurs ordinaires et d'anomalies naturelles de certains ETM dans divers horizons de sols, pas seulement les horizons de surface labourés. Les teneurs sont exprimées en mg.kg^{-1} de "terre fine"
- Tableau 5:** Exemples des pollutions associées aux ETM et autres métalloïdes dérivés de l'activité humaine
- Tableau 6:** Recommandations pour la qualité des sols concernant le As, Cd, Cu, Pb et Zn
- Tableau 7:** Concentrations en ETM (en mg.kg^{-1} de poids sec) dans les organes supérieurs de plantes matures pour différentes espèces
- Tableau 8:** Les acteurs de la co-précipitation
- Tableau 9:** Effets de pH et Eh sur la mobilité des ETM dans les sols
- Tableau 10 :** Biodisponibilité des métaux traces dans des conditions de sol différentes
- Tableau 11 :** Nomenclature et classification botanique
- Tableau 3:** Production réalisée au centre minier Zeïda de 1973 à 1985
- Tableau 13:** Classification des sols selon le Département d'Agriculture des États-Unis
- Tableau 14 :** Limites de quantification pour l'ICP-AES
- Tableau 15 :** Caractérisation physico-chimique des rejets miniers de traitement
- Tableau 16:** Propriétés physicochimiques des sols
- Tableau 17 :** Degré de la pollution métallique en termes de sept classes d'enrichissement
- Tableau 18:** Facteurs de contamination et indice de pollution des sols étudiés.
- Tableau 19:** Indices de contaminations des sols étudiés
- Tableau 20 :** Matrice de corrélation (Pearson (n)) des sols
- Tableau 21 :** Seuils d'hyperaccumulation chez les plantes
- Tableau 21 :** Matrice de corrélation entre les ETM dans les plantes

Liste des photos

- Photo1:** Paysage du district minier de Zeïda
- Photo 2 :** Vue panoramique du barrage Hassan II
- Photo 3 :** Spectromètre ICP – AES

Introduction générale

L'intensification de l'exploitation des ressources de la planète est à l'origine d'une dégradation de l'environnement qui peut localement bouleverser les conditions de vie des communautés d'habitants, notamment dans les pays pauvres. L'exploitation minière porte généralement préjudice à l'environnement, elle induit inévitablement la dégradation de l'écosphère. Les mines abandonnées sans réhabilitation constituent assurément pour leur part des sources de contamination et de nuisance pour l'environnement. Les opérations d'extraction et de broyage minier, la concentration de minerais et l'évacuation de rejets miniers, constituent des sources évidentes de contamination de l'environnement dans toutes ses composantes (EL Hachimi, 2013).

En effet, selon Lee et al. (2001), les concentrations excessives des Eléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols influencent l'absorption de ces éléments par les plantes ; comme elles peuvent être toxiques pour ces dernières ainsi que pour les animaux, elles peuvent affecter la production agricole ainsi que la qualité sanitaire des denrées alimentaires de consommation humaine.

Située dans Haute Moulouya à l'oriental du Maroc, la mine de Zeïda actuellement abandonnée, faisait partie du plus grand gisement plombifère du Maroc. Elle est en abandon total sans aucune réhabilitation depuis sa fermeture en 1985 : des carrières profondes remplies d'eau insalubre, des terrils miniers abandonnés et des haldes à résidus de traitement abandonnées près de l'oued Moulouya non loin du barrage Hassan II situé en aval à une quinzaine de kilomètres.

L'objectif principal de ce travail est d'évaluer la charge métallique dans les sols et les plantes dans la zone et déceler la dispersion aérienne des rejets miniers et des ETM, en aval de la mine abandonnée Zeïda en direction du barrage Hassan II.

Ce mémoire s'articule autour de trois chapitres :

Le premier chapitre est consacré aux généralités et à une synthèse bibliographique sur les différentes notions mis en jeu dans le mémoire à savoir les exploitations minières et leurs impacts et l'origine, la contamination et le comportement des éléments traces métalliques dans les sols et les plantes notamment les herbacées (Halfa), principales pâtures du cheptel dans la région.

Le deuxième chapitre est dédié à la présentation de la zone d'étude, incluent les différents cadres environnementaux géologiques, hydrologiques, hydrogéologiques, climatiques ainsi que historiques de l'exploitation minière dans la zone en question.

Le troisième chapitre concerne une description globale du matériel et méthodes utilisés dans l'étude pour les différentes analyses physicochimiques et métalliques.

Le dernier chapitre expose les résultats des analyses ainsi que la discussion et les interprétations à la lumière des traitements appliqués aux données obtenues.

CHAPITRE I :
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Généralités sur les mines au Maroc

I.1 Introduction

Le but de l'exploitation minière est de satisfaire la demande de ressources en métaux et en minéraux afin de développer, entre autres, les infrastructures et d'améliorer la qualité de vie de la population, étant donné que les substances extraites constituent bien souvent les matières premières destinées à la fabrication de nombreux biens et matériaux (C.E., 2009) Parmi les matériaux extraits figurent les minerais métallurgiques (fer cuivre, plomb, zinc), les minéraux industriels (calcaire, sel gemme, potasse, gypse), les métaux natifs (principalement l'or et l'argent), le charbon, les sables bitumineux, le minerai d'uranium et les pierres précieuses.

I.1.1 Modes d'exploitation minière

L'exploitation minière met en contexte l'ensemble des installations nécessaires à l'extraction, au traitement à la valorisation d'un gisement. L'opération d'extraction se fait selon deux méthodes. Ces méthodes distinguent le type de la mine. c'est la situation topographique, la géométrie, la morphologie du gisement et son tonnage qui déterminent la meilleure méthode utilisée pour l'exploitation. Ainsi on distingue :

- **mine à ciel ouvert :**

L'exploitation d'un minerai à ciel ouvert est décidée en fonction du taux de découverte (ratio du volume de roche qui doit être enlevé par volume de minerai, (et n'est réalisable généralement que pour des minerais peu profonds (<300m). En général, après les travaux de décapage (enlèvement du sol et des horizons superficiels), Les travaux de découverte concernant la partie stérile de la roche renfermant (ou encaissant le minerai). Cette est enlevé par gradins successifs dans une excavation souvent de forme conique dont les parois découpées en banquettes sont plus au moins redressées suivant la tenue des roches. Lorsque le taux de découverte devient trop important, une exploitation à ciel ouvert n'est plus rentable. (Artignan et al., 2003).

- **La mine souterraine :**

Dans le cas ou une mine à ciel ouvert n'est pas possible, et si les teneurs du minerai le permettent, une exploitation en mine souterraine, méthode plus couteuse, peut être mise en œuvre.

Dans ce cas, l'accès au minerai se fait par une ou plusieurs descenderies. Si le gisement comporte une ou plusieurs couches de minerais horizontale dans une régions à paysage plat, la desserte des galeries et de ventilation sont assurées au minimum par deux puits : l'un pour évacuer le minerai et l'autre pour le personnel , l'aération et l'exhaure des eaux. Dans le cas d'un gisement très redressé zone de montagne, plusieurs galeries horizontales peuvent être tracées à partir d'un flan de la colline pour rejoindre le minerai (Artignan et al., 2003).

I.1.2 Techniques d'exploitation minière

Les techniques d'exploitation des mines varient en principe selon les conditions d'extraction, de valorisation et du type du minerai extrait. En général les opérations réalisées afin d'extraire un minerai peuvent être classées selon trois étapes (BRGM., 1999) :

✓ Les travaux nécessaires pour donner accès au gisement : naturellement ce sont les travaux de découverte dans le cas d'une mine à ciel ouvert et de creusement des galeries et puits dans le cas d'une mine souterraine. Les déblais générés durant cette phase d'exploitation sont considérés comme des stériles.

✓ Les travaux liés à l'extraction du minerai : ces travaux consistent à un tri préliminaire afin d'éliminer le maximum possible de gangue lors de la phase de traitement du minerai.

✓ Les travaux du traitement du minerai : ils sont effectués dans un ensemble de filières de traitement, qui sont regroupés dans une usine d'enrichissement "la laverie". Dans cette usine la phase minérale utile est séparée de la gangue. Le traitement est réalisé selon différentes techniques de séparation : minéralogie, hydrométallurgie et pyrométallurgie. La séparation est effectuée par gravimétrie, par flottation, par lixiviation, par amalgamation, etc.

I.2 Données générales sur la production minière au Maroc

La richesse géologique du Maroc lui permet de disposer d'une grande diversité de substances minérales exploitées (phosphates, métaux de base, métaux précieux, roches et minéraux industriels) réparties sur l'ensemble du territoire.

- ✓ Centre du pays : plomb, fluorine et antimoine.
- ✓ Anti-Atlas : cuivre, manganèse, métaux précieux (or et argent) et métaux stratégiques (cobalt, étain, wolfram).
- ✓ Haut Atlas : plomb, zinc, cuivre, manganèse, fer et barytine.
- ✓ Rif : fer, zinc, antimoine, métaux stratégiques et argiles smectiques.
- ✓ Oriental : plomb, zinc et charbon.
- ✓ Khouribga, Benguerir/Youssoufia, Meskala et Boukraa : phosphates

L'une des plus vieilles industries au monde, les mines occupent aujourd'hui une place importante dans l'économie marocaine. Contribuant à hauteur de 6% au PIB être présentant près de 20% des exportations nationales, le secteur emploie près de 34 500 personnes et génère des investissements de l'ordre de MAD 4,1 milliards (ODE., 2011).

Au Maroc, la production minière demeure largement dominée par les phosphates 95%. Troisième producteur mondial de ce minerai après la Chine et les États-Unis, le Maroc renferme les trois quarts des ressources mondiales de phosphate (ODE., 2011).

Les métaux de base (p. ex. : cuivre, plomb, zinc), les métaux précieux (p. ex. : or, argent), les substances utiles (p. ex. : barytine, gypse) et d'autres produits sont également bien représentés (ODE., 2011). Selon le ministère de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de

l'Environnement marocain (MEMEE., 2011), la production nationale de différentes ressources minérales sont produite à l'échelle nationale en 2011 (Tableau 1).

Tableau 4: Production minière hors valorisation au Maroc en Kt (MEMEE, 2011).

Produits	Quantité (Kt)
Phosphates	28 052
Fer	78,9
Plomb	43,8
Zinc	90,1
Cuivre	43
Autres	2 113
TOTAL	30 08

I.3 Réformes du secteur minier marocain

La législation minière au Maroc est basée sur le Dahir du 16 avril 1951 et ne comprend pas de dispositions obligeant un titulaire d'acte minier à prendre les mesures nécessaires pour parer aux conséquences pouvant découler de son activité et susceptibles de mettre en cause la sécurité et la salubrité publiques ou de porter atteinte aux caractéristiques essentielles du milieu environnant ou de compromettre la conservation de l'environnement. Plusieurs sites miniers ont été abandonnés sans avoir été réhabilités et la réglementation actuelle n'oblige toujours pas l'exploitant à réhabiliter un site à l'arrêt de l'exploitation.

Le secteur étant régi par le dit code minier de 1951. Après plusieurs tentatives de réformes avortées, le projet de loi 33.13 relatif au code minier a été approuvé récemment par le Conseil de gouvernement marocain le 17 juillet 2014 et a pour ambition de moderniser un cadre législatif devenu obsolète et inadéquat (Mariage et al., 2015).

Le projet de loi comprend plusieurs mesures conçues pour donner un nouveau souffle à l'industrie minière et aux investissements.

En matière environnementale, le projet de loi énonce à l'article 60 l'obligation pour le titulaire d'une licence d'exploitation de déposer une étude d'impact sur l'environnement et de présenter l'acceptabilité environnementale en conformité avec la législation et la réglementation en vigueur. L'article 61 oblige quant à lui le titulaire de la licence d'exploitation de mines à élaborer un plan d'abandon dans les conditions fixées par voie réglementaire. (Mariage et al., 2015).

I.4 Les mines abandonnées au Maroc

Une mine est dite orpheline ou abandonnée lorsque l'exploitation y a cessé et qu'il est impossible d'en retrouver le propriétaire, ou lorsque ce dernier refuse ou est incapable de restaurer le site (Mining, Minerais and Sustainable Development, 2002).

Il existe officiellement 240 sites de mines au Maroc. Celles-ci varient de mines souterraines à petite échelle produisant 100 tonnes par jour, pour les mines à ciel ouvert de grande envergure, la production atteint des milliers de tonnes de minerai par jour.

La plupart de ces mines ont été fermées depuis des années. Le Maroc est soupçonné d'avoir environ 200 mines abandonnées de différentes tailles. Aucun plan efficace n'a été mis en place pour gérer le déclassement de ces mines ou de contrôler les impacts négatifs qu'ils peuvent avoir sur l'environnement à long terme. Des quantités considérables de déchets miniers (résidus et roches de déchets) ont été stockées dans la surface des piles de stockage et les versées de résidus, sans aucun plan de réhabilitation (Figure 1).

La carte localise quelques mines abandonnées au Maroc.

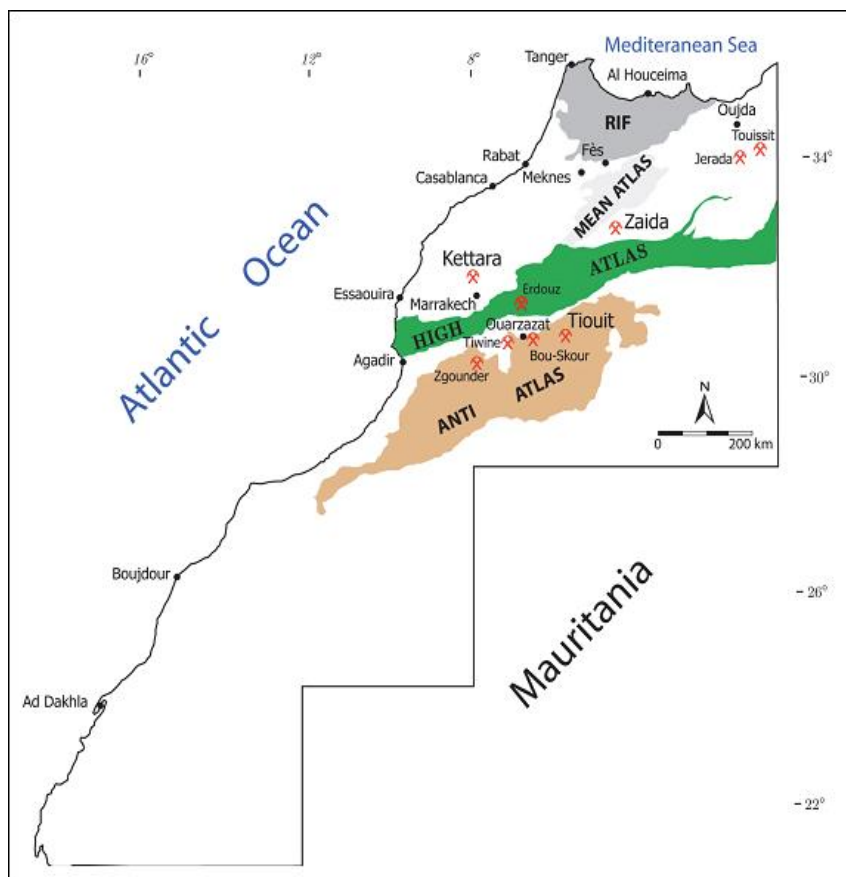


Figure 16: Situation de quelques mines abandonnées au Maroc (Kribek et al., 2014)

II. Exploitation minière et impact sur l'environnement

L'exploitation minière est une activité intrinsèquement non durable, car elle implique l'exploitation d'une ressource non renouvelable par des moyens destructeurs ou polluants, durant les différentes phases de la mine tels que le concassage, le broyage, le lavage et le classement des minéraux, le raffinage et la fusion (Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales, 2004). La phase d'exploitation est celle qui a les impacts environnementaux potentiels les plus importants. Ceux-ci dépendent bien entendu de la situation géographique de la mine, de l'importance du gisement et surtout de la méthode utilisée pour l'exploiter. (Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales, 2004)

II.1 Impact sur le paysage

II.1.1 Cas de la mine à ciel ouvert

Les effets de l'exploitation à ciel ouvert de matières premières sont tous caractérisés par le fait qu'ils sont toujours liés au site et aux zones mises à contribution, notamment en ce qui concerne le climat et le contexte social et infrastructurel. Chacune des étapes de l'exploitation implique des impacts environnementaux particuliers. (Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales, 2004)

Depuis la phase d'exploration, la préparation des voies d'accès, les relèvements topographiques et géologiques, le montage de campements et d'installations auxiliaires, les travaux de géophysique, les recherches hydrogéologiques, l'ouverture de fossés et de puits de reconnaissance, et la prise d'échantillons. Sont toutes des opérations qui nuisent au paysage, ensuite au cours de l'exploitation, le défrichage des sols et l'élimination de la végétation l'extraction et le traitement des minéraux entraînent l'accumulation des rejets constituant souvent d'énormes montagnes, parfois plus vastes que la superficie sacrifiée pour l'excavation. (Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales, 2004)

II.1.2 Cas de la mine souterraine

L'exploitation souterraine englobe toutes les activités visant à récupérer les réserves de matières premières du sous-sol. Toutefois elle entraîne la perturbation de l'esthétique du milieu et présente des risques liés à la modification de la topographie, à la présence de galeries, excavations, digues, haldes, terrils, etc. (BRGM1999). L'abattage, les coussins de lixiviation et les bassins de décantations, altèrent également le paysage. (Environmental Law Alliance Worldwide. 2010).

II.2 Impacts de l'exploitation sur les différentes composantes de l'environnement

II.2.1 Cas de la mine à ciel ouvert

Les activités minières ont une incidence sur l'environnement et les biotes associés par le biais de la suppression de la végétation dans les zones d'abattage, aux emplacements des terrils et des aménagements d'infrastructure Quant à la faune vivant sur les lieux, privée de son habitat

naturel, elle se voit contrainte d'émigrer suite à la perte et le morcèlement des habitats disponibles, ce qui entraîne à terme une diminution de leur diversité (Environmental Law Alliance Worldwide. 2010).

La qualité de l'air est également affectée. Cela est dû par exemple à une augmentation des émissions de gaz à effet de serre entraînée par l'utilisation de machinerie et de véhicules à moteur thermique ainsi que par la diminution de la couverture végétale. Elle est aussi altérée par le bruit et les ébranlements dus aux tirs à l'explosif (Coquard., 2012).

L'exploitation minière peut contaminer les sols sur de vastes zones. Cela peut être dû au lessivage des métaux contenus dans les rejets miniers (empilement de minerai non concassé, halde à stérile, parc à résidu), à des déversements accidentels de produits toxiques (hydrocarbures, réactifs chimiques, etc.) ou encore à des dépôts de matières particulaires causés par la circulation de véhicules et l'utilisation de diverses machineries (Commission européenne, 2009).

Les activités minières présentent également des impacts potentiels sur le bilan hydrique, le réseau hydrographique et la qualité des eaux (Environnement Canada, 2012 ; ELAW, 2010 et FAO, 2009).

Le drainage minier acide (DMA) et des contaminants de lixiviation est la plus importante source d'impacts sur la qualité de l'eau liés à l'extraction minière (Aubertin et al., 2002; Dudka et al., 1997; Humphries, 2003; Bridge, 2004).

Les opérations de déboisement et défrichage des terrains pour la mise en place des infrastructures minières entraînent la perturbation du régime hydrologique, également les prélèvements excessifs des eaux douces de surface et des eaux souterraines pour les opérations de traitement des minerais et le détournement des cours d'eau naturels perturbent le régime hydrique notamment leur charge sédimentaire et leur débit. (SESAT, 2012 ; FAO, 2009)

Enfin le cycle minier dans sa globalité provoque des dégâts d'ordre humain qui consistent en des problèmes de santé qui peuvent être liés à l'exposition aux contaminants environnementaux contenus dans la poussière, l'air, l'eau et le sol ou à la consommation de produits contaminés comme le poisson, les animaux sauvages, les plantes et l'eau (Environmental Law Alliance Worldwide. 2010).

Sur le plan social, l'immigration non contrôlée, le changement démographique, l'appropriation des terres des communautés, la destruction des moyens de subsistance et des modes de vie des populations, peuvent affecter la cohésion sociale et les coutumes des communautés et perturber l'ordre social. (Environmental Law Alliance World wide. 2010)

II.2.2 Cas de la mine souterraine

En général de multiples impacts environnementaux et risques susceptibles d'affecter le milieu environnant sont présents et parmi lesquels on site :

- Perturbation de l'équilibre des terrains environnants à cause du creusement d'excavations sous terre, engendrant des contraintes et des mouvements dans le massif rocheux tels que les affaissements (fabriol, 2005),
- Production des effluents acides des mines (DMA) lorsque les tas de stériles en surface sont soumis au lessivage par la pluie ou encore au contact des roches sulfurées avec l'oxygène de l'air qui circule dans les travaux miniers après l'ouverture des galeries (Fabrio, 2005),
- Impacts et risques pour la sécurité et la santé des riverains liés à la présence d'ouvrages miniers débouchant au jour (galeries sans protection) ou à l'usage d'eau polluée. (BRGM, 1999).

II.3 Problématique des mines abandonnées

La problématique des mines abandonnées est d'envergure internationale. En effet elle préoccupe de plus en plus les services environnementaux à travers le monde, et notamment au niveau des pays de longue tradition minière. Au Canada plus de 10000 sites abandonnés ont été identifiés. La région de Québec renferme environ 50 sites abandonnés qui totalisent une superficie de 1963 ha, dont la majorité se situe au Nord du Québec. Le coût de restauration des sites reconnus comme générateurs du DMA est estimé à environ 100 à 150 millions de dollars US (Bussière, 2008).

Au Maroc, pays de longue tradition minière, compte actuellement environ 200 sites miniers abandonnés (Hakkou & Benzaazoua, 2012). En général, la protection de l'environnement n'a pas été considérée lors de l'ouverture, lors de l'exploitation et lors de la fermeture de ces mines. Ces centres miniers abandonnés sans réhabilitation peuvent constituer une nuisance majeure pour le milieu naturel et générer de multiples impacts sur les composantes de l'environnement selon qu'il s'agit de mines souterraines ou de mines à ciel ouvert.

II.3.1 Impacts environnementaux

➤ Impacts environnementaux liés à la stabilité des terrains dans les mines souterraines

Selon les conditions du site minier et la méthode d'exploitation, des vides ou cavités résultant de l'exploitation subsistent au fond, ce qui peut influencer la stabilité des terrains à long terme. Des ruptures de terrains ou effondrements sont susceptibles de parvenir et d'affecter la zone à l'aplomb d'anciens travaux au vu de la nature géologique et de l'épaisseur du recouvrement. Ces effondrements peuvent constituer un risque pour les biens des personnes et les infrastructures situées à proximité. (EL hachimi, 2006)

➤ **Impacts liés aux rejets miniers :**

• **Le drainage minier Le drainage minier acide (DMA) :**

Dans le cas, le drainage minier acide et des contaminants de lixiviation est la plus importante source d'impacts sur la qualité de l'eau liés à l'extraction minière (Aubertin et al., 2002; Dudka et al., 1997; Humphries, 2003, Bridge, 2004). Lorsque des matériaux minés (tels que les parois des mines à ciel ouvert et des mines souterraines, les résidus, les déchets rocheux et les matériaux lessivés déversés) sont excavés, exposés à l'eau et à l'oxygène, des acides peuvent se former si les minéraux sulfurés de fer (en particulier la pyrite, ou 'l'or des idiots') sont abondants et s'il y a une quantité insuffisante de matériaux neutralisants pour contrebalancer la formation d'acide. L'acide, à son tour, lessivera ou dissoudra les métaux et autres contaminants dans les matériaux minés et formera alors des lixiviats de pH aussi bas que 1 ou 2 (Aubertin et al., 2002), à forte teneur en sulfate et riche en métaux lourds (cadmium (Cd), cuivre (Cu), plomb (Pb), zinc (Zn), arsenic (As), etc.). Le degré d'acidité et la présence de métaux toxiques -même en très petites quantités-ont un impact sur la vie aquatique qui peut aller de la mort immédiate des poissons à la léthargie, des impacts affectant la croissance, le comportement ou la capacité à se reproduire. Les métaux, transportés dans l'eau, peuvent voyager loin, contaminant des cours d'eau et des eaux souterraines sur de grandes distance et pour de longues durées (Aubertin et al., 2002).

Minéral sulfuré + O₂+ H₂O = sulfate + acidité + métaux (Aubertin et al., 2002)

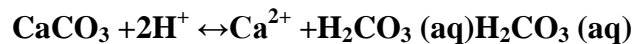
• **Le drainage minier neutre ou alcalin (DMN)**

L'acidité générée par l'oxydation des minéraux sulfurés peut être tamponnée, on parle alors de Drainage Minier Neutre (DMN), cette neutralisation se fait de deux façons :

- Par l'eau, lorsque celle-ci possède une charge alcaline suffisante (fortes concentrations en bicarbonates),

- Par la dissolution de certains minéraux (Banks et al., 1997).

Les carbonates sont les principaux minéraux responsable du DMN, selon Collon (2003), surtout la calcite, la neutralisation de l'acidité se passe suivant la réaction suivante :



Par suite il peut y avoir se décomposition, sous la présence d'une phase gazeuse :



Selon El Hachimi (2006), La présence de ces minéraux carbonatés ralentie considérablement la vitesse de solubilisation des ETM, les eaux par la suite, même si elles sont chargées en sulfates de métaux, gardent un pH neutre, voire même alcalin.

Selon Collon (2003), d'autres minéraux, peuvent aussi neutraliser l'acide produit par l'oxydation des minéraux sulfurés. Ces réactions sont à l'origine de la mise en solution de K, Mg, Na, Al, Ca et localement de Fe.

- K- Feldspath : $2\text{KAlSi}_3\text{O}_8 + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{K}^+ + \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_5 + 4\text{SiO}_2$ (1)
- Chlorite: $\text{Mg}_2\text{Al}_2\text{SiO}_5(\text{OH})_4 + 4\text{H}^+ + \text{SiO}_2 \leftrightarrow 2\text{Mg}^{2+} + \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ (2)
- Kaolinite: $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 6\text{H}^+ \leftrightarrow 3\text{Al}^{3+} + 2\text{SiO}_2 + 5\text{H}_2\text{O}$ (3)

II.3.2 Les rejets miniers

➤ Définition et types

Selon le BRGM, 1999, un résidu minier peut être défini comme tout produit ou dépôt qui résulte d'une des étapes de la recherche, de l'exploitation minière et/ou du traitement d'un ou plusieurs minerais. Ces résidus peuvent être de diverses natures, soit des résidus naturels tel que les minéralisations non exploitables, les stériles ou les produits artificiels plus au moins transformés issus des différentes phases de traitement et d'enrichissement du minerai (comme les rejets de laverie et de la fonderie). Ces derniers rejets peuvent contenir des additifs chimiques minéraux ou organiques toxiques à l'environnement. Le volume de ces résidus varie en fonction du type de la mine, de la taille du gisement et du mode de traitement du minerai (Daroussin, 1998). Ils seront stockés dans des sites aux alentours de la mine.

Les résidus miniers solides peuvent être classés en quatre groupes (BRGM, 1999) :

- Les stériles de découverte ou de creusement des galeries, stockés souvent sous forme des terrils.
- Les stériles d'exploitation sans importance économique, stocké sous formes de haldes. Ces haldes sont souvent très volumineuses et sont composés de fragments d'une taille variant de l'ordre du mètre jusqu'à des particules de quelques micromètres.
- Les résidus de traitement et d'enrichissement contenant des concentrations résiduelles non négligeables en minerai et en produit de traitement. Ces résidus sont souvent transférés vers une des digues à stériles ou déposés en verses.
- Les rejets de grillage ou de la fonderie qui se présentent sous forme de scories, produits de nettoyage des fours de grillage ou des conduits d'évacuation des fumées.
- En plus des rejets solides, les mines génèrent aussi des rejets liquides. Ils peuvent être soit :
 - Des eaux d'exhaure qui sont des eaux souterraines issues du pompage des eaux qui immerge les zones d'exploitation.
 - Des eaux issues du lavage de la phase du traitement du minerai. Ces eaux ayant une minéralisation assez importante, riches en matière en suspension et en réactifs de traitement qui n'ont pas été consommés lors de la phase de traitement, (tel que : les cyanures, les collecteurs, les moussants, les régulateurs, etc.), seront soit stockés dans des bassins de décantation à fin de les réutiliser après leur traitement, soit déversés directement dans la nature dans des rivières ou dans des terrains avoisinants (EL Hamiani, 2011).

➤ **Principaux facteurs déterminants l'impact des rejets miniers sur l'environnement**

La plupart des impacts qu'un résidu minier peut avoir sur l'environnement résultent d'une combinaison de l'éventuel mouvement dans l'espace de ses particules solides et de la potentielle capacité polluante de ses composants chimiques (BRGM, 1999).

• **Mouvement dans l'espace de particules solides contenues dans le rejet minier**

Les caractéristiques physiques (distribution et la taille des particules et la stabilité géotechnique d'un terril) et la composition chimique (contenu en éléments toxiques et carence en substances essentielles pour la recolonisation végétale etc.) du résidu forment des différences de celle du système naturel sol/végétation peuvent rendre le résidu plus susceptible soit de se déplacer dans l'environnement (EL Hachimi, 2006).

En effet, les particules constituant un résidu minier peuvent être déplacées dans l'environnement en tant que matière en suspensions dans les cours d'eau suite à une érosion par les eaux de ruissellement ou en tant que poussières portées par le vent. La quantité de matériel déplacé, la vitesse d'érosion, l'étendue environnementale affectée dépendront à la fois des caractéristiques du résidu (tailles des particules, humidité, etc.) et du lieu de stockage (forme, positionnement dans le bassin versant, etc.) ainsi que l'intensité des éléments climatiques auxquels ils sont soumis tels que la pluies, vents, etc. (EL Hachimi, 2006).

En ce qui concerne la mobilité, il existe des relations entre les origines éventuels des polluants présents sur le site minier et les diverses composantes environnementales qui peuvent éventuellement être atteints (Figure 2).

• **La capacité polluante chimique du résidu**

La capacité polluante chimique du résidu est déterminée par la nature et la forme chimique des éléments et composés "contaminants" présents dans le résidu d'une part, et d'autre part pour chaque élément contaminant, par sa quantité totale, sa réactivité, la nature et la forme chimique des composés polluants produits. La combinaison du facteur quantité et du facteur réactivité déterminera la quantité totale d'un contaminant qui sera transformée en forme soluble par unité de temps. La vitesse de solubilisation et la réactivité de l'élément contaminant peuvent varier énormément en fonction de la nature de la phase minérale porteuse et par la présence dans le minerai de certaines phases minérales pouvant ralentir fortement la vitesse de solubilisation (par exemple, un excès de phases carbonatées ralentissant l'oxydation de la pyrite) (BRGM, 1999).

II.4 Revue bibliographique de l'impact de la mine de Zeïda

La Haute Moulouya est un secteur qui a connu une intense exploitation minière de 1972 à 1985. Les résidus miniers abandonnés ont été déposés en haldes et n'ont fait l'objet d'aucune réhabilitation sur le plan environnemental (Baghdad et al., 2009).

Des études ont été mené au voisinage du district miniers de Zeïda afin d'établir un diagnostic de l'état de la pollution et la contamination en éléments traces métalliques des eaux, des sédiments, des sols et des plantes. (Saidi, 2002 ; Bouabdli, 2004, 2005 ; El Hachimi, 2005, 2006, 2007, 2013, 2014 ; Baghdad, 2005, 2006).

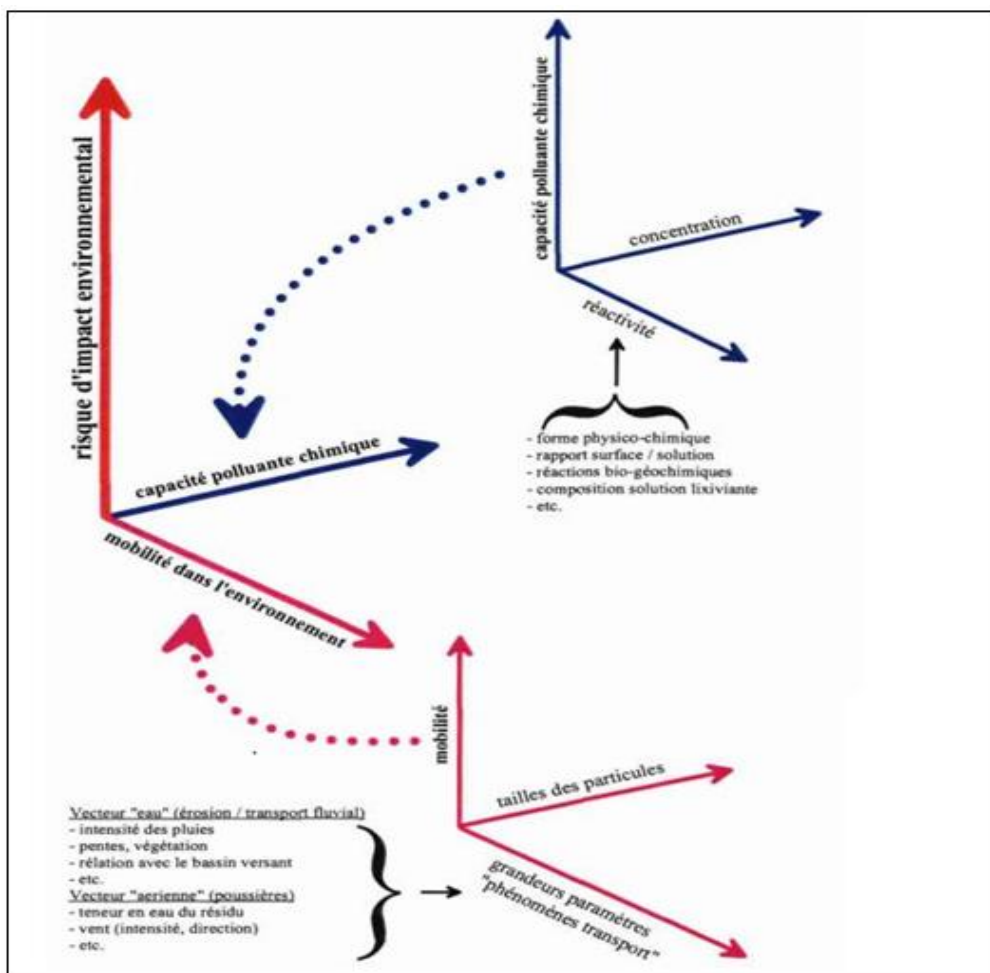


Figure 17 : Facteurs déterminant le risque d'impact environnemental d'un résidu minier (BRGM, 1999)

Selon EL Hachimi 2005, les impacts environnementaux liés à l'existence du district centre minier de Zeïda abandonné sont comme suit : Perturbation du paysage et l'esthétique de la région par la présence des cônes de stériles d'une altitude de 20m, d'une dizaine de carrières

profondes qui s'étendent sur un superficie de 1 à 10 ha chacune, remplies d'eau de la nappe et de ruissellement). La présence de résidus de traitements en digues sans végétation d'un volume total d'environ 12 Mt, et dont la hauteur dépasse 10 m pour chaque digue présentant des teneurs très élevées en éléments traces métalliques. Des installations de surface : ateliers, laveriers, matériel abandonné. L'ensemble constitue un risque pour les riverains (Photos 1).

- Contamination des eaux et des sédiments en éléments traces métallique (Pb, As) prouvée par l'analyses des divers échantillons prélevés à partir des carrières et de l'oued Moulouya et qui a révélé des teneurs très élevés en ETM considérés comme supérieurs aux teneurs préconisées par les normes et teneurs naturels.

Selon (Baghdad, 2006) les résultats d'analyse ont montré la présence de Pb en concentrations élevées dans les résidus miniers et dans la végétation qui colonise les sols avoisinants. Les concentrations en Cu, Pb et Zn dans les échantillons de sols et de plantes (racines et tiges) diminuent tout en s'éloignant des digues de résidus.

Le district de Zeïda avec tous ces constituants (carrières, résidus, stériles..) porte atteinte à l'environnement et représente une menace pour les agglomérations en place qui peuvent être contaminées par différentes sources (inhalation des poussières, par voie cutanée ou ingestion des liquides et poussières...).



Photo1: Paysage du district minier de Zeïda (EL Hachimi, 2006)

1. Usine de traitement ;
2. Verse à résidu de traitement
3. Terril de découverte ;
4. Lac de carrière.

III. Les éléments traces métalliques (ETM) dans le sol et les plantes

III.1 Définitions

- **Eléments traces métalliques**

Les éléments en traces (ET) sont les 68 éléments minéraux, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0,1 %. Ils ne représentent que 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs (O ; Si ; Al ; Fe ; Ca ; Na ; K ; Mg ; Ti ; H ; P ; Mn) représentent 99,4 %. Certains éléments traces sont des métaux (ETM) par exemple : Cd, Cr, Zn, Pb, Cu d'autres sont des métalloïdes (As, Se, Sb) (Baize, 1997). Certains éléments traces sont des oligoéléments indispensables, en très faibles quantités, aux processus biologiques (Zn, Cu, Cr, Mo) mais peuvent devenir toxiques selon la nature, la teneur, la mobilité et la biodisponibilité de l'élément (Blanchard, 2000). D'autres n'ont aucune fonction biologique et sont toxiques même à faibles doses tels que Cd, Pb, Hg, Sn. Ainsi, le risque potentiellement polluant de ces éléments dépendra de leur concentration dans le milieu considéré (sols, air, eau, sédiments) mais surtout de leur forme chimique (spéciation).

- **Sol**

Le sol est un compartiment complexe, un carrefour multifonctionnel (Gobat, 1998), en relation avec lithosphère, hydrosphère, atmosphère et biosphère (Figure I-1). Il est le résultat de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie et des échanges d'énergie qui s'y manifestent (Lozet & Mathieu, 1997).

Le sol correspond à la couche supérieure meuble de la croûte terrestre (Baize, 1997). En dehors des constituants primaires issus de la roche mère (silicates, carbonates), le sol comprend des constituants secondaires minéraux (argiles, oxydes, hydroxydes), des constituants organiques formés à partir des résidus végétaux et animaux (humus), d'eau, d'air et d'organismes vivants (tableau 2). Ces divers constituants ont des propriétés de surface et de charge qui leur confèrent de remarquables capacités de rétention. Cependant le sol est un milieu vivant, complexe et dynamique, en évolution constante sous l'effet de différents paramètres tels que le climat, la topographie, la végétation et l'action de l'homme. Il joue un rôle d'interface entre les phases liquides et gazeuses dans l'environnement où il intervient comme système source, système transformateur, et système de transfert des éléments en trace (Desachy, 2001 ; Calvet, 2003).

III.2 Géochimie de quelques ETM (Pb, Zn, Cu, Cd, As)

III.2.1 Plomb : Pb

Le plomb (Pb) de numéro atomique 82, il est caractérisé par sa couleur gris bleuâtre, il appartient à la famille des cristallogènes, facilement maniable et à faible conductivité électrique. Le plomb a une forte densité et il est doté d'une inertie chimique face aux acides.

Tableau 5: Principaux constituants du sol (Robert, 1996)

Constituants Minéraux	Minéraux argileux (phyllosilicates)	<ul style="list-style-type: none"> - Kaolinite - Illite - Vermiculites - Smectites - Montmorillonites - Chlorites - Interstratifiés 	
	Oxyhydroxydes	Fe : Hématite, Goethite Al : Gibbsite Mn : Birnessite Ti : Rutile	
	Carbonates	Calcite, aragonite Dolomite	
Matière organique	Organismes vivants et humus	<ul style="list-style-type: none"> - Acides humiques - Acides fulviques - Humus 	<ul style="list-style-type: none"> - Arthropodes - Bactéries - Champignons

Parmi les polluants environnementaux connus, Pb a peu de concurrents comme un polluant persistant, qui provoque des effets nocifs pour les humains, les animaux et les écosystèmes. Cependant, il est également un métal utile. Il se produit dans l'environnement principalement sous forme de Pb^{2+} et ses composés sont souvent insolubles dans l'eau. Il ya encore de grandes quantités de Pb, sous forme de $PbSO_4$ et $PbCO_3$ libéré dans les compartiments de l'environnement (Kabata-Pendias et al., 2007).

Cet élément n'est pas affecté pas les processus redox, mais selon les conditions de pH et de Eh, il peut subir différents mécanismes de contrôle de sa solubilité. En milieu réducteur, sa solubilité est limitée par la précipitation du sulfure de plomb (la galène). En conditions oxydantes, le plomb est nettement plus soluble, il précipite sous forme de sulfate de plomb (anglésite) ou de carbonate de plomb (cérusite) en milieu carbonaté. Avec les ions carbonates, il forme des complexes, ce qui augmente sa solubilité aux pH élevés (Kabata-Pendias et al., 2007).

III.2.2 Cadmium : Cd

Le cadmium, de symbole Cd, et de numéro atomique 48, est un métal ductile, malléable, et résistant à la corrosion atmosphérique. Son abondance est assez similaire dans les deux types de roches ignées et sédimentaires, il se produit rarement dans la nature à l'état natif, Les principaux composés du cadmium son: le sulfure de cadmium CdS ; Séléniure de cadmium, $CdSe$; et l'oxyde de cadmium, CdO . (Fairbridg, 1972 ; Garrett, 1996).

Etant chalcophile, il est très souvent associé au zinc, les deux éléments présentent des structures ioniques et une électronégativité proche, c'est pourquoi, le cadmium est présent dans presque tous les minerais de zinc, sous forme de sulfures de zinc ($ZnS(s)$), sphalérite ou blende et wurtzite et des carbonates tel que la smithsonite ($ZnCO_3$), Cependant,

Cd a une affinité plus forte pour S que Zn et donc sa mobilité dans un environnement acide est supérieure à celle de Zn. Il est également présent dans des minerais de plomb et de cuivre (Kabata-Pendias and Pendias 1999, 2001)

Le cadmium est considéré comme étant l'un des métaux les plus écotoxiques qui présente des effets néfastes sur tous les processus biologiques des êtres humains, les animaux et les plantes. Ce métal révèle son grand potentiel défavorable aux affects de l'environnement et la qualité des aliments. (Kabata-Pendias and Pendias 1999, 2001).

III.2.3 Cuivre : Cu

Le cuivre (Cu), de numéro atomique 29, est assez malléable, il possède une conductivité thermique et électrique exceptionnelle, seul l'argent, comparé au cuivre, a une meilleure conductivité électrique à température ambiante. Il est abondant dans les roches ignées, et dans les sédiments argileux, cependant, il est plutôt exclu des roches carbonatées.

Le cuivre révèle une forte affinité pour le soufre, ainsi ses principaux minéraux sont la chalcopryrite, CuFeS_2 ; bornite, Cu_5FeS_4 ; chalcocite, Cu_2S ; et covellite, CuS . Le deuxième groupe contient des minéraux de cuivre oxydé, qui sont principalement formés lors de l'altération des sulfures de cuivre exposées à l'érosion. Ou le Cu est incorporé dans les oxyde et les minéraux carbonate dont la cuprite, Cu_2O ; tenarite, CuO ; malachite, $\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$ Et l'azurite, $\text{Cu}_2(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ sont les plus communs. Le cuivre est souvent associée à la sphalérite, ZnS ; pyrite, FeS ; et de la galène, PbS . Ses dépôts sont généralement trouvés dans les roches ignées acides et les divers dépôts sédimentaires (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007).

III.2.4 Zinc : Zn

Le zinc (Zn), de numéro atomique 30, est caractérisé par un comportement chalcophile marqué, une géochimie peu complexe et par l'association fréquente avec le soufre (Mahan, 1987).

Le zinc est assez uniformément réparti dans les roches magmatiques, alors que dans les roches sédimentaires il est susceptible d'être concentré dans les sédiments argileux (tableau II-12.2). il est très mobile lors des processus d'altération, ses composés solubles sont facilement précipités par réaction avec les carbonates, ou il est adsorbé aux composés minéraux et organiques, en particulier à la présence d'anions de soufre. Certains de ses composés les plus communs sont le chlorure de zinc, ZnCl_2 ; l'oxyde de zinc, ZnO ; sulfate de zinc, ZnSO_4 ; et sulfure de zinc, ZnS . Cela signifie que le métal a le potentiel de former une variété de composés avec des groupes organiques et inorganiques. La plupart des minéraux Zn contiennent plus de 50% de métal pur). (Kabata-Pendias and Pendias 1999, 2001)

III.2.5 Arsenic : As

L'arsenic n'est pas un métal lourd, mais classé comme contaminant inorganique, vu qu'il est souvent associé à des métaux lourds. L'arsenic est un metalloïde, chalcophile, de symbole As et de numéro atomique 33, présentant des propriétés intermédiaires entre celles des métaux et des non - métaux.

L'arsenic est largement répandu dans l'environnement. Il est susceptible d'être concentré, jusqu'à 13 mg kg⁻¹, dans les sédiments, Sa concentration dans les charbons provoque des problèmes environnementaux et il présente une extrême variabilité des charbons d'origine différente Les minerais de l'arsenic se trouvent principalement dans sa forme arsénopyrite (FeAsS). D'autres minerais sont exploités sous forme de réalgar (As₂S₂) ; l'orpiment (As₂S₃) et la loellingite (As₂Fe). Il est souvent adsorbé à la surface des argiles et de la calcite. Les complexes ainsi formés restent peu toxiques et sont communément rencontrés dans la nature (Smedley et Kinniburgh, 2002).

L'abondance des ETM considérés dans l'étude dans les différents compartiments environnementaux est donnée par le tableau 3.

Tableau 3 : Abondance des ETM dans l'environnement (Kabata-Pendias and Pendias 1999, 2001)

Compartiment environnemental		As	Cd	Cu	Pb	Zn
Croute terrestre (mg.kg ⁻¹)		0.5 – 2.5	0.1 – 0.2	25 – 27	15	52 – 80
Roches ignées (mg.kg ⁻¹)	acides	0.5 – 2.5	0.03 - 0.22	10 – 120	0.1– 8	40 – 100
	basiques	1 – 2.25	0.05 - 0.2	5 – 30	10 – 25	40 – 120
Roches sédimentaires (mg.kg ⁻¹)	calcaire	5 – 13	0.2 – 0.3	40 – 60	14 – 40	80 – 120
	Grés	0.5 – 1.2	< 0.04 – 0.05	5 – 30	5 – 10	15 – 30
	Argilite	1 – 2.5	0.04 – 0.1	2 - 10	3 – 10	10 – 25

III.3 Les ETM dans les sols et la végétation

III.3.1 Teneurs en ETM dans les sols et les plantes

Tous les sols contiennent naturellement des ETM. Ainsi, leur seule présence n'est pas indicatrice d'une pollution. La concentration des ETM dans des sols non contaminés par l'activité humaine est essentiellement liée à la géologie du matériau parent à partir duquel le sol s'est formé. Selon la géologie locale, la concentration en ETM dans un sol peut dépasser les domaines de variation couramment admis. (Austruy, 2012)

Le fond pédogéochimique naturel (FPGN) est la concentration d'un élément chimique dans un sol (que ce soit un élément majeur ou un ETM) résultant des évolutions naturelles, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine (Baize, 1997). Cette teneur dépend aussi bien de la roche originelle constituant le sol (matériau parental ou roche-mère) que des processus pédogéochimiques, altérations, lixiviations, migrations, redistributions, intervenus lors des périodes géologiques de formation du sol, qui ont pu lessiver ou concentrer l'élément en question. D'un point à un autre d'un territoire, ce FPGN peut varier très largement. Le fond pédogéochimique est donc défini par une valeur moyenne et une variabilité dépendant de l'échelle spatiale considérée (région donnée, horizon de

référence...). Un état des connaissances sur le fond pédogéochimique à l'échelle nationale de la France et de ses régions a été rédigé par Darmendrail(2000). Ils se basent notamment sur les travaux de Baize (1997) et décrivent les différentes bases de données développées en France. Le FPGN peut être à l'origine de teneurs relativement élevées des ETM dans l'horizon de surface, il s'agit d'anomalies naturelles (Tableau 4) (Austruy, 2012).

Tableau 4 : Gammes de valeurs ordinaires et d'anomalies naturelles de certains ETM dans divers horizons de sols, pas seulement les horizons de surface labourés. Les teneurs sont exprimées en mg.kg⁻¹ de "terre fine" (< 2 mm) (Baize, 2010).

ETM (mg.kg ⁻¹)	Gamme de valeurs couramment observées dans les sols "ordinaires" de toutes granulométries*	Gamme de valeurs observées dans le cas d'anomalies naturelles modérées	Gamme de valeurs observées dans le cas de fortes anomalies naturelles
As	1 - 25	30 - 60	60 - 284
Cd	0,05 - 0,45	0,7 - 2,0	2,0 - 46,3
Cu	2 - 20	20 - 62	65 - 160
Pb	9 - 50	60 - 90	100 - 10180
Zn	10 - 100	100 - 250	250 - 11426

*Valeurs du réseau national d'études des sols agricoles ASPITET relevées sur plus de 1800 sols, INRA (1993-2005)

Une grande partie des ETM est indispensable aux processus physiologiques majeurs (respiration, photosynthèse ou assimilation des macronutriments, processus moléculaires ...). Pour autant, les ETM n'ont pas tous une fonction connue à ce jour dans le métabolisme de la plante, et malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds chez les plantes, certains restent considérés comme des poisons cellulaires pour lesquels les doses admissibles sont très faibles. On retrouve parmi les plus toxiques, Hg, Cr, Ni, Pb et Cd (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Les plantes peuvent accumuler les ETM, dans ou sur les tissus en raison de leur grande capacité d'adaptation aux propriétés chimiques variables de l'environnement: ainsi, les plantes sont des réservoirs intermédiaires par lesquels les ETM dans les sols, et en partie des eaux et de l'air, se déplacent à l'homme et les animaux. Comme Tiffin, 1997 a conclu, les plantes peuvent être des récepteurs passifs des ETM (d'interception de retombées ou d'adsorption de la racine), mais ils exercent aussi un contrôle sur l'adoption ou le rejet de certains éléments par des réactions physiologiques appropriés.

III.3.2 Contamination des sols/plantes par les ETM

- Contamination des sols par les ETM

○ **Sources anthropiques de contamination**

La contamination des sols due à l'activité humaine intervient sur une échelle de temps beaucoup plus courte, de l'ordre de la décennie, voire moins. On distingue deux types de contamination (Chaléard et al, 1997) :

Les **contaminations diffuses**, mettant en jeu un faible nombre de polluants aux concentrations peu variables provenant de sources non stationnaires ou de grande étendue, ou bien d'un grand nombre de sources. Dans ce cas, la pollution se fait par voie atmosphérique sous forme de poussière et d'aérosols issus de l'activité industrielle, des chauffages domestiques, des automobiles, etc., se déposant sur les sols, sur les végétaux et sur les eaux de surface sous forme de précipitations sèches (transport par les vents, sédimentation) ou humides (pluie, neige, grêle), ou par interception de particules en suspension (brouillards).

Les **contaminations ponctuelles**, qui peuvent faire intervenir un grand nombre de polluants fortement concentrés, sur des zones localisées. C'est typiquement le cas d'une usine ou d'une mine; mais il peut s'agir également d'apports agricoles bien délimités : engrais (notamment phosphatés, riches en cadmium), boues de station d'épuration (contenant la plupart des métaux toxiques), traitements phytosanitaires (pesticides et autres), lisiers de porcs (chargés en zinc), compost, sulfate de cuivre (la « bouillie bordelaise » employée dans les vignes), etc.

Tableau 5: Exemples des pollutions associées aux ETM et autres métalloïdes dérivés de l'activité humaine (O'Connell et al. 2008).

Industrie	ETM	Pollution résultante
Mines métallifères	Cd, Cu, Zn	Drainage miniers acides, résidus, terrils
Matériaux agricoles Fertilisant	Cd, Pb, Zn	Ruissellement, pollution des eaux superficielles et souterraines, bioaccumulation par les plantes
Boues d'épuration Engrais	Zn, Cu, Cd, As,	Menace pour l'épandage des eaux souterraines et de surface
Industries métallurgiques Spécialiste d'alliages et de l'acier	Pb, Cu, Cd, As, Zn	Fabrication, l'élimination et le recyclage des métaux. Terrils de résidus miniers et des scories
Elimination des déchets Lixiviats de décharge	Zn, Cd, Pb	Lixiviats de décharge, pollution des eaux souterraines et de surface
Electronique	Pb, Cd, As	Aqueux et des déchets solides métalliques provenant de la fabrication et le recyclage de processus
Industrie des métaux de finition Galvanoplastie	Zn,Cu	Les effluents liquides des processus de placage
Sources diverses Batteries	Cd, Pb, Zn,	Déchets de liquide de batterie, pollution des sols et des eaux souterraines

Il faut souligner que dans les deux cas, nous avons essentiellement affaire à des pollutions par voie aérienne. Les métaux sont transportés par les particules (liquides ou solides) constituant les aérosols. Les particules inférieures au micron peuvent être transportées sur de très longues distances (jusqu'à plusieurs milliers de km) alors que les particules plus grosses (10-100 μm) contaminent plutôt les zones proches de la source d'émission (Hashida, 2002).

Les principales sources anthropiques de pollution des sols par les métaux lourds les plus fréquents et les pollutions résultantes sont résumées dans le tableau 5.

Par ailleurs, les teneurs en ETM admises pour définir une contamination des différentes vocations de terrain sont données par le tableau suivant selon les recommandations canadiennes pour la qualité des sols en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 5).

Tableau 6: Recommandations pour la qualité des sols concernant le As, Cd, Cu, Pb et Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). (Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999).

Recommandation ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
As	12	12	12	12
Cd	1,4	10	22	22
Cu	63	63	91	91
Pb	70	140	260	600
Zn	200	200	360	360

○ **Spécificités de la pollution par les métaux**

Comparés aux polluants organiques, comme les hydrocarbures par exemple, les métaux lourds ont l'inconvénient majeur de n'être pas dégradables par des processus chimiques ou biologiques dans le sol — on parle de persistance des métaux. Ils ne sont susceptibles que de changer de forme chimique — dont la répartition dans le sol est désignée sous le nom de spéciation — et de passer d'un compartiment du sol à un autre au gré de ces transformations. S'ils ne sont pas présents à l'état métallique, ils peuvent se fixer aux argiles ou aux matières organiques par liaison ionique, ou bien former des complexes en solution, ou des composés inorganiques, ou encore se fixer à la surface de particules par adsorption. De cette façon, ils s'accumulent dans le sol, ou ils sont lessivés par les eaux de ruissellement vers des horizons plus profonds, éventuellement jusqu'aux nappes phréatiques. (Sallé et al, 1999).

○ **Toxicologie des métaux lourds**

Quand ils ne contaminent pas les eaux souterraines par lessivage, les éléments traces métalliques, non dégradables dans le sol, s'y accumulent puis pénètrent dans les plantes que les animaux consomment ensuite, l'homme y compris. Pour l'homme, l'inhalation de poussières et d'aérosols reste la principale source d'intoxication, mais les risques liés à l'absorption de

métaux lourds par ingestion d'eau ou de nourriture ne sont toutefois pas négligeables (C. Liu et al, 2004).

Il existe une troisième voie d'introduction des polluants dans l'organisme, la voie dermique, qui intervient en cas de contact direct avec les substances. Cependant, quel que soit le mode de contamination, les éléments s'accumulent dans l'organisme — sang, foie, cerveau, reins... — et ne sont éliminés que très lentement. On note que la demi-vie biologique des métaux au bout de laquelle l'organisme a éliminé la moitié de la quantité absorbée s'étale plusieurs années pour le zinc ou le cadmium alors que certains éléments (plomb, mercure, cadmium) ont des demi-vies biologiques très différentes selon leur cible dans l'organisme (Chaléard et al, 1997).

- **Contamination des plantes par les ETM**

La dangerosité d'une substance va de pair avec sa mobilité ainsi qu'avec sa biodisponibilité, mais aussi avec sa solubilité, puisque les composés en solution sont très mobiles et pénètrent facilement dans les plantes par leurs racines : ils sont facilement biodisponibles. En fonction de la mobilité de l'élément considéré, celui-ci va s'accumuler préférentiellement dans tel ou tel horizon du sol et avoir un effet différent sur les plantes, qui puisent leurs ressources à travers leurs racines bien de l'horizon de surface, et sur les organismes du (Chichkov, 1996).

Le tableau 7 présente les concentrations en ETM généralement rencontrées ou toxiques pour différentes espèces de plantes.

Tableau 7: Concentrations en ETM (en mg.kg-1 de poids sec) dans les organes supérieurs de plantes matures pour différentes espèces (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Elément	Déficienc	Normal	Toxique ou excessif	Tolérable dans les cultures
As	non	1 - 1,7	5 - 20	0,2 ^a
Cd	non	0,05 - 0,2	5 - 30	0,05 - 0,5
Cu	2 - 5	5 - 30	20 - 100	5 - 20
Pb	non	5 - 10	30 - 300	0,5 - 10
Zn	< 10 - 20	27 - 150	100 - 400	50 - 100

^a en poids frais.

III.3.3 Comportement des métaux dans les sols, plantes, air...

Le sol est un lieu privilégié d'accumulation des éléments traces. Le plomb et le Zinc sont rapidement retenus dans les sols, cela est mis en évidence par la rapide décroissance de leurs concentrations dans les eaux s'infiltrant en profondeur et leur accumulation dans la

couche superficielle du sol (Mason et al., 1999). Cette caractéristique équivaut à reconnaître l'existence d'un risque de pollution par accumulation au fil des années.

Ainsi, une meilleure compréhension du comportement et de la mobilité de ces métaux liés à des solides naturels apparaît nécessaire, pour évaluer leur remobilisation potentielle différée lors de modifications des conditions physico-chimiques du milieu et évaluer le risque qu'ils peuvent engendrer sur l'environnement.

- **Processus de mobilité des ETM dans les sols**

Les processus les plus importants du devenir et de la mobilité des éléments traces métalliques dans les sols, sont les transferts de la phase solide vers la phase liquide et inversement. Plusieurs mécanismes physico-chimiques interviennent au cours de ces transferts : l'échange ionique, l'adsorption spécifique sur les phases minérales, la complexation avec la MO, la précipitation et la co-précipitation (Figure 1).

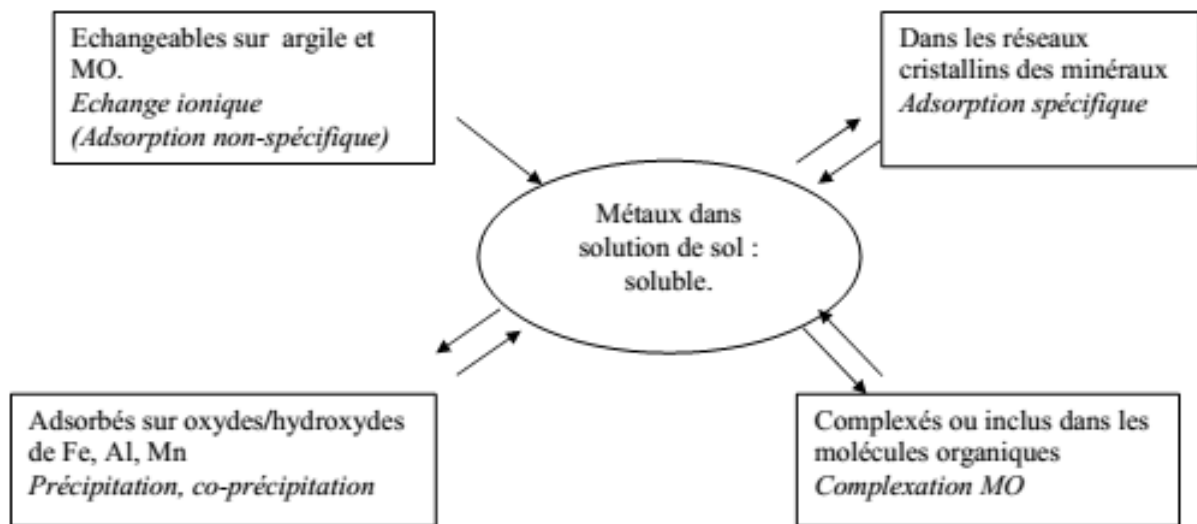
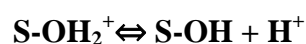


Figure 18 : Différentes formes et mécanismes de fixation des ETM dans le sol (Singh et Steinness, 1994)

- **Adsorption non spécifique**

Les cations en solution chargés positivement sont attirés par des forces électrostatiques de type Van der Waals ou coulombiennes, vers les charges négatives de la surface des particules du sol. La présence de charges à la surface du solide provient soit de substitutions isomorphiques dans le réseau cristallin (par exemple Na⁺ et Ca²⁺) soit de réactions chimiques de surface telles :



- **Équation 1 :** Réaction de déprotonation d'un site de surface (1 ère acidité).



▪ **Équation 2** : Réaction de déprotonation d'un site de surface (2ème acidité).

Afin de maintenir l'électroneutralité, la charge négative de la surface des solides du sol est compensée par celle d'une quantité équivalente (**sphère externe**) de cations. La présence de ces contre-ions à la surface du solide forme une couche diffuse, qui avec la surface constituent la double couche électrique. Si le cation ne se lie pas par liaison covalente avec la surface, il forme accompagné de sa sphère externe une paire d'ion en solution (Sigg et al, 1992). Ce processus de complexation non-spécifique, appelé communément échange cationique, est une réaction réversible contrôlée par la diffusion, la stoechiométrie et l'affinité de l'ion pour l'adsorbant. Différentes particules du sol peuvent participer à ce type de complexation avec les métaux:

- Les particules argileuses par leurs charges permanentes peuvent retenir 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 cations métalliques et les sites d'échanges des charges permanentes (Majone et al., 1996).

- Les oxydes peuvent se complexer aux métaux tel que le Cu et le Pb à travers des réactions d'échanges d'ions ou co-précipités à la surface des oxydes, ou précipités comme des oxydes individuels (Martinez et McBride, 1998).

- Les SH peuvent former avec les métaux différents types d'association non-spécifique suivant la concentration en métal et le métal impliqué (Andreux, 1997 ; Hatira, 1990):

(a) attraction électrostatique et formation d'une liaison hydrogène entre l'ion métallique hydraté et un groupe OH.

(b) réaction d'un COOH avec le métal pour former un complexe monodenté. Ces réactions décrivent la formation de complexes de sphère externe (complexe non spécifique).

○ **Adsorption spécifique :**

L'échange de cations métalliques et d'anions avec des ligands de surface pour former des liaisons partiellement covalentes, sans molécule d'eau interposée entre le groupe fonctionnel de surface et l'ion, aboutit à la formation de complexes de sphère interne. Le complexe de **sphère interne** fait intervenir des liaisons ioniques, covalentes ou une combinaison des deux, plus stables que la liaison électrostatique de sphère externe. Comme les liaisons covalentes dépendent de la configuration des électrons, des groupes de surface et de l'ion complexé, il est approprié de considérer la complexation de sphère interne comme une adsorption spécifique (Sposito, 1989). Les ions mis en jeu sont généralement considérés comme des ions spécifiques. Cette adsorption spécifique aussi appelée chimiosorption (Yong et al., 1992) est fortement dépendante du pH et est reliée à l'hydrolyse des ions métalliques.

Les argiles, oxyhydroxydes métalliques et les SH peuvent être impliqués dans ce type d'adsorption. La complexation spécifique des métaux par les oxydes de Fe et Al a été observé dans de nombreuses études (Davis et Leckie, 1980; Benjamin et Leckie, 1981; Bruemmer et al,

1988). Cependant la capacité de sorption des oxydes de Fe est très variables selon le degré de cristallinité, les impuretés associés, la taille, la présence de co-précipités et le degré d'altération des oxydes par les microorganismes (Warren et Haack, 2001). Les mécanismes de liaisons peuvent être différents d'un oxyde à l'autre et semblent être influencés par la disponibilité des différents types de sites d'adsorption à la surface des oxydes.

Enfin, des résultats en spectroscopie infra-rouge ont confirmé que l'interaction AH- métaux se déroulant aux niveaux des fonctions carboxyliques et phénoliques (Gossart, 2001) par des mécanismes d'échanges cationiques et des échanges protons-cations aux niveaux des fonctions carboxylates et carboxyliques.

- **Complexation :**

Les ions métalliques peuvent être complexés à la MON du sol par association entre les cations métalliques et les groupes fonctionnels des substances humiques. Les groupes de surface de ces substances se comportent comme des ligands organiques complexants (Evans, 1989). Une réaction de complexation se produit quand un cation métallique réagit avec un anion ayant une fonction de ligand. Ces réactions sont lié aux :

- Groupements de surface basiques : -NH₂(amine), C=O (carbonyle), -OH (alcool) et -S-OR (thioéther) ;

- Groupements acides : -COOH (carboxyle), -OH (hydroxyle) et -SH (thiol). D'après Alloway (1995), les groupes carboxyles jouent un rôle prédominant dans les liaisons métal-acide humique ou acide fulvique.

- **Précipitation, co-précipitation :**

D'après Sposito (1989), la précipitation et la co-précipitation font partie des principaux mécanismes de rétention des ETM dans les sols. Elles correspondent au passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide. Les phénomènes de précipitation peuvent avoir lieu sur la surface des phases solides du sol ou dans la phase aqueuse interstitielle du milieu. Sur les phases solides, elles se traduisent soit par un accroissement de la surface du solide, soit par la formation d'un nouveau solide à l'interface solide/liquide selon un arrangement tridimensionnel. La précipitation a lieu quand le produit de solubilité est dépassé (McBride, 1989).

La co-précipitation est définie comme la précipitation simultanée d'un agent chimique conjointement avec d'autres éléments (Alloway, 1995). Cela se produit quand par exemple les alumino-silicates précipitent et incorporent du zinc dans leurs structures pour remplacer l'aluminium. Le plomb, par exemple, peut précipiter dans les feldspaths (en se substituant au potassium), les micas, les oxydes de manganèses, les illites, les smectites et la MON (Sposito, 1989). Les principaux minéraux contenus dans le sol et concernés par la co-précipitation d'éléments en traces sont répertoriés dans le tableau 8 suivant (Colandini, 1997).

Tableau 8: Les acteurs de la co-précipitation (Colandini, 1997).

Matière minérale de la matrice solide	Métaux traces co-précipités
Oxyde de fer	Cu, Zn
Oxyde de manganèse	Zn, Pb
Carbonates de calcium	Cd
Minéraux argileux	Zn, Cu, Pb

- **Influence des paramètres physico-chimiques sur la mobilité et rétention des ETM par les sols :**

L'ensemble des processus de mobilité des ETM décrit précédemment (Figure 9) est contrôlé par des facteurs bio-physico-chimiques tels que le pH, Eh et la température.

- **Le pH**

La variation de pH (naturelle ou anthropique) semble être le facteur dont l'action sur la mobilité des ETM est la plus déterminante. Le pH est susceptible d'avoir un effet non seulement sur le soluté (effet direct) mais aussi sur l'adsorbant et sur le milieu liquide :

Effet direct : l'acidité de la solution de sol augmente généralement la solubilité des ETM précipités en modifiant l'équilibre précipitation/dissolution. Lorsque les ETM se présentent sous forme cationique (Cd, Pb, Zn, Cu), l'augmentation du pH favorise la déprotonation des sites d'adsorption et augmente donc la fixation des cations (phénomène de compétition entre protons et ETM cationiques). Au contraire, lorsque les ETM se présentent sous forme anionique (As), la solubilité augmente avec le pH.

Effet indirect : les carbonates tels que la calcite (CaCO_3) se dissolvent partiellement lorsque le pH diminue, entraînant ainsi la libération des ETM qui lui sont associés. Le pH influence fortement la charge de surface des particules du sol. En effet, les groupes fonctionnels des particules du sol (-OH, -COOH, -NH₂) acceptent ou libèrent des protons selon les conditions de pH. A faible pH, l'association avec les protons confère une charge positive à la surface tandis qu'en conditions moins acides, la dissociation des protons confère une charge négative.

- **Le potentiel d'oxydo-réduction Eh**

Le degré d'aération du sol est déterminé par les pratiques culturales (irrigation, tassement par passage répété d'engin, apport de MO biodégradable et donc consommatrice d'oxygène) et par les événements climatiques (précipitations massives entraînant des conditions hydromorphes). L'ensemble de ces facteurs favorise l'anoxie, c'est-à-dire la baisse du potentiel d'oxydo-réduction. Dans les sols, les principaux éléments concernés par les réactions d'oxydo-réduction sont C, N, O, S, Mn et Fe (Berthelin et Bourrelrier, 1998).

Les conditions d'oxydo-réduction peuvent influencer la mobilité des ETM dans les sols par deux voies différentes :

- Le changement du degré d'oxydation de l'élément peut influencer directement sa solubilité et sa mobilité, comme par exemple la réduction d'As (V) en As (III) plus mobile ou la réduction de Hg (II) en Hg (0) volatil.

- Le changement du degré d'oxydation induit des phénomènes de précipitation/dissolution : la formation ou la dissolution de phase porteuse des ETM. La solubilisation des oxyhydroxydes de Fe et Mn, en conditions réductrices et à pH acide, est considérée comme la voie essentielle de libération des éléments associés à ces phases porteuses (Berthelin et Bourrelier, 1998). La dissolution des sulfures qui libèrent les éléments associés, quand le milieu réducteur devient oxydant, ou la précipitation des sulfates en sulfures, qui vont fixer les éléments quand le milieu oxydant devient réducteur.

Les travaux de Förstner (1985) tableau 9 résument le degré de mobilité relative des ETM en fonction de pH et Eh.

Tableau 9: Effets de pH et Eh sur la mobilité des ETM dans les sols (d'après Förstner, 1985).

Mobilité relative	pH		Eh	
	Neutre-alkalin	Acide	Oxydent	Réducteur
Haute	As	Zn, Cd		
Moyenne		Pb	Zn, Cd	
Basse	Pb, Zn, Cd		Pb	Zn
Très basse		As		Cd, Pb

- **Principaux constituants responsables de la fixation des ETM dans les sols**

La nature et la proportion des composés du sol influencent pour une grande part la rétention des métaux dans le milieu. Nous nous intéresserons en particulier au rôle des argiles, des carbonates et de la matière organique.

- **Argiles :**

La taille faible des argiles (diamètre inférieur à 2µm) leur confère une forte réactivité chimique et physique ainsi une importante surface de contact. D'autre part, les minéraux des argiles possèdent des propriétés spécifiques colloïdales.

Les argiles sont des aluminosilicates appartenant à la famille des phyllosilicates hydratés. Elles sont constituées d'une superposition de feuillets composés de couches tétraédriques à base de Si-O et de couches octaédriques à base d'Al-OH ou Mg-OH (ALLOWAY, 1995), entre lesquels se placent divers cations tels que K⁺, Na⁺ et Ca²⁺.

Les argiles peuvent développer de grandes surfaces spécifiques, jusqu'à 700-800 m²/g et possèdent des propriétés d'absorption et d'adsorption importantes (Alloway, 1995). Les trois mécanismes de fixation des ions métalliques sur les argiles sont :

- L'échange ionique
- L'adsorption physique
- L'adsorption chimique

○ **Carbonates :**

Les carbonates jouent un rôle important dans les sols. Leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH et une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin, favorisant ainsi l'ensemble des modes de fixation. De plus, la surface des carbonates est le siège de phénomènes de sorption des ions métalliques par (Plassard, 1999) :

- Précipitation (croissance de la phase solide)
- Adsorption (accumulation de matière entre les phases solide et liquide)
- Adsorption (diffusion à l'intérieur de la phase solide).

Ce type de sorption ne met pas en jeu une adsorption de surface, mais l'incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates (Bourg, 1988).

○ **Matière organique**

La matière organique des sols se caractérise comme les argiles par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion de molécules de petite taille qui peuvent ainsi se lier avec les substances humiques. Les substances humiques, par leur nombreux groupement réactifs (fonctions carboxyliques –COOH et phénolique –OH notamment), sont susceptibles de fixer les ions métalliques par complexation et création de liaisons de coordination. La liaison métallique à la matière organique peut être vue comme un processus d'échange ionique entre H⁺ et les ions métalliques sur les groupes fonctionnels acides. Cependant, le haut degré de sélectivité entre la matière organique et certains métaux suggère une coordination directe (par formation de complexes de sphère interne) avec les groupes fonctionnels (McBride, 1989).

● **phytodisponibilité des ETM**

Les plantes sont exposées de deux façons aux éléments-traces : par les parties aériennes et par les racines. Les transferts des ETM vers les parties aériennes de la plante montrent de grandes différences spécifiques aux plantes et aux éléments (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Les ETM présents dans l'atmosphère (particules) peuvent être déposés à la surface des plantes et pénétrer par les feuilles. Les ETM peuvent ensuite, soit rester dans les feuilles, soit être transportés des feuilles aux racines via le phloème¹² (Riesen et Feller, 2005). Les

parties aériennes des plantes, par sénescence, tombent de ces plantes peuvent relarguer les ETM bioaccumulés, qui peuvent ensuite être accumulés à la surface du sol (Page et al, 2006).

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 4 reprend les trois premières stratégies appliquées par les plantes pour l'absorption des métaux lourds (Baker et Walker, 1990).

- les plantes **accumulatrices**, séquestrant de hauts niveaux d'ETM dans les feuilles, comme les métalophytes, et qui sont souvent des plantes tolérantes ;

- les plantes **exclusives**, empêchant le prélèvement des ETM au niveau des racines et qui peuvent être tolérantes ou non ;

- les plantes **indicatrices**, qui accumulent les ETM proportionnellement aux concentrations totales du sol et qui présentent souvent un manque de tolérance quand elles sont exposées à des concentrations toxiques pendant de longues périodes.

- Les plantes **hyperaccumulatrices** ont une production de biomasse faible car elles utilisent leur énergie dans les mécanismes de défense face à ces hautes concentrations de métaux dans les tissus (Prasad et Hagemeyer, 1999).

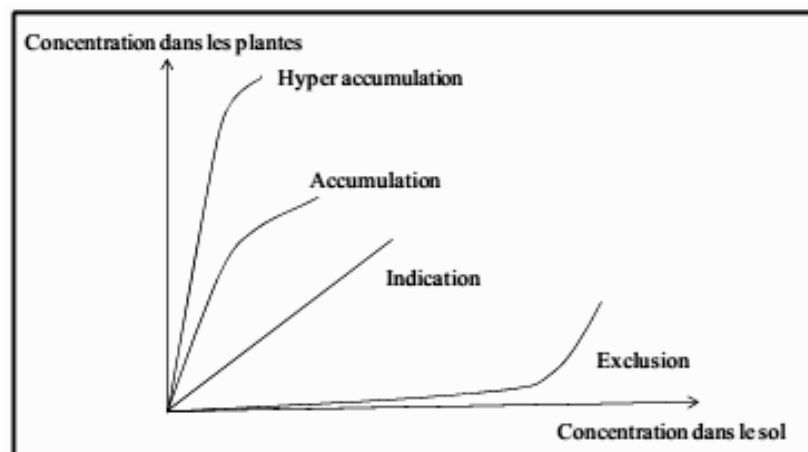


Figure 19 : Différentes réponses des plantes à l'accroissement de la concentration des ET dans les sols Baker (1981) in Bourrelier et Berthelin (1996).

- **Prélèvement des éléments-traces par les racines**

Le transfert racinaire des ETM est lié à leur biodisponibilité (on parle de phytodisponibilité) 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 (figure 5). La plante absorbe l'eau et les éléments nécessaires à sa croissance au niveau des racines. Elle prélève en particulier la fraction hydrosoluble du sol (solution de sol). L'absorption minérale est essentiellement assurée par les poils absorbants. Les éléments entrent dans la plante par

des systèmes de transport passif (majeur à fortes concentrations) ou actif (spécifique, majeur à faibles concentrations).

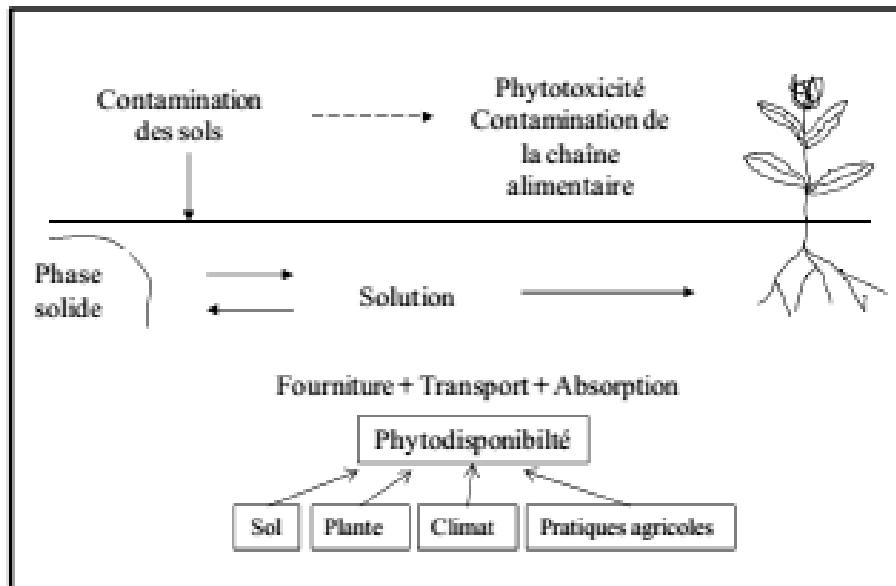


Figure 20 : Phytodisponibilité des éléments en traces dans les sols (Morel 1996)

○ **Les facteurs contrôlant le prélèvement des ETM par les plantes**

• **Le pH**

Un pH bas augmente la phytodisponibilité des métaux lourds, plus le sol est acide, plus le transfert de Cd, Cu, Zn, et As vers la plante est important, car ces éléments sont plus solubles. Quand le pH du sol est supérieur à 7 ($\text{pH} > 7$), la solution contient des carbonates et des bicarbonates et la plupart des métaux lourds ne sont pas biodisponibles pour les plantes (Tremel-Schaub et al, 2005).

• **Le Eh**

Les conditions lorsqu'elles sont soit réductrices (Eh faible: par exemple un sol hydromorphe, gorgé d'eau), soit oxydantes (Eh élevé: par exemple un sol bien aéré) ont un effet sur la solubilisation des éléments et donc sur leur disponibilité pour les végétaux.

Action directe d'Eh: les anions oxygénés changent de degré d'oxydation selon le potentiel d'oxydoréduction du sol et donc changent de solubilité. Par exemple As(III) réduite est soluble, alors qu'As (V) oxydée ne l'est pas (Morel, 1997).

Action indirecte d'Eh : le Cd, le Cu, le Co, le Ni, le Pb et le Zn sont divalents dans les conditions classiques de sol et le Tl est monovalent. Pour ces derniers, les effets du Eh sont indirect, par action sur les oxydes de Fe et Mn et sur la matière organique par exemple. Pour ces éléments, la phytodisponibilité peut augmenter ou diminuer selon les cas avec le Eh. En conditions très réductrices, Eh très faible, il ya formation des sulfures d'éléments-traces, qui sont insolubles; le transfert est donc diminué. La circulation de l'eau peut donc modifier la solubilité des éléments en agissant sur le Eh. Par contre, en conditions réductrices modérées, Eh faible, en milieu peu aéré comme lors d'un excès d'eau dans le sol, les oxydes de fer et de

manganèse sont réduits et solubilisés, libérant les éléments qu'ils piègeaient, comme le Cu, le Cd et le Pb (Morel, 1997).

- **Humidité**

Elle intervient indirectement (Tremel-Schaub, 2005) :

- en favorisant l'activité biologique, et donc la production de substances susceptibles de mobiliser les éléments,
- ou en modifiant le potentiel d'oxydo-réduction du sol (en général un excès d'humidité favorise des conditions réductrices),
- ou bien en influant sur la profondeur d'enracinement.

- **Pénétration des éléments-traces par les parties aériennes**

Les éléments-traces entrent dans la composition des matériaux minéraux et organo-minéraux qui composent les fines poussières présentes dans l'air, lesquelles se déposent sur les feuilles, les tiges et les fruits.

La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf lorsque les retombées atmosphériques sont importantes : dans certains lieux comme les zones industrielles ou pour certains éléments comme le Pb, à cause des résidus de combustion de l'essence plombée. Les éléments-traces essentiels, ainsi que les non-essentiels, peuvent être prélevés par les feuilles. Sous forme gazeuse (ex. Se, As, Hg) (pouvant, entre autres, émaner du sol), ils rentrent dans les feuilles à travers les stomates ; sous forme d'ions, ils rentrent surtout à travers les cuticules des feuilles (Prasad. et al. 1999).

Plusieurs paramètres ont une influence sur le prélèvement foliaire des éléments-traces :

- Le prélèvement des ions métalliques peut être favorisé par une forte densité des stomates (Prasad. et al. 1999)
- Les dépôts humides seraient moins contaminants que les dépôts secs (Bargagli, 1998).
- Une humidité relativement haute accentue le prélèvement des métaux à travers la cuticule, cette dernière étant alors la plus ouverte et la plus gonflée (Ferrandon et al., 1989)
- Une humidité excessivement basse cause également des précipitations immobiles des métaux à la surface des feuilles (Ferrandon et al., 1989)

- **Comportement des ETM dans les sols et les plantes**

- **Arsenic : As**

L'arsenic possède 4 degrés d'oxydation (-III, 0, III et V). As (V) s'observe dans les milieux oxydés tandis qu'As (III) s'observe dans les milieux faiblement réduits et qu'As (-III) (arséniure) n'apparaît que dans les milieux fortement réducteurs. La distribution entre les formes d'As (III) et d'As (V) est dépendante du potentiel redox. En conditions oxydantes, la forme prédominante sera l'As (V) qui va exister sous la forme d'arséniate AsO_4^{3-} . En

conditions moyennement réductrices ($E_h > 100$ mV), l'As(III) est thermodynamiquement stable et présent sous la forme d'arsénite AsO_3^{3-} . Parmi les phases minérales capables de contrôler la concentration de l'arsenic en solution, on trouve l'orpiment As_2S_3 , le réalgar AsS et l'arsénopyrite $FeAsS$ dans des environnements très réducteurs (Akai et al. 2002), et l'hydroxyapatite, formant une solution solide du type $Ca_5(P,As)O_3Cl$, en présence de phosphore dissout. En forte concentration et en milieu oxydant, l'arsenic peut également former des hydrates de fer, cobalt, nickel, plomb ou zinc. Les oxydes de manganèse, de fer et d'aluminium sont considérés comme étant les principaux composés solides contrôlant l'adsorption de l'arsenic dans les sols (Dictor et al. 2003). L'arsenic est également fortement adsorbé par les particules argileuses du sol (BRGM, 2006).

La complexation de surface et la coprécipitation sont les mécanismes les plus cités en ce qui concerne l'atténuation de l'arsenic (Sraceket al, 2001). Il existe de très nombreuses études montrant les possibilités de co-précipitation de l'arsenic (Akai et al, 2002) :

- en milieu oxydant avec des oxydes/hydroxydes de fer principalement mais aussi de manganèse et d'aluminium ;

- en milieu réducteur avec de la pyrite. Dans ce cas, l'oxydation de la pyrite ou la réduction de l'oxyde de fer peut avoir des conséquences dramatiques sur la libération de l'arsenic dans l'environnement.

À l'inverse des autres métaux étudiés (sous forme cationique en solution), augmenter le pH risque de provoquer la désorption de l'arsenic et être à l'origine de pollutions sérieuses puisque l'arsenic est présent sous forme anionique en solution. La rétention de l'arsenic dans les sols souffre de la compétition avec plusieurs espèces anioniques telles que sulfates, carbonates et même silice dissoute. La présence d'ions phosphates, présentant un comportement chimique voisin de l'arséniate, diminue Processus biogéochimiques responsables de la mobilité du Pb, Cd, Zn et As dans les sols également le piégeage de l'arsenic en formant des complexes sorbés sur les mêmes sites de surface (Manning et Goldberg, 1996).

Le Prélèvement et la distribution de l'As dans les organes des plantes Chimiquement proches l'As et le P existent sous forme d'oxyanions, qui peuvent entrer en compétition pour les sites de fixation dans les sols et pour l'absorption par les plantes (CCME, 1997). Les arsénites (formes III) sont plus mobiles que les arséniates (formes V) (CCME, 1997). Les pH très acides (< 5) et basiques (> 8) favorisent le prélèvement de l'As par les plantes (A. Tremel-Schaub et al, 2005).

○ **Cadmium : Cd**

Le Cd possède 2 états de valence (0, +II) mais n'est présent dans les eaux naturelles que sous sa forme divalente. En solution, le Cd se trouve principalement sous forme de cation divalent Cd^{2+} (Takeno, 2005).

D'après Bolton et Evans (1996), le principal mécanisme influençant la mobilité du Cd serait la complexation de surface. Prokop et al. (2003), étudiant la mobilité du Cd sur des

sols dopés, montrent que Cd se lie fortement avec la MO et faiblement avec les argiles. Le pH est un facteur majeur qui régit la solubilité du Cd dans les sols (Sauve et al. 2000). De pH 3,5 à 7, le substrat pédologique pour lequel Cd aurait le plus d'affinité serait les acides humiques. A $\text{pH} > 7$, Cd s'adsorberait préférentiellement sur des hydroxydes de Fe mal cristallisés (de type ferrihydrite). La solubilité du Cd serait plus forte en milieu oxydant qu'en milieu réducteur.

Le Prélèvement et distribution du Cd dans les organes des plantes Le pH est le facteur sol le plus important gouvernant la phytodisponibilité du Cd. Très phytodisponible, le Cd peut s'accumuler dans les racines ou les parties aériennes. Le chaulage, un apport de Cu ou de Zn peuvent diminuer le transfert du Cd vers les plantes (Tremel-Schaub et al, 2005).

Une grande proportion de Cd est connue pour s'accumuler dans les racines (Green et al. 2006), même quand Cd pénètre la plante par les feuilles (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

○ **Cuivre : Cu**

Adriano (1986) a démontré que la capacité du sol à adsorber le cuivre augmente avec l'augmentation du pH, la capacité maximale de rétention étant obtenue dans des conditions de pH neutre ou légèrement alcalin (pH 6,7-7,8). De plus, les sols alcalins favorisent la précipitation du cuivre; ainsi, le cuivre est plus mobile sous des conditions acides que sous des conditions alcalines Le cuivre a une très grande affinité pour la matière organique et s'y lie plus fortement que les autres éléments traces (Nriagu, 1979; Adriano, 1986; Sloof et coll., 1989; Alloway, 1990)

Bien que la formule la plus commune soit, dans les sols, Cu^{2+} ; de nombreuses espèces chimiques sont également libérées au cours des processus d'altération. Parmi elles: Cu; CuOH; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; CuO; $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$; CuCO_3 ; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$; $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$; $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$; CuO_2^- . De même quelques formes incluses au sein des minéraux: Cu-O-Fe; Cu-O-Al; Cu-O-Mn. Il est facilement précipité en présence de différents anions, plus particulièrement les anions sulfures, carbonates, hydroxydes. (Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999).

La concentration en solution de Cu augmente fortement pour des $\text{pH} < 4-5$ (OFEPF, 1996).L'adsorption sur les oxydes de Fe et d'Al est aussi importante (CCME, 1997).Prélèvement et distribution du Cu dans les organes des plantes Le Cu s'accumule dans les racines. Le chaulage ou l'apport de matières organiques diminuent le transfert vers les plantes. (Tremel-Schaub et al, 2005).

○ **Zinc : Zn**

Le zinc est très réactif dans les sols, de sorte qu'en plus du Zn^{2+} inorganique, on retrouve aussi le zinc sous forme de composés organiques solubles et insolubles. Le zinc peut être adsorbé aux minéraux argileux et aux oxydes métalliques et peut aussi être présent dans les minéraux primaires des matériaux d'origine (Sachdev et coll., 1992).

Plusieurs études ont démontré que le pH du sol est un des principaux facteurs affectant la mobilité et la rétention du zinc dans les sols (Shuman, 1975; Evans, 1989; Duquette et Hendershot, 1990; Davis-Carter et Shuman, 1993). Le zinc devient plus soluble avec les diminutions de pH; le zinc est donc plus mobile et, par conséquent, plus disponible aux organismes lorsque le pH est faible, surtout à $\text{pH} < 5$ (Duquette et Hendershot, 1990). À $\text{pH} < 7,7$, le zinc est sous forme de Zn^{2+} dans la solution du sol, alors qu'à $\text{pH} > 7,7$, la forme prédominante est $\text{Zn}(\text{OH})_2$ (Giordano et Mortvedt, 1980), ce qui explique le lessivage plus fréquent de zinc dans les sols acides.

Les composés du sol participant à l'adsorption du Zn sont les argiles, les oxydes métalliques hydratés et la matière organique, constituant la phase colloïdale du sol. Les argiles et la matière organique peuvent adsorber fortement le Zn et il semble que deux mécanismes d'adsorption différents ait lieu : l'échange cationique en conditions acides et la complexation de surface pour des conditions plus alcalines (Alloway, 1990).

Le Zn est fortement phytodisponible, et se trouve en quantités plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Le chaulage, un apport de terre fortement argileuse, un apport de fer ou de phosphore diminuent le transfert du Zn vers les plantes. (Tremel-Schaub et al, 2005).

○ **Plomb : Pb**

Plusieurs facteurs affectent la mobilité et la biodisponibilité du plomb : le pH, la texture du sol (surtout la teneur en argile) et la teneur en matières organiques. Comme le plomb dissous dans l'eau des sols est normalement sous la forme de Pb^{2+} , l'adsorption sur les sites d'échange cationique des argiles ou de la matière organique peut diminuer la mobilité et la disponibilité du plomb à court terme. Le plomb possède trois états de valence (0, +II et +IV), mais il n'est présent dans les eaux naturelles que sous sa forme divalente. Il est généralement considéré comme peu mobile dans les sols, en particulier en conditions réductrices. Mais sa solubilité peut augmenter en raison de la formation de complexes avec la matière organique. Ces complexes sont particulièrement actifs à pH neutre à acide. Le plomb est généralement retenu dans les premiers centimètres d'un sol si celui-ci contient au moins 5 % de matière organique ou un pH supérieur à 5. Le lessivage n'interviendrait que dans des conditions particulières, acides notamment (Blanc et al. 2004). La raison de cette faible mobilité est la présence de plomb dans de nombreuses phases minérales :

- carbonates et phosphates en conditions oxydantes ;
- sulfures en conditions réductrices ; ainsi que sa propension à se fixer par complexation avec les substances humiques (Johnson et Petras, 1998).

Par ailleurs, 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 (Morin et al., 2001). Les oxydes de fer et de manganèse seraient des substrats particulièrement favorables à la complexation du plomb dans le sol (Morin et al., 2001). En milieu oxydé, l'échange cationique et la complexation de surface seraient favorisés à bas pH dans la mesure où à $\text{pH} < 5-6$, la

forme dominante en solution est Pb^{2+} , alors qu'à $pH > 5-6$, on observe majoritairement la formation de $PbCO_3(aq)$. L'adsorption du plomb sur des surfaces minérales concernerait donc plutôt les pH faiblement acides à neutres. (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999).

Le plomb est très peu prélevé par les racines des plantes où il s'accumule. Le transfert sol-plante du Pb est négligeable par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb, surtout dans les zones urbaines ou industrielles ou le long des grands axes routiers. (A. Tremel-Schaub et al, 2005).

Le tableau 10, résume l'influence de l'interaction pH- Eh sur la biodisponibilité des ETM.

Tableau 10 : Biodisponibilité des métaux traces dans des conditions de sol différentes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001)

Conditions du Sol		Biodisponibilité	
Redox	pH	Aisée	Modérée
Oxydant	<3	Cd, Zn, Cu,	
Oxydant	>5	Cd, Zn	
Oxydant	>5	Non	
Réducteur	>5		Cd, Zn, Pb,

III.3.4 Contamination métallique issue de l'exploitation minière

Les opérations d'extraction comprennent l'excavation, le concassage, le broyage, la séparation, la fusion, et le raffinage. Tous les processus produisent de grandes quantités de rejets sous forme de poussières et d'aérosols, y compris le transport du minerai avec des camions et des trains courriers (Reed et Westman, 2005). En outre les procédés à haute température produisent des particules fines et des fumées potentiellement chargés de métaux et métalloïdes qui sont présents dans le minerai.

L'atmosphère peut être contaminée directement par les émissions des fonderies, mais aussi par la remise en suspension via l'érosion éolienne de tous types de matériaux contaminés (sols, terrils, minerais stockés à l'air libre, déchets de fonte, précipitations des DMA). L'action mécanique anthropique lors du transport peut également remettre en suspension les particules du minerai transporté ou des poussières contaminées le long de la route et s'ajouter aux pollutions intrinsèques aux véhicules (émissions des gaz d'échappements). Le sol peut être contaminé via les dépôts (secs ou humides) de l'atmosphère. Il peut être également directement contaminé par les stockages (minerais, déchets miniers ou de fonte) de surface, ou encore par percolation d'eaux contaminées, notamment à proximité des terrils (DMA).

La taille des particules affecte l'efficacité du dépôt de la poussière et des aérosols dans le système respiratoire humain lors de l'inhalation. Les particules grossières, telles que celles résultant du concassage et du broyage du minerai, se déposent dans le système respiratoire

passent par le système digestif où les contaminants peuvent être absorbés, en fonction de leur biodisponibilité. En revanche, les fines particules, telles que celles provenant des opérations de fusion, sont respirées profondément dans les poumons où ils peuvent être transportées directement dans le flux sanguin (Krombach et al., 1997)

- **Dispersion aérienne des rejets miniers et des ETM**

Les émissions ou la dispersion des particules est influencé par une variété de facteurs, notamment les conditions climatiques, l'utilisation des terres, la couverture végétale, et les caractéristiques du sol (Shao et Lu, 2000)

- L'humidité du sol en surface, peut affecter la vitesse seuil minimum de friction à laquelle les particules commencent à se détacher de la surface du sol et de devenir disponibles pour le transport par le vent. Parce que l'humidité du sol dans de nombreuses régions arides et semi-arides est généralement en équilibre avec l'humidité atmosphérique, l'humidité relative a une grande influence sur les forces interparticulaires du sol, qui à son tour influent sur la vitesse seuil de frottement, ce qui entraîne une relation complexe entre l'humidité relative, la taille des particules et érodibilité du sol (Ravi et al. 2004).

- L'utilisation des terres et du couvert végétal, peuvent également avoir un effet important sur la vitesse seuil de friction et le potentiel des émissions de particules atmosphériques. Le couvert végétal et d'autres éléments de surface non-érodables protègent la surface du sol en absorbant une fraction du flux de vent dynamique réduisant ainsi la contrainte de cisaillement sur les particules de sol (Stockton et Gillette, 1990).

- **Transfert aérien des aérosols et des ETM**

L'érosion éolienne est la plus grande source d'aérosols troposphériques (Tegen et al., 1996) et affecte toutes les composantes principales de la biosphère (Ravi et al., 2011). La poussière soufflée par le vent et les aérosols peuvent être transportés dans l'environnement par trois mécanismes distincts qui sont environ différencié en fonction de la taille des particules: reptation en surface, saltation, et la suspension (Bagnold, 1941). Tous les trois processus redistribuent le sol, les nutriments et les contaminants dans l'environnement à différentes échelles spatiales allant du local au global (Goudie et Middleton, 2006)

- Les grosses particules sont transportées par reptation en surface (> de 2000 μ m) et saltation (60-2000 μ m) et compte pour la majorité des mouvements de masse à l'échelle locale (Stout et Zobeck, 1996; Ravi et al., 2011).

- Les petites particules silt- et la taille des argiles du sol (<60 μ m) sont transportés par la suspension et sont disponibles pour le transport à longue distance au niveau régional, continental et mondial échelles (Chadwick et al., 1999; Prospero et al., 2002).

En outre, l'aérosol produit par condensation de vapeurs chaudes (tels que ceux émis par les fonderies) a des tailles de particules qui sont typiquement $<60\mu\text{m}$ et est également, par conséquent, susceptible de se transporter sur une longue distance.

Par rapport aux principales voies de transport (eau, sol et le biote), ce mécanisme est plus puissant en ce qui concerne le transport des contaminants non volatils à des échelles régionales et mondiales (figure 6) en raison des masses d'air qui ne sont pas confrontées généralement aux limites topographiques ou d'autres obstacles qui pourraient entraver le transport, comme c'est le cas de l'eau, du sol et du biote (Kolpin et al., 1998).

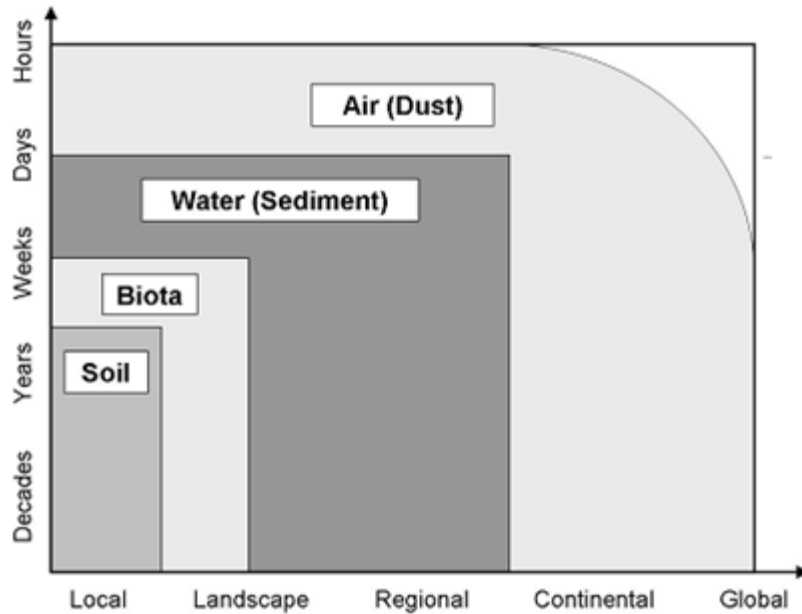


Figure 21. Illustration des différentes voies de transport de contaminants dans l'environnement, leur temps de transport et leur étendue spatiale (Kolpin et al., 1998)

CHAPITRE II :
PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

CHAPITRE II : PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

I. Cadre géographique

Prenant naissance au pied du Haut Atlas, le bassin versant de la Moulouya s'allonge de la zone de partage des eaux du Ziz et de l'Oum Er-Rebia, jusqu'à la Méditerranée. Il couvre la presque totalité du Maroc oriental. Il s'étend sur une superficie de 55 860 km². Géographiquement, il s'inscrit entre les latitudes 32° 18' et 35° 8' Nord et entre les longitudes 1° 11' et 5° 37' Ouest.

Il est limité au Nord Ouest par les bassins Côtiers Méditerranéens, à l'Ouest par le bassin versant de l'oued Sebou, au Sud Ouest par le bassin versant de l'oued Oum Er-Rebia, au Sud par le bassin versant de l'oued Ziz, au Sud Est par le bassin versant de l'oued Guir et à l'Est par le territoire algérien.

De point de vue géomorphologie, le bassin versant de la Moulouya est subdivisé en trois sous bassin : la Haute Moulouya (H.M.), la Moyenne Moulouya et la Basse Moulouya.

La Haute Moulouya est une dépression dont la superficie couvre près de 4500km². Elle se caractérise par un relief très accidenté et une altitude variant entre 1400 à 1800m (Figure 7). Elle est limitée au Sud par le Haut Atlas, au Nord et Nord-Ouest par le Moyen Atlas, la limite Est est constituée par les massifs primaires de Boumia et d'Aouli. Le point culminant est le Jbel El Ayachi avec 3750 m. Son relief est généralement accidenté, avec 22% de zones montagneuses, 71% de collines et plateaux ; et 7% de plaines (Amercid, Itzer). La Haute Moulouya constituait l'un des plus gros districts Pb-Zn du royaume du Maroc, avec ses districts miniers Aouli- Mibladen –Zeïda (figure 7).

L'oued Moulouya, principal cours d'eau de la région, prend sa source dans la zone de jonction du haut atlas et du moyen Atlas. Il est d'une longueur de 520 km et représente le plus grand fleuve Marocain se jetant dans la Méditerranée. Ce cours d'eau reçoit trois affluents importants : l'Anzeghmir dans la Haute Moulouya puis successivement, le Melloulou et le Za dans la basse Moulouya. Aussi trois retenues de barrages sont implantées sur cet oued : Hassan II dans la haute Moulouya, Mohamed V et Mechra- Homadi dans la basse Moulouya. En outre, l'oued Moulouya a une importance socio-économique capitale pour les habitants de son bassin (irrigation, abreuvement, eau potable, industries...), mais, il draine la majorité de la charge polluante générée par les agglomérations avoisinantes et rejetée en permanence sans traitement préalable.

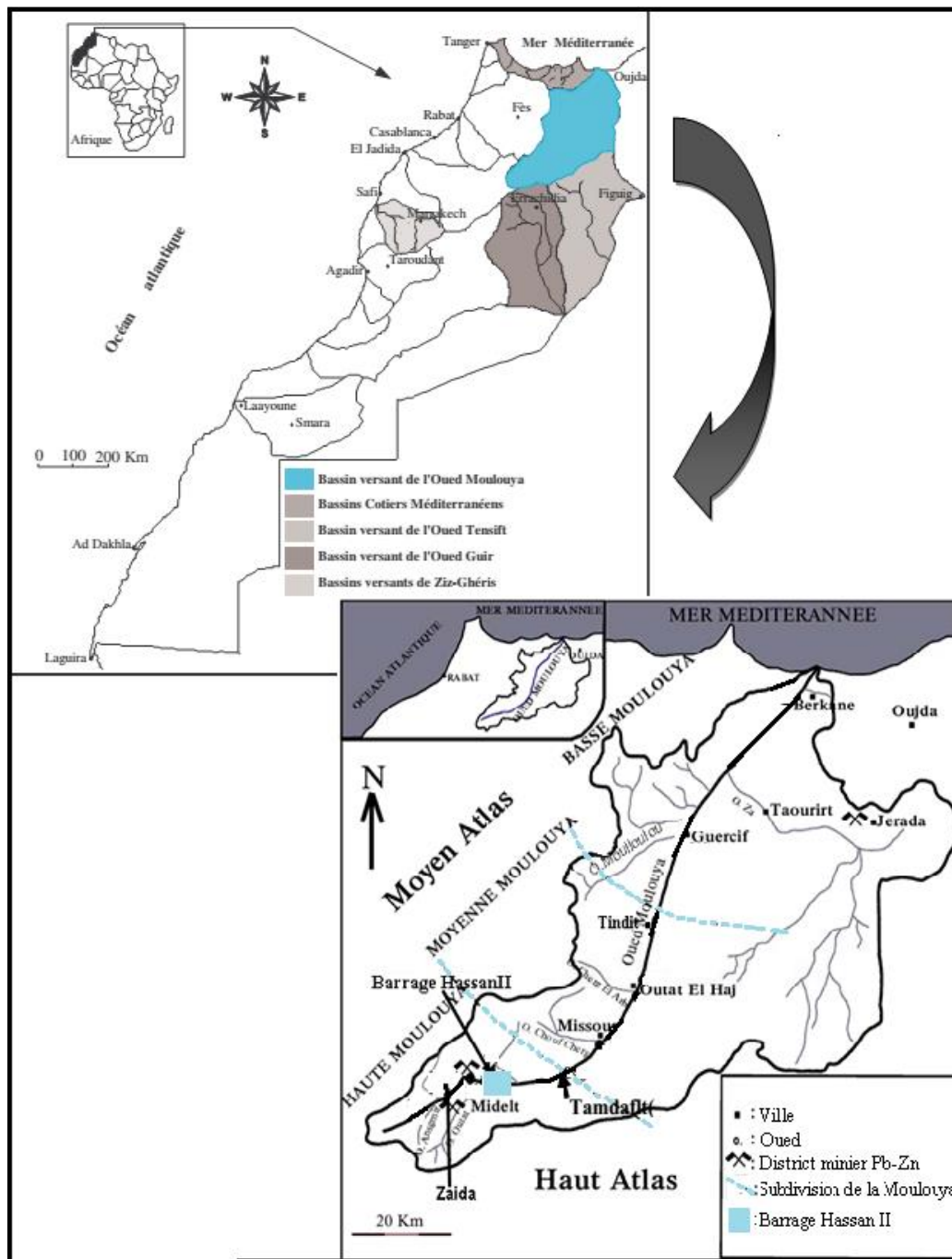


Figure 22 : Situation géographique du bassin de Moulouya de la mine de Zeïda et du barrage Hassan II

II. Cadre géologique et structural

La haute Moulouya, appartenant au domaine atlasique, se situe dans la partie occidentale de la meseta oranaise, ayant la forme d'un plateau aride et tabulaire et limitée par les chaînes plissées du haut atlas au Sud et du moyen atlas au nord.

Plusieurs formations, d'âges différentes, affleurent dans la haute Moulouya, allant du paléozoïque, formant le socle, jusqu'au quaternaire (Benyassine et al., 2013).

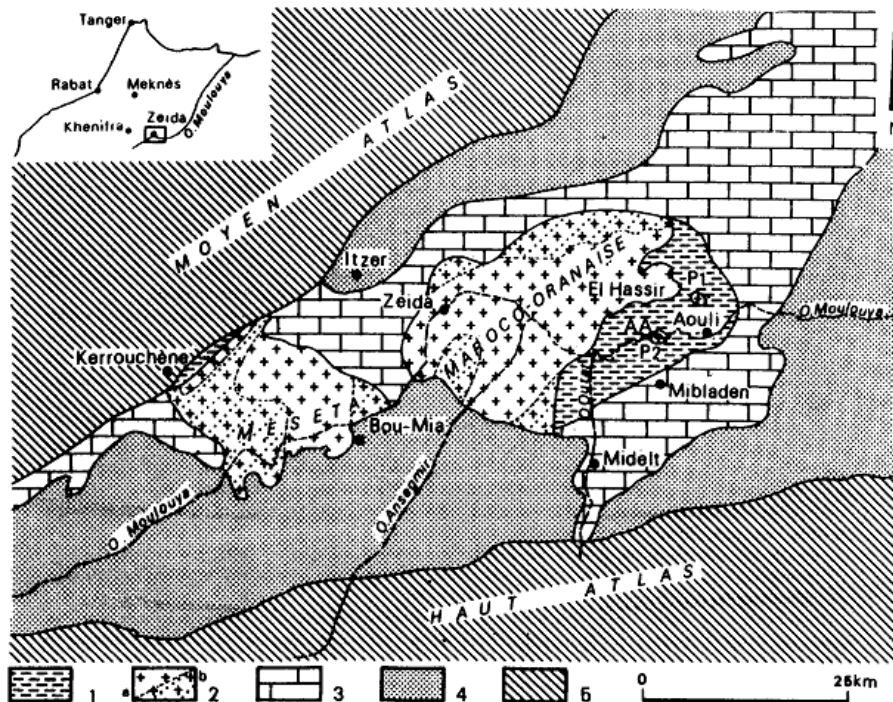


Figure 23: Carte schématique montrant la situation des deux boutonnières de Zeïda-Aouli et de Bou-Mia (Dagallier et al., 1991). 1- Socle métamorphique; 2- Socle granitique 3- Couverture Jurassique et crétacé; 4- Couverture tertiaire et quaternaire; 5- Domalnes atlasiques.

- **Le socle**

Le socle paléozoïque est formé par des terrains schisteux et granitiques attribués au Cambro Ordovicien. Les schistes sont métamorphisés et intrudés par des granitoïdes d'âge 330 ± 2 Ma. L'ensemble est affecté par la fracturation tardihercynienne et atlasique. Ces massifs granitiques affleurent, par le jeu de la tectonique, à l'ouest par des séries cristallophylliennes d'Aouli jusqu'à Zaïda et à Boumia Kerrouchène.

La couverture Elle repose en discordance angulaire très prononcée par les terrains du Trias en premier, sur les formations du socle. Elle remplit les milieux concaves de la paléo-surface. La série triasique est surmontée par les marnes et les calcaires liasiques de faible épaisseur et de multiples faciès littoraux. Sur la totalité de cette couverture détritique, les épaisseurs sont réduites, surtout à l'approche des boutonnières, sous l'action de l'érosion et aussi du fait que ces boutonnières restent après le Permien en position élevée.

Le Permo-Trias II correspond à des formations à dominance argilo-salifères et détritiques rouges: conglomérats, arkoses, grès argileux rouges. Sur le substratum granitique, des argilites salifères aux passages gypsifères présentent des intercalations doléritiques basaltiques à la partie intermédiaire. Au cours de cette période, les épanchements de laves à la périphérie du bombement ont été formés par le socle : basaltes, sakalavites et trachytes, la région a connu aussi une série de transgressions/régressions causant le dépôt de faciès de grès, marnes, calcaire et argiles.

- **Le Trias**

Les formations triasiques sont généralement subhorizontales et surmontent en discordance les terrains paléozoïques fracturés. Elles sont constituées à la base par un niveau conglomératique à galets de schistes et des arkoses peu épais, arénites et rudites feldspathiques cimentés par l'hématite. Les arkoses sont liées par un ciment siliceux, carbonaté, ferrugineux ou barytique. Les formations de contact avec le socle sont surmontées d'une série détritique d'argile gréseuse rouge de 30 m d'épaisseur, celle-ci est composée de pélites et d'argilites. Ces faciès sont considérés comme une série argileuse triasique inférieure. L'ensemble est suivi d'une série basaltique grise tholéitique du rifting atlasique de 200 m d'épaisseur daté de la période Sinémurien-Hettangien.

- **Le Jurassique**

La série jurassique repose en discordance sur les terrains sous-jacents ; il s'agit d'une puissante série de plates-formes carbonatées constituées de calcaires et calcaires dolomitiques fortement karstifiés. Elle affleure sur les bordures des Atlas. La minéralisation plombo-barytique de Mibladen est logée dans ces formations carbonatées en deux niveaux intercalés.

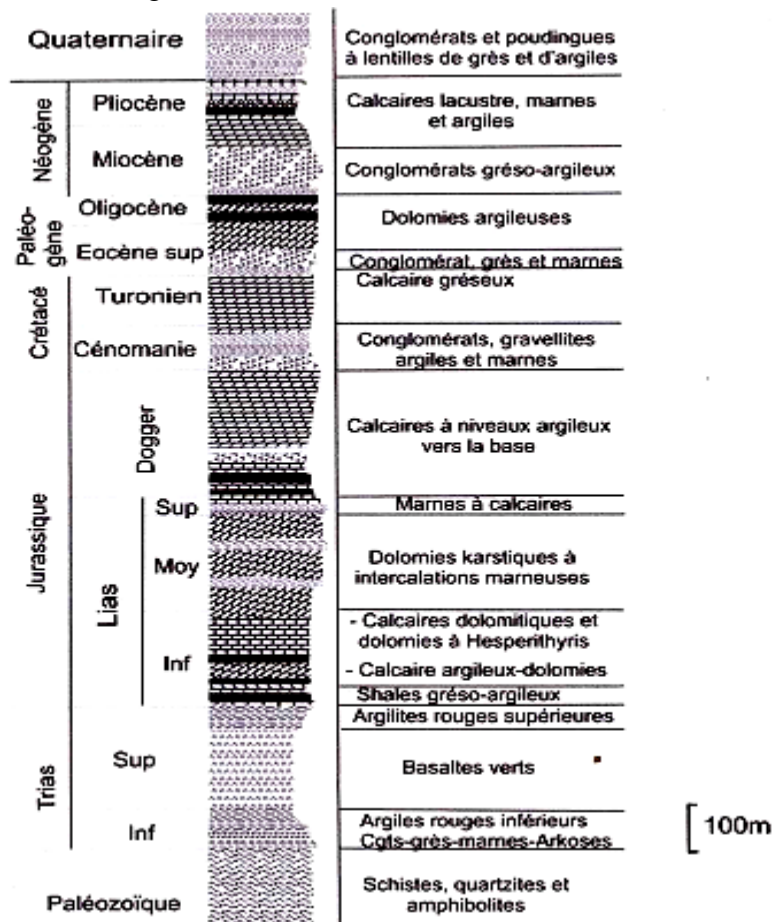


Figure 24: Log stratigraphique synthétique de la Haute Moulouya et ses bordures atlasiques (NAJI, 2004).

- **Le Crétacé**

Sous l'effet de l'érosion et de l'émersion, le Crétacé repose directement sur le Dogger moyen. Les formations du Crétacé sont probablement les premiers terrains recouvrant entièrement la boutonnière de Zeïda.

Par endroit, il repose sur le Trias et même sur le socle. Cette série commence par une phase transgressive d'âge cénomanien qui couvre la totalité du bassin de la haute Moulouya. La colonne stratigraphique débute par les formations de l'Infra-Cénomaniens de caractère lagunaire représentées par des conglomérats à cimentation calcaire ou gréseuse (NASLOUBI, 1993) partiellement minéralisés en barytine, des grès, des argilites et des marnes. Le sommet du Crétacé est représenté par le calcaire du Turonien en barres intercalées par des lits d'argile.

- **Le Tertiaire**

Les terrains du Paléogène sont des dépôts continentaux formés à la base par des conglomérats suivis par des marnes intercalées par des calcaires, des argiles et aussi par des dolomies. Le Néogène est représenté particulièrement par les formations du Miocène.

- **Le Quaternaire**

Les formations quaternaires sont constituées de terrasses fluviales. Ces terrasses renferment des poudingues, des galets, des sables et des argiles sableuses et des travertins. Les formations basaltiques sont mises en place à travers deux appareils volcaniques présents dans la région : au nord de Zeïda, le petit cône de projection de Bou Idarne caractérisé par un cratère évasé au nord de Boumia, le cône de Touguejdid est le deuxième appareil volcanique du bassin de la Haute Moulouya.

III. Cadre climatique

La grande étendue et la diversité des reliefs du bassin versant de la Moulouya font que le climat est très variable d'une région à une autre. Néanmoins, on peut distinguer deux zones climatiques bien distinctes :

la frange méditerranéenne, située au Nord, est caractérisée par un climat semi-aride avec deux saisons : un hiver doux et peu pluvieux allant d'octobre à mai et un été sec et chaud s'étalant de juin à septembre.

le reste du bassin versant est caractérisé, généralement, par un climat aride où les précipitations sont très faibles et où la période sèche s'étale sur une grande période de l'année. Les hivers y sont souvent rigoureux, longs et froids, marqués parfois par des températures minimales négatives alors que les étés sont très chauds. Les hautes barrières montagneuses du Moyen Atlas et du Rif privent cette zone du bassin des influences océaniques riches en pluies. Vers le Nord, les chaînes de Béni Snassène et Béni Bouyachi, empêchent les pluies de pénétrer à l'intérieur du bassin.

- **Températures**

De point de vue température, le bassin est caractérisé par des hivers souvent rigoureux, long et froid, marqués par des pointes de températures minimales. Les étés sont très chauds mais supportables en raison de la sécheresse de l'air.

La figure 10 ci-dessous montre la variation des températures moyennes annuelles de la période 2004-2014, celles-ci varient selon l'altitude et la continentalité entre 13.5°C et 15.2°C.

La figure 11 ci-dessous représente la variation des températures moyennes mensuelles, les températures maximales sont atteintes en juillet, elles varient entre 23.3°C et 26.9°C. Alors que les températures moyennes mensuelles minimales s'observent en décembre, janvier et février atteignant parfois 3.1°C.

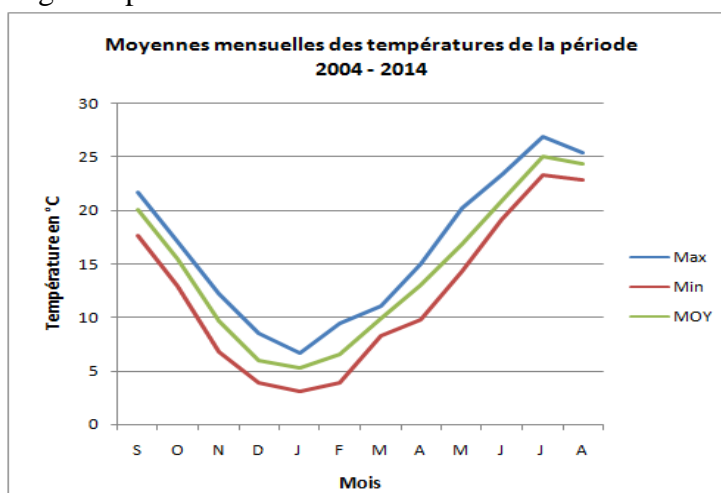


Figure. 10 : Les moyennes mensuelles des températures de la période (2004-2014) dans le bassin versant de la Moulouya (ABHM).

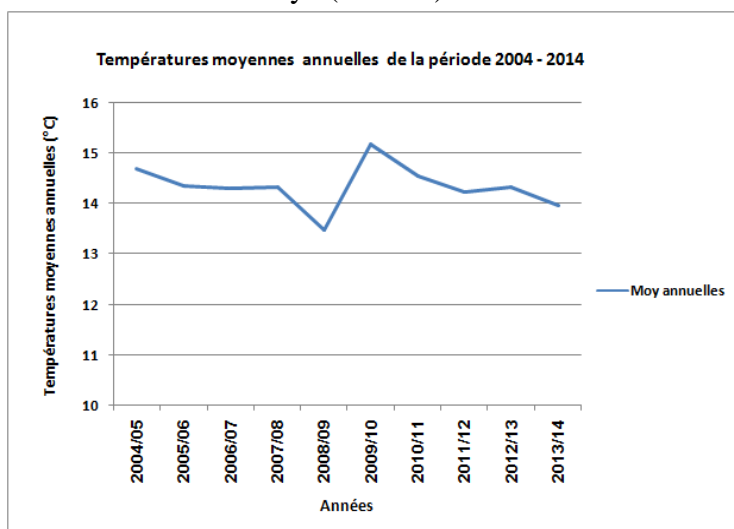


Figure 11 : Températures moyennes annuelles de la période 2004-2014 dans le bassin versant de la Moulouya (ABHO).

- **Précipitations**

La figure 12 montre la variation des précipitations moyennes mensuelles de la période 1995-2014. Le mois le plus arrosé est le mois d'Octobre avec des précipitations moyennes mensuelles de 30.7 mm. Par contre le mois le plus sec correspond au mois de juillet avec une précipitation moyenne mensuelle de l'ordre de 5.9 mm.

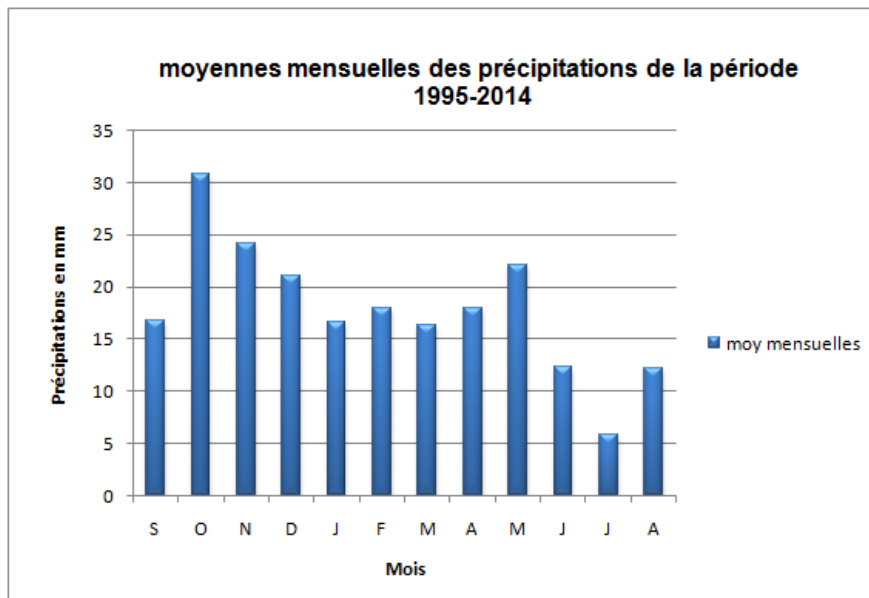


Figure 12 : Variation des moyennes mensuelles des précipitations à la station Zeïda de la période 1995-2014 (ABHM).

- **Vent**

Le Maroc oriental est une des régions du Maroc où la vitesse du vent est la plus importante (Sbai et al., 1992).

Durant la saison chaude (juin, juillet, août) les vents forts proviennent surtout du N et du NW. En revanche, en hiver (décembre-février) c'est le vent d'W qui devient plus fréquent avec cependant des vitesses plus élevées que celles des vents du secteur N. Surtout, pendant la période froide les vents forts et assez forts de l'W soufflent plus souvent qu'en été. Entre ces deux situations extrêmes se dégagent des positions intermédiaires. Ainsi de mars à mai, les vents d'W s'imposent de moins en moins au profit des vents du NW.

La prépondérance des vents du N et du NW en été (juin-août) s'explique essentiellement par l'établissement quasi quotidien d'un régime de mer. En effet, les régions intérieures du Maroc oriental sont surchauffées pendant les journées d'été. De basses pressions relatives au sol y sont fréquentes comme en témoignent les violents tourbillons.

Au contraire, la mer bien que relativement chaude fait régner des températures assez fraîches et par là même des hautes pressions relatives sur les littoraux. Ainsi, presque quotidiennement en été, s'établit un régime de brise de mer dont les effets peuvent se faire ressentir assez loin à l'intérieur des terres lorsque l'organisation du relief est favorable.

Les vents du N et du NW existent aussi en dehors de la saison d'été. On peut encore invoquer l'existence de la brise de mer pour les expliquer à la fin du printemps ou au début de l'automne. En hiver, ces vents (du N et du NW) sont le fait du passage de l'air arctique maritime ou de l'air polaire maritime direct. Enfin, on note la faible représentation des vents du NE (air polaire continental sec).

Les vents des secteurs S et E (**Chergui**) sont rarement représentés. Ils résultent d'air tropical continental. Le Chergui vient du secteur E à SE, suivant que le gradient barométrique est serré ou lâche; il souffle en rafales violentes (souvent localisées), ou bien l'air continental progresse très lentement et n'atteint qu'au bout de 2 à 4 jours la zone côtière où il peut très bien ne faire qu'une passagère incursion (déviation ou annulation de la brise de mer pendant moins d'une heure). Les «coups de Chergui» se manifestent le plus souvent en été et leur durée est de quelques heures à quelques jours. Ils provoquent une élévation brusque et importante de la température. Le Chergui peut aussi, très exceptionnellement, se produire en hiver : l'air est alors sec et froid.

Le Siroco, vent de perturbation (S-SSE), souffle généralement en rafales et entraîne d'abondantes poussières et sables. Son règne est de courte durée ; il est suivi rapidement de mauvais temps. Il peut se produire pendant la saison des perturbations (octobre-mai) et provoque toujours une élévation de la température. Mais surtout, il existe une différence essentielle au sujet des directions des vents prédominants.

La figure 13 montre la variation des vitesses annuelles importantes durant la période (1995-2014) qui oscillent entre 1.35 et 2.28 m/s. La valeur de la vitesse du vent n'est pas constante tout au long de l'année. Les vitesses minimales se mettent place a partir du mois de Mai et commencent a augmenté progressivement pour atteindre le pic en mois d'Avril avec des valeurs de l'ordre de 2.5m/s en moyenne.

La figure 14 représente la variation des vitesses mensuelles du vent entre 1995 et 2014, celles-ci varient entre 1.47 m/s pendant le mois d'Août et 2.45 en mois de Mars.

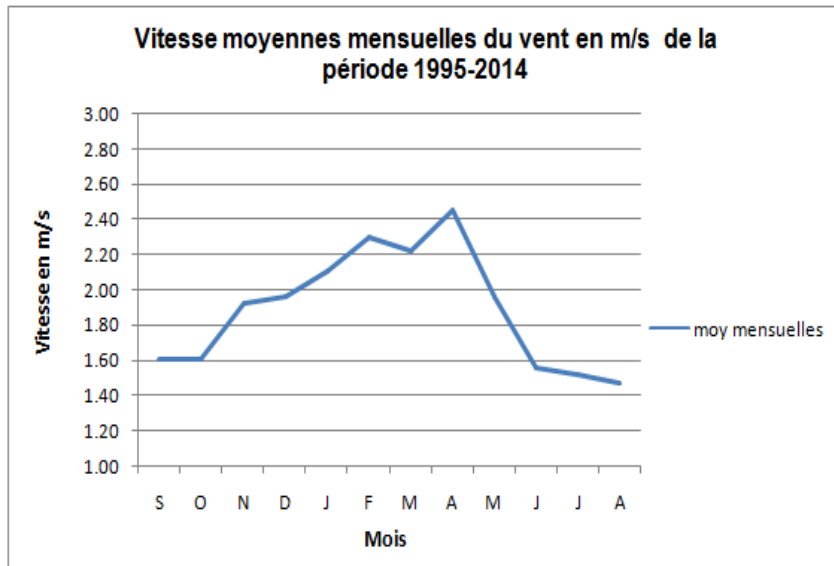


Figure 13 : Variations des vitesses moyennes mensuelles du vent en m/s à la station Zeïda de la période 1995-2014 (ABHM).

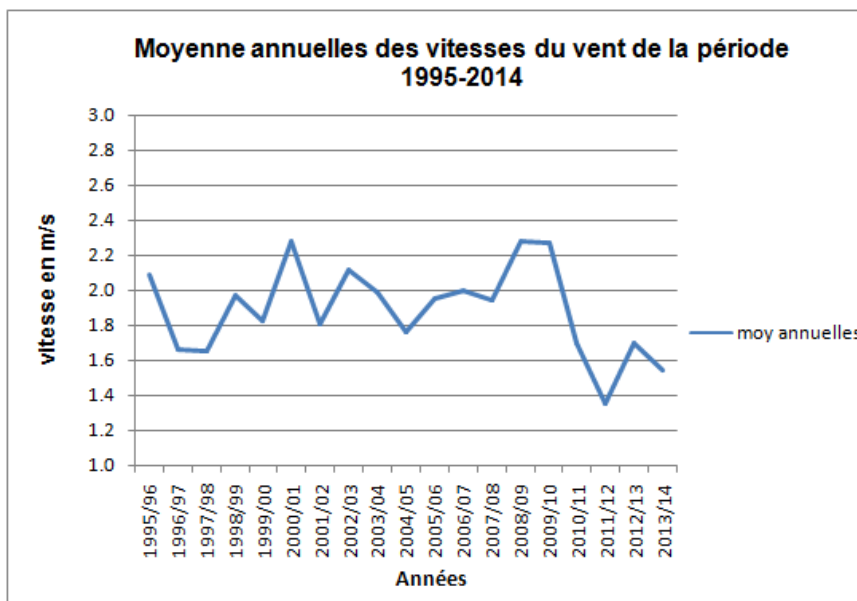


Figure 14 : Variations des moyennes annuelles des vitesses des vents à la station Zeïda de la période 1995-2014 (ABHM).

IV. Cadre hydrologique et hydrogéologique

IV.1 Réseau hydrographique

Du point de vue hydrologique, le bassin versant de moulouya (figure 15) est partagé en trois zones : la haute Moulouya (Midelt, Zeïda), la moyenne Moulouya (région de Missour) et la basse Moulouya (Guercif, Melg Elouidane en plus du périmètre irrigué). Le bassin versant de la Moulouya est drainé par un réseau hydrographique très dense, dont l'oued Moulouya est le principal cours d'eau de la région. Il reçoit un grand nombre d'affluents avant de se jeter en Méditerranée avec un volume moyen d'eau écoulé de 1179Mm³/an dont

633Mm³/an sont des apports de la Haute Moulouya (DGH, 2003). Il est d'une longueur de 520km et représente le plus grand fleuve Marocain. Il prend une direction S-W au niveau de l'amont du bassin puis une direction SW-NE à la sortie des Béni-Snassen.) Les apports d'eau du bassin de la Moulouya sont constitués essentiellement par les crues de l'oued Moulouya qui draine les eaux de ruissellement des bassins limitrophes. Etant donné le climat et la nature des sols drainés, ces apports sont caractérisés par une charge solide importante et une irrégularité saisonnière et interannuelle provoquant l'envasement des retenues à l'aval et la baisse des volumes régularisables.

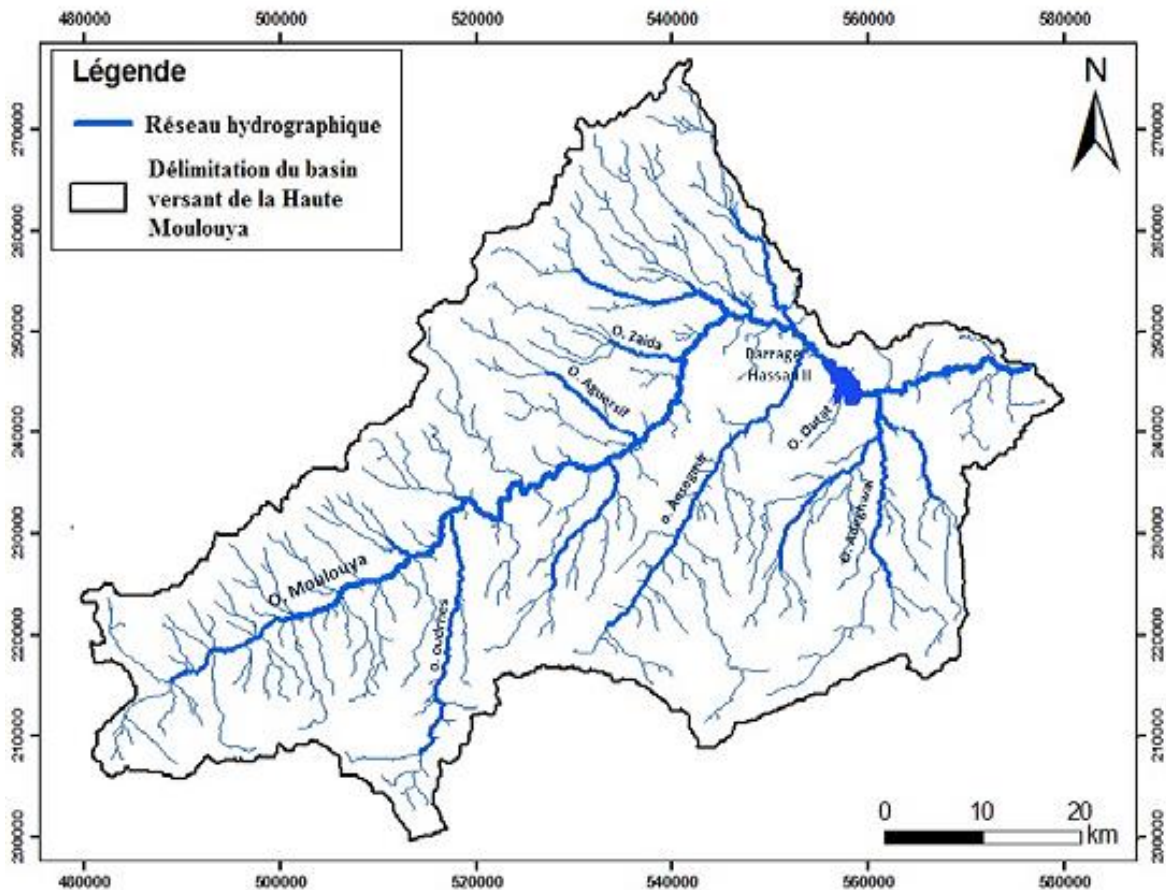


Figure 15: Carte hydrologique de la Haute Moulouya réalisée à base des MNT

IV.2 Ressources en eau

IV.1.1 Ressources superficielles

○ Les eaux de surface de la Moulouya

Les ressources en eau superficielle du Bassin Hydraulique de la Moulouya (figure 15) sont représentées par:

- l'oued Moulouya et ses affluents,
- l'oued Kert situé à l'Ouest de la Moulouya ;
- les oueds Kiss et Isly situés à l'Est de la Moulouya, en bordure de la frontière Maroc-Algérienne.

Les principaux affluents de l'oued Moulouya sont :

- l'oued Ansegmir et Enjil dans son cours amont ;
- l'oued Chouf Cherg et Cheg El Ard dans son cours moyen ;
- l'oued Melloulou dont la confluence avec l'oued Moulouya est localisée au niveau de la ville de Guercif ;
- l'oued Za et oued Ksob situés plus en aval.

L'apport moyen annuel à l'embouchure de la Moulouya est de l'ordre de 1150 Mm³/an (période 1945-2002).

La figure 14 ci-dessus montre que les débits s'élèvent pendant l'hiver (6.3 m³/s en mois de février).alors qu'ils sont très faibles en été (0.1m³/s).

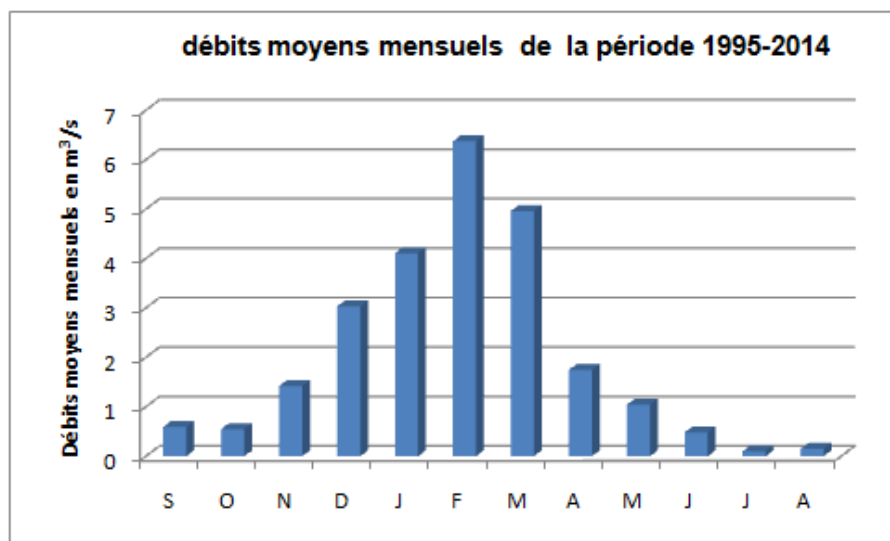


Figure 16 : Débits moyens mensuelles en m³/s (1995-2014) de l'oued Moulouya à la station Zeïda (D.G.H, 2015)

La zone d'étude se limite en aval par le barrage Hassan II (Photo.), anciennement appelé Sidi Said (coordonnées X=558.900 Y=224.250), se situant à 12 km N W de Midelt. Ce barrage fut inauguré en octobre 2000 pour faire face à plusieurs problèmes de la région. Sa capacité est de 400. Le barrage Hassan II, , constitue l'une des plus grandes retenues marocaines avec une capacité de stockage maximale de 400 millions de mètres cubes (Mm³) Mm³et un débit de 710 m³/seconde durant la période pluvieuse et 450 m³/seconde durant l'été (HCP, 2012). Il contrôle un bassin versant de 3300 km² et permet d'assurer une régularisation annuelle de 100 Mm³ des débits de l'oued Moulouya naturellement irréguliers dans sa partie amont. Il a comme vocations principales l'alimentation en eau potable, l'irrigation, la protection des zones et barrages situés en aval contre les inondations et l'envasement.



Photo 2 : Vue panoramique du barrage Hassan II (source ABHM)

○ **Les ressources souterraines**

La zone d'action de l'Agence du Bassin Hydraulique de la Moulouya renferme une trentaine de nappes dont l'importance quantitative et qualitative varie en fonction des structures géologiques, de la nature lithologique des réservoirs et des conditions climatiques.

Selon le BHM, la recharge du système aquifère en Haute Moulouya- sillon itzer/ enjil atteint les 120Mm³/an. S'étendant sur 3300km², le bassin comporte 5 aquifères principaux: Les nappes du mio- plio- quaternaire, totalisant un débit de 52Mm³/an, utilisée surtout pour l'irrigation via 12 sources (3Mm³/ an), cependant ces nappes sont vulnérables à la pollution ; La nappe des calcaires du crétacé donne naissance à une quinzaine de sources, débitant une moyenne de 12.3Mm³ /an pour l'irrigation de tout type, La nappe des calcaires bajociens, dont les débits de ses sources atteignent les 382l/s, destiné à l'irrigation, avec quelque forage pour l'alimentation en eau potable ; L'aquifères calcaire du lias est aussi utilisé pour l'irrigation via 17 sources débitant 34Mm³/an, il joue un rôle important dans l'alimentation de l'Oued Ansegmir ; Quant à la nappe des granites et argile gréseuses, son volume globale prélevé atteint 3.3Mm³/an, utilisé pour l'irrigation de 1330ha de terres agricoles.

V. Cadre pédologique

Les sols de la Haute Moulouya appartiennent à quatre classes pédologiques : sols minéraux bruts, sols peu évolués, sols calcimagnésiques, sols hydromorphes (El Hachimi, 2006)

Au milieu de la Haute Moulouya prédominent les sols gris peu évolués, les sols bruns forestiers se rencontrent au niveau des bordures montagneuses. Des sols rouges (hamris) assez argileux prédominent dans la zone de Zeïda.

Les sols au voisinage du centre minier Zeïda, sont des sols minéraux brutes couverts généralement d'une mince pellicule de résidus miniers en particuliers autour des verses à résidus miniers de traitement et dans le sens des vents dominants.

Les sols de la Haute Moulouya présentent en surface une texture limoneuse qui entraîne le développement d'une croûte de battance ; en profondeur la structure massive et l'hydromorphie due au substrat marneux donnent une faible perméabilité, ce qui entraîne la faible fertilité potentielle.

Sur ces sols dont le couvert végétal rabougri protège mal contre les précipitations violentes, on note la fréquence de ruissellement en nappe colmatante d'eau chargée en limons très fins (Ngadi, 1995). En effet, la Haute Moulouya connaît des périodes exceptionnellement pluvieuses qui succèdent à la sécheresse. Les sols, alors très dégradés et avec une faible capacité de rétention, subissent l'effet des eaux ruisselantes de façon brutale, emportant les éléments meubles du substrat et provoquant la formation d'importants débits solides. Ainsi, les sols sont pour la plupart squelettiques et souffrent d'un décapage continu. Ces sols ne sont pas profonds vu le climat érosif qui règne dans la région.

La ceinture de sols le long de l'oued Moulouya est d'aspect marneux et d'épaisseur de quelques mètres. L'activité agricole se développe dans cette ceinture verte qui longe l'oued, malgré que les sols soient érodés par le ruissellement et les crues importantes de l'oued.

VI. Végétation de la zone de Zeïda

La prospection du couvert végétal dans la région de la Haute Moulouya, tout en s'éloignant des centres miniers, a montré la présence d'une diversité de la flore indigène principalement herbacée (Saïdi, 2004). Le pourcentage de recouvrement végétal ne dépasse pas 40% et diminue au voisinage des centres miniers. Selon Saïdi (2004), la diversité des espèces végétales devient moindre en s'approchant des centres miniers Zeïda, Mibladen et Aouli. Ye et al. (1997) ont montré que la flore des sites contaminés par les métaux lourds est typiquement dégradée en comparaison avec celle des régions environnantes contenant des teneurs faibles en métaux lourds. (El Hachimi, 2006)

Les systèmes de culture dans la région de la Haute Moulouya, sont à dominante céréalière et fourragères et comportent des arbres fruitiers, en particulier le pommier. L'affectation des terres cultivables en Haute Moulouya est comme suit : céréaliculture (37,16 %), vient ensuite l'arboriculture (9,1%), le reste des terres (53,74 %) est partagé entre les cultures fourragères (1,45 %), maraîchères (1,56 %) , légumineuses (0,04 %) et jachère (32,2 %). L'occupation du sol dans la région est comme suit : Forêts 134608 ha, SAU 61681 ha (dont 76,84 % bours contre 23,15 % irrigués), 278658 ha, inculte 64234 ha. (El Hachimi, 2006)

La zone d'étude est caractérisé par les steppes d'alfa (*Stipa tenacissima* qui fera l'objet de notre présente étude) et d'armoïse (*Artemisia herba alba*) formant des peuplements climatiques dans toute la région (Figure 17).

La zone de Zeïda ne dispose pas d'une carte de végétation ce qui nous a amené à élaborer une carte tout en se basant sur des images satellitaire et l'outil de SIG.

Le couvert végétal peut être estimé à l'aide des indices de végétation dérivée d'images satellitaires. Les indices de végétation nous permettent de délimiter la répartition de la végétation sur la base des modèles de réflectance caractéristiques de la végétation verte. L'indice de végétation normalisé (NDVI), l'un des indices de végétation, mesure la quantité de végétation verte. La différence de réflectance spectrale entre le proche infrarouge (NIR) et rouge est utilisée pour calculer NDVI.

Dans la présente étude, le NDVI a été calculée à partir de l'image satellitaire Landsat8 ETM +, acquise le 10/03/2015 avec une résolution spatiale de 30m (USGS) suivant l'équation (Kouli et al, 2008):

$$NDVI = (L_{TM5} - L_{TM4}) / (L_{TM5} + L_{TM4})$$

Le NDVI a été largement utilisé dans les études de télédétection depuis son développement (Jensen, 2005). Les valeurs de NDVI vont de -1,0 à 1,0, où les valeurs les plus élevées sont pour la végétation verte et des valeurs faibles pour les autres matériaux de surface commune. Les sol nus sont représentés par des valeurs proche de 0 tandis que les plans d'eau sont représentés par des valeurs négatifs (Lillesand et al., 2004).

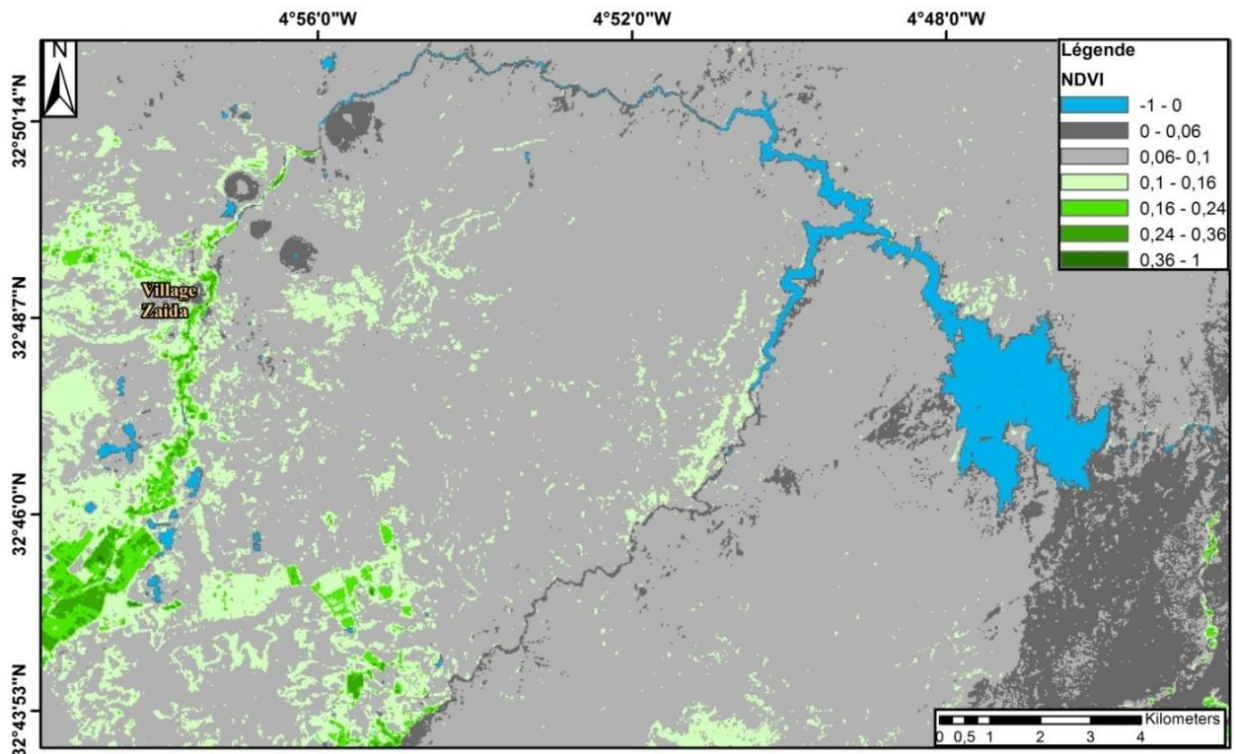


Figure 25 : indice de végétation de la zone d'étude

La végétation steppique, tellement dispersée, ne protège pas suffisamment les sols qui sont très peu développés et fortement exposés à l'érosion hydrique et éolienne violentes (figure 17).

D'après la carte la zone d'échantillonnage est caractérisée par une végétation réduite de type steppique.

- **Description de la plante *stipa tenacissima***

Alfa L'Alfa est une herbe vivace typiquement méditerranéenne, elle pousse en touffes d'environ 1m à 1m20 de haut formant ainsi de vastes nappes. Elle pousse spontanément notamment dans les milieux arides et semi arides, elle délimite le désert, là où l'Alfa s'arrête, le désert commence (Figure) (Giménez 1954).

Par ailleurs, c'est l'une des espèces xérophiles qui caractérise le mieux les milieux arides méditerranéens à l'exclusion des secteurs désertiques (Tableau 10). Sa terre d'élection est l'Afrique du Nord, et tout particulièrement les hauts plateaux du Maroc et de l'Algérie.

Tableau 11 : Nomenclature et classification botanique

Règne	Plantae
Sous règne	Tracheobionta
Super Division	Spermatophyta
Division	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Ordre	Poales
Famille	Poaceae
Genre	Stipa L.
Espèce	Stipa tenacissima L.

La plante d'Alfa comprend une partie souterraine et une autre aérienne. La partie souterraine, appelée le Rhizome, est formée d'un réseau complexe de racines très ramifiées de 2 mm de diamètre environ et profondes de 30 à 50 cm, qui se terminent par les jeunes pousses (Figure 16).

La partie aérienne est constituée de plusieurs branches portant des gaines emboîtées les unes dans les autres, surmontées de limbes longs de 30 à 120 cm. La face inférieure des limbes est légèrement brillante, la face supérieure porte de fortes nervures (Benchrik et al., 2002).

La tige est creuse et cylindrique, et régulièrement interrompue au niveau du nœud par des enchevêtrements des faisceaux. Au même niveau, se trouvent des bourgeons qui donneront naissance soit à un entre-nœud, soit à une tige, ou reste sous la forme d'une réserve qui entrera en activité lorsque la souche sera épuisée.

Les feuilles sont cylindriques, très tenaces, longues de 50 à 60 centimètres. La fleur est protégée par deux glumes de longueur égale. La glumelle supérieure semble partiellement séparée en 2 parties et la glumelle inférieure est plus fine.

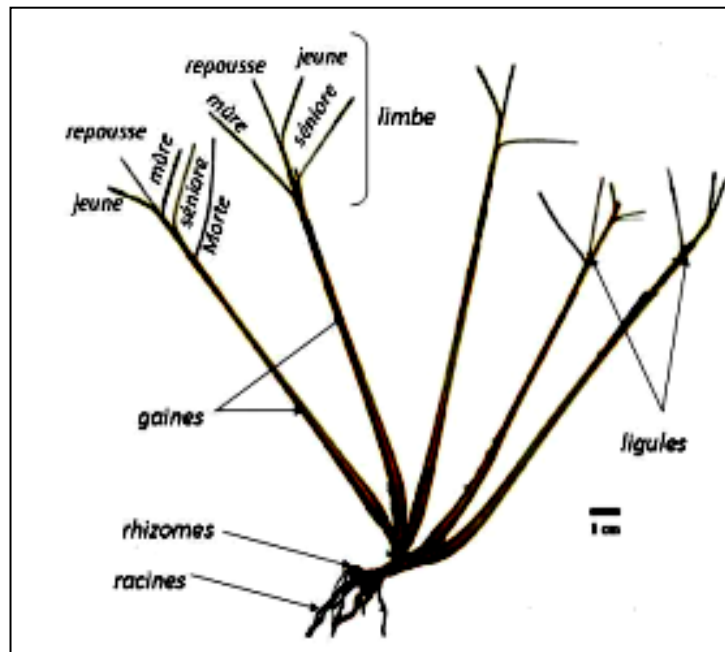


Figure 26. Morphologie de la plante d'Alfa

VII. Démographie et activité humaine

VII.1 Démographie

La haute Moulouya compte, d'après le recensement général de la population et de l'habitat (2004), 151605 habitants ,dont 106824 habitant en milieu rural, et 44781 habitant dans la commune urbaine Midelt, le centre de Zeïda compte 4968 habitants, tandis que 4952 habitent dans le milieu rural. Comme dans tout le bassin de la Moulouya, la population urbaine connaît un accroissement important, tandis que la population rurale, connaît une évolution très lente, voire un décroissement dans quelques région de la haute Moulouya (USAID, 2010), ceci essentiellement dû à :

- l'extension des périmètres urbains des grandes villes,
- l'émergence de nouveaux centres urbains,
- la migration des ruraux vers les villes.

IV.1.2 Contexte économique

L'agriculture et l'élevage sont les principales activités économique de la région, d'où l'usage intense des eaux surtout pour les cultures industrielles et l'arboriculture fruitière, et diverses activités industrielles concentrées dans les grandes villes.

L'agriculture a connu un véritable développement dans la haute Moulouya, surtout grâce au développement de la technique d'irrigation, et de l'alimentation en eau, par exemple, l'arboriculture du pommier dans la commune de Zeïda.

Les principaux types d'agriculture dans la haute Moulouya (Ahamrouni, 1996) :

- l'agriculture en bour : dépend uniquement des précipitations, mais reste tout de même limitée dû au faible leur faible taux ,

- l'agriculture irriguée : se localise souvent aux rive des oueds, et se base sur la déviation de leurs eaux.

Les pesticides et engrais constituent une source de pollution non négligeable, surtout au niveau du périmètre de l'Oued Ansegmir, où on rencontre une multitude de zones d'exploitation de pommiers.

En ce qui concerne les régions arides, l'élevage des bovins, des ovins et des caprins (USAID, 2010) sur des terres de parcours d'alfa et d'armoïse, peut constituer la seule source de revenu pour les habitants.

La haute Moulouya comporte divers autres activités, agro- alimentaires, industrielles, mais d'importances mineures, surtout après la fermeture des mines de Mibladen, d'Aouli et Zeïda.

L'activité touristique, et malgré le potentiel touristique de la haute Moulouya, reste limitée dû au faible développement de la région, que ça soit l'alimentation en eau potable, l'électricité, le réseau d'assainissement, ou la difficulté d'accès a quelques zones dû à l'absence de routes

VIII. Historique de l'exploitation minière dans le site minier Zeïda

VIII.1 Historique d'exploitation et minéralisation

Le centre d'exploitation minière Zeïda d'une superficie de 300 Km², situé sur les berges et sur le parcours même de l'oued Moulouya a été de 1972 à 1985 le siège d'une exploitation intense du minerai de plomb. À Zeïda, les gîtes sont stratiformes et la minéralisation est répartie irrégulièrement sous forme d'amas dans des arkoses sub-horizontales du Permo-Trias et disposée en placages peu épais sur les massifs granitiques (Emberger, 1965 ; Schmitt, 1976). L'association paragenétique est formée par la cérusite bien cristallisée [PbCO₃] (70%) et de la galène [PbS] (30%), avec des minéraux accessoires tels que la chalcopirite [CuFeS₂], la pyrite [FeS₂], avec de grandes quantités de barytine rose [BaSO₄] ainsi que de rares petits cubes jaunes de fluorine [CaF₂].

La zone minéralisée se situait sous des couches de stériles de 20 à 50 m (marnes, argilites rouges, grès argileux, grès arkosique) et se répartissait en bancs superposés de 5 à 7 m (Schmitt, 1976).. Suite à 14 ans d'exploitation, le bilan est comme suit: des installations de surface (atelier, laverie, matériel abandonné) ; production de 630172 tonnes de concentré

(tableau) de plomb à une teneur de 40 à 70% ; Production d'environ 12 millions de tonnes de rejets de traitements et d'environ 70 millions de tonnes de stériles de découverte, l'ensemble stockés sur les berges de l'oued Moulouya. Une dizaine de carrières à ciel ouvert remplies d'eau principalement d'eau de la nappe souterraine et de ruissèlement, formant des lacs qui sont toujours en eau sauf pour quelques un qui s'assèchent en été. Les eaux des lacs de carrière comme celle de l'oued Moulouya sont utilisées pour la consommation domestique, irrigation et abreuvement du cheptel. Les eaux d'un des trois lacs sont distribuées sans traitement préalable dans le réseau du village Zeïda qui compte 9920 habitants.

Tableau 6: Production réalisée au centre minier Zeïda de 1973à 1985 (BRPM, 2003)

Années	Concentré Pb produit (t)
1973	39400
1974	40103
1975	38160
1976	40060
1977	47800
1978	47722
1979	44642
1980	49773
1981	48804
1982	48805
1983	43001
1984	49850
1985	49845

VIII.2 Méthode d'exploitation

L'exploitation à Zeïda est basée sur les carrières. La puissance de la couche de minerai exploitée varie de 5 à 7 mètres, celle de la couche de stérile est de 20 à 50 mètres (D. M. 1990). Le stérile à enlever est découpé en gradins de 10 à 15 mètres de puissance, la couche de minerai est prise une seule fois.

L'abatage des couches stériles et de minerai se fait par des mines verticales forées à partir du toit de la couche, où dans certains cas par des mines horizontales forées à la base du stérile. L'abatage des couches supérieures à 1,5 m est effectué à l'aide de machines perforuses. Les verses à stériles sont soit près du chantier pour certains panneaux d'exploitation, soit éloignées de 500 à 1000 m du chantier.

À Zeïda, en plus du minerai exploité, du minerai à faible teneur est laissé sur place. Les panneaux exploités sont situés sur les rives de l'oued Moulouya dans un rectangle de 20 Km de long en direction NE-SW et d'une dizaine de kilomètres de large.

VIII.3 Méthode d'enrichissement du minerai

En 1960 une laverie pilote de 120 tonne/jour de capacité a été mise en place et a fonctionné pendant les années 1961 et 1962 pour les essais de traitement. Cette laverie a traité en 30 mois 54000 tonne de tout-venant et a produit 1906 tonne de concentrés 72,7 titrant % Pb et des rejets titrant 0,4 % Pb (Amade, 1965)

L'usine de traitement de Zeïda a été construite en 1970 et 1971. Elle est implantée d'une part non loin des premiers panneaux exploités et près de l'oued Moulouya sur sa rive droite du fait des besoins en eau pour le traitement par flottation du minerai.

La capacité de traitement de la laverie de Zeïda est de l'ordre de 1400000 t /an de tout venant, soit à peu près 4000 t/j (D.M., 1990). Il s'agit environ de 50000 tonnes de concentré/an à une teneur de l'ordre de 70 %. L'eau primaire de traitement était pompée de l'oued Moulouya. Le traitement du minerai était effectué en 5 étapes (D. M. 1990):

- concassage : le produit brut a une dimension inférieure à 1 m et le produit concassé à une dimension inférieure à 10 mm. Entre le concassage et le broyage s'intercale un site de stockage d'une capacité totale de 9000 tonnes.

- broyage : permet d'obtenir une dimension des grains inférieure à 290 μ , dimension en dessous de laquelle les niveaux de plomb sont suffisamment libérés.

- flottation : s'effectue dans un conditionneur et des cellules pour le dégrossissement, l'épaississement et le relavage. À l'entrée le plomb conditionné se trouve à l'état de carbonates (cérosite).

- filtration : le concentré une fois épaissi (concentration en solides variant de 50 à 70 %) est pompé vers 2 filtres à disques. Les gâteaux sortant après filtration titrent 6 à 8 % d'humidité.

Les additifs chimiques qui ont été utilisés en flottation sont :

- Sulfhydrate de Sodium 500 g/t traitée

- Silicate de sodium 1000g/t //

- Amylaxanthate de potassium 40 g/t //

- Huile de pin HPM 37 g/t //

- la verse : les rejets de la laverie, cyclonés puis épaissis pour la récupération des eaux, étaient envoyés vers des verses à résidus situés en aval au Nord et au Nord-Est de l'usine de traitement constituant ainsi des digues. Les rejets de traitement sont constitués de boues avec des résidus titrant 0,4 % de Pb avec des additifs chimiques utilisés comme collecteurs lors de la phase de flottation. L'acheminement des rejets vers les digues était assuré par deux conduites avec 3 doubles stations de pompage.

**CHAPITRE III :
MATERIEL ET METHODES**

CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES

I. Stratégie et procédures d'échantillonnage

I.1 Choix des stations d'échantillonnage :

L'objectif visé dans cette étude est d'évaluer la charge métallique (Pb, Zn, Cu, Cd) des sols et des plantes au voisinage de la mine abandonnée de Zeïda et d'estimer le potentiel de transfert des contaminants et les risques de pollution en aval de la mine en direction du barrage Hassan II et d'envisager le transfert éventuel des aérosols contaminants.

Pour ce faire une campagne d'échantillonnage a été réalisée in situ au mois de décembre 2014, une quarantaine d'échantillons (résidus miniers, sols et plantes) ont été collectée préparés et analysés.

I.2 Echantillonnage des sols

Des sols ont été échantillonnés en hiver, au voisinage du district minier de Zeïda et en aval en direction des vents dominants (figure 17). L'échantillonnage a été effectué sur les verses de résidus miniers (S1, S2, S3) situées à 3 kilomètres au Nord Est du village Zeïda, aux alentours des verses et à des distances de celles-ci en direction du barrage (S4, S5, S6, S7, S8, S9, S10, S11, S12, S13,). L'échantillonnage a été aussi réalisé au voisinage et en aval du barrage Hassan II à plus de 15 km du centre minier Zeïda (S14, S15, S16, S17 et S18). Deux échantillons de référence ont également été pris dans les stations SR1 et SR2 en amont de la zone minière loin de toute source de pollution.

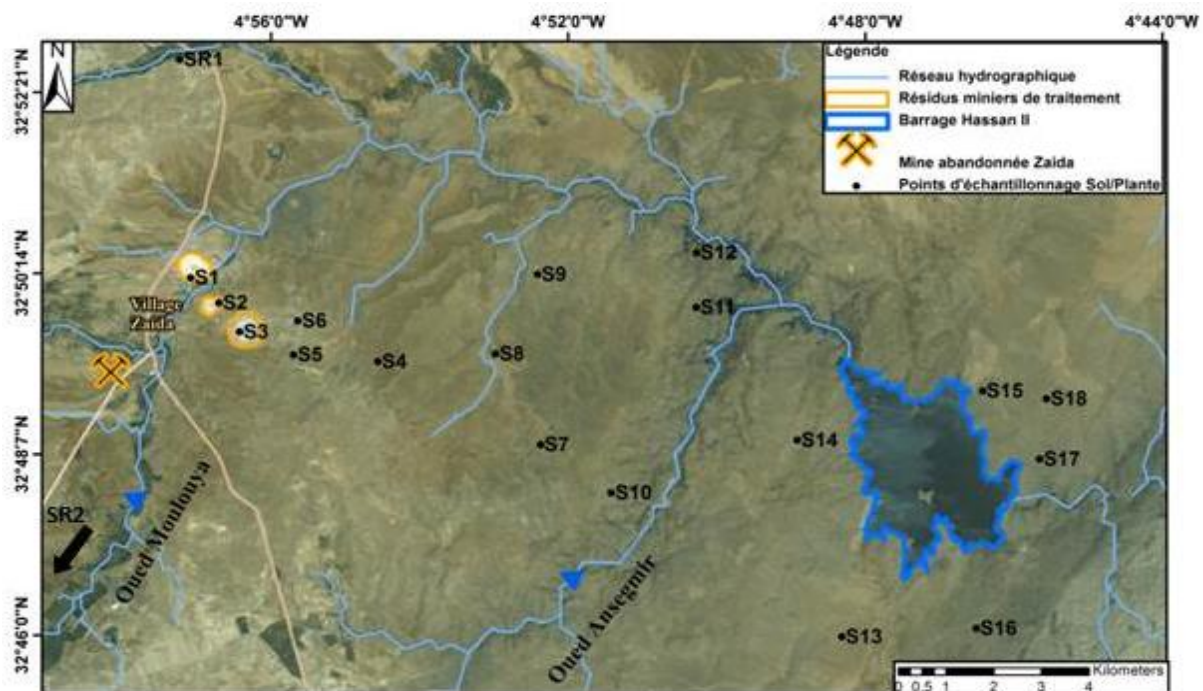


Figure 27 : Carte de situation des stations d'échantillonnage des sols au voisinage du

district minier Zeïda

Les sols de surface (0 -1cm en profondeur) ont été échantillonnés dans des terrains non agricoles à l'aide d'une benne à main en plastique. 20 échantillons de sols ont été prélevés et mis dans des sacs en plastique propres et conservés à basse température. Toutes les précautions ont été prises pour éviter toute contamination avant analyse.

I.3 Echantillonnage de la végétation :

Dix-huit échantillons de plantes de l'espèce *Stipa tenacima* (Alfa) ont été prélevés dans la zone. L'échantillonnage des plantes a été effectué, en même temps que l'échantillonnage des sols, dans les mêmes stations. Les plantes étaient soigneusement retirées du sol afin de maintenir l'intégrité de la racine et la tige et conservées dans des sacs en plastique propres et conservés jusqu'au moment de la préparation pour les analyses.

II. Caractérisation des sols et des plantes étudiés

II.1 Préparation des échantillons

L'objectif de la préparation de l'échantillon avant analyse est d'obtenir un échantillon représentatif dans lequel la concentration en polluants est aussi proche que celle présente dans l'échantillon brut.

o Echantillons des sols :

La préparation des échantillons de sols au laboratoire comprend quatre étapes :

Le séchage des échantillons se fait d'abord à l'air ambiant en salle blanche puis au four à 40°C. Un quart de l'échantillon de sol brut bien mélangé est tamisé à 2mm, selon la norme NF ISO 11 464 de prétraitement des sols, pour analyses physico-chimiques (AFNOR, 1999). On obtient ainsi deux fractions : une fraction de sol brut et une fraction inférieure à 2 mm. Cette dernière est finement broyée à l'aide d'un broyeur en anneau de tungstène. Enfin les échantillons, référencés par horizon et par fraction, seront stockés dans des sacs en plastiques avant de passer aux analyses.

o Echantillons de plantes :

Au laboratoire les échantillons des plantes (racines et tiges) fut lavés doucement par l'eau déminéralisée afin d'éliminer les adhérences de particules. Ensuite séchés à 40°C, mélangés et broyés dans un mortier en agate, la poudre résultante est conservée dans des sacs en plastique.

II.2 caractérisation physique, chimique et minéralogique

La structure, la texture et la composition d'un sol lui confèrent des caractéristiques particulières qui influencent les phénomènes d'infiltration et de rétention des ETM. Les caractéristiques physico-chimiques du sol sont exposées dans ce paragraphe.

Toutes les analyses ont été réalisées au laboratoire de géosciences à la faculté des Sciences et techniques Marrakech.

- **Granulométrie :**

La séparation des particules par groupe de taille est réalisé par tamisage à sec au travers de tamis en série AFNOR pour les particules de diamètre supérieur à 500µm. La pesée des refus des tamis permet de tracer la courbe de granulométrie.

Un granulomètre à diffraction laser (Horiba LA-300) permet d'obtenir la répartition des particules de taille inférieure, tout en se basant sur le principe de la diffraction de la lumière, où les grains en suspension dans l'eau diffractent une lumière émise par un faisceau laser. La taille des particules modifie la répartition spatiale de la lumière qui est enregistrée par des photo-diodes. La proportion de chaque classe dimensionnelle est alors déterminée.

La texture du sol est donc définie par une analyse de la distribution de taille de particules par différentes méthodes représentatives. En général, les méthodes sont utilisées pour séparer les particules de sol en trois différentes classes : sable, limon et argile. La classification donnée par le Département d'Agriculture des États-Unis (USDA) est montrée dans le tableau 12. Le sol est aussi classé en fonction de la proportion des grains appartenant aux trois classes principales qui sont représentées sous forme de triangle.

Tableau 13: Classification des sols selon le Département d'Agriculture des États-Unis (USDA).

particule	Gravier	Sable	limon	argile
Taille des particules	2 mm	5 x 10 ⁻² mm	2x 10 ⁻³ mm	

- **Teneur en eau**

La détermination de la teneur en eau ou l'humidité résiduelle des échantillons, est effectuée selon la norme AFNOR NF X 31-102. L'humidité résiduelle est définie comme la masse perdue après séchage à 105°C d'un échantillon dont la masse est constante à 40°C. L'humidité résiduelle H est exprimée en pourcentage massique et elle est calculée par la relation suivante:

$$H (\%) = \frac{m_0 - m_1}{m_0} * 100$$

m₀: étant la masse initiale d'échantillon séché à 40°C;

m₁: sa masse finale, après séchage à 105°C pendant 24 heures et refroidissement.

- **Teneur en carbonates**

Cette analyse a été réalisée au calcimètre de Bernard suivant les principes de norme AFNOR NF P94-048 (1996). La détermination se fait par dissolution du carbonate de calcium (CaCO₃) contenu dans le sol avec l'acide chlorydrique. L'acide étant en excès dans la réaction,

le volume de gaz carbonique (CO₂) dégagé est proportionnel à la quantité de CaCO₃ contenu dans l'échantillon.



- 1 molécule gramme de carbonate de calcium (100 g) donne 22,4 l de gaz carbonique à la pression de 1 atm. et à 0°C.
- 1 litre de gaz carbonique obtenu dans les mêmes conditions, est engendré par $100/22,4=4,5$ g de CaCO₃.
- 0,450 g de CaCO₃ \rightleftharpoons 100mL de CO₂
- 0,150 g de CaCO₃ \rightleftharpoons 33,3mL de CO₂

$$C (\%) = \frac{\Delta V * 100}{22.4 * M}$$

ΔV : le volume du gaz dégagé dans la burette (en ml)

M : masse initial de l'échantillon

- **Teneur en matière organique**

La teneur en matière organique a été déterminée selon la norme NF ISO 10694, les sols tamisés à 2mm ont été calcinés à une température de 500°C dans un four pendant 5h. La teneur en matière organique représente la différence entre les deux masses (avant – après calcination) (la teneur ensuite a été rapportée à 100g de l'échantillon initial).

$$M.O (\%) = \frac{(P_0 - P_1)}{P_0} \times 100$$

M0: étant la masse initiale d'échantillon séché à $40 \pm 5^\circ\text{C}$, en gramme;

M1: masse finale, après calcination à $500 \pm 5^\circ\text{C}$, en gramme.

- **Paramètres chimiques :**

Les paramètres chimiques des sols ont été est mesuré sur la fraction du sol < 2mm non broyée avec un rapport sol/solution 1/2,5 dans de l'eau distillée selon les protocoles NF X 31-117. La mesure du pH, Eh et conductivité a été effectuée ensuite grâce aux électrodes d'un multi paramètre type Thermo Scientific Orion 5-Star™ RDO Multiparameter.

Le potentiel d'oxydoréduction d'une solution peut être négatif ou positif. Plus le potentiel est élevé, plus le corps mesuré est oxydé, et inversement, plus le potentiel est faible, plus le corps mesuré est réduit. Par exemple, un sol présentant un $E_h > 400$ mV est un sol oxydé et un sol dont $E_h < -100$ mV est très réduit. (Husson, 2012).

La conductivité traduit la concentration en ions de la solution, et donc de sa charge minérale. Plus le milieu est chargé en ions et plus la résistivité augmente. un sol est équilibré lorsque sa conductivité est comprise entre 380 et 900 $\mu\text{s}/\text{cm}$, Une surcharge minérale entraîne une élévation de sa valeur ($0 < C < 3000$ $\mu\text{s}/\text{cm}$) et une carence en minéraux la fait baisser ($C > 380$ $\mu\text{s}/\text{cm}$)

- **Teneur en ETM**

Le dosage des ETM dans les échantillons des sols et des plantes a été réalisé aux unités d'Appui Technique à la Recherche Scientifique (UATRS) du centre national de la recherche scientifique et technique (CNRST) par spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES) de type Jobin Yvon Ultima 2 à visée radiale (photo2).

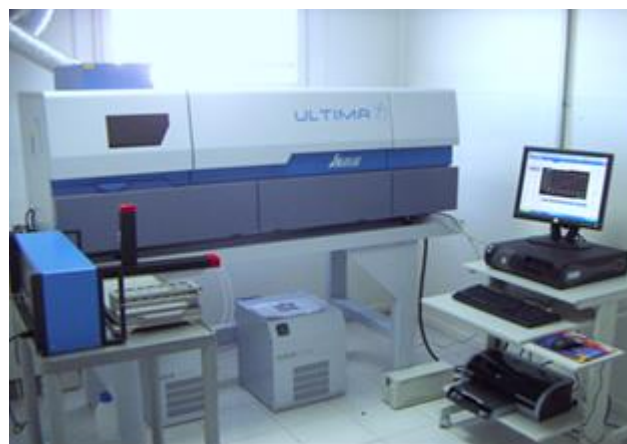


Photo 3 : Spectromètre ICP – AES (UATRS- CNRST Rabat)

- **Techniques d'analyses**

L'extraction à l'eau régale des éléments traces dans le centre se fait selon la norme NF EN 13346 : 2000.

La préparation de l'échantillon avant de passer à l'analyse dans le spectromètre passe par plusieurs étapes :

- Peser 1 gramme de matières sèches dans un tube plastique de 50 ml, et enregistrer la masse exacte.
- compléter à environ 25 ml avec de l'eau ultra-pure.
- Attaquer la solution par l'ajout 3 ml d'acide nitrique concentré et 9 ml d'acide chlorhydrique.

- Placer les tubes dans le bloc chauffant en serrant modérément les bouchons.
- Récupérer l'échantillon minéralisé et l'eau de lavage du tube, ajuster dans une fiole jaugée à un volume exact et renseigner
- Transférer l'échantillon minéralisé dans un flacon en plastique de 200 ml et laisser décanter, l'échantillon est alors prêt à être analysé.

○ **Principe**

Le principe de l'ICP-AES réside dans l'atomisation et l'excitation des éléments contenus dans une solution à l'aide d'un plasma d'argon. Lorsqu'un élément excité retrouve son état fondamental, il y a libération d'énergie sous forme de radiations électromagnétiques à des longueurs d'ondes qui sont propres à l'élément. L'intensité de ces radiations est directement proportionnelle à la concentration de l'élément dans la solution analysée. Les résultats sont donnés en mg/L et sont compensés pour la dilution survenue lors de l'acidification avec une précision de 5%.

○ **Limite de quantification et de détection**

Les erreurs sur la mesure de l'appareil est une erreur globale qui est de l'ordre de 5%.

Les limites de quantification des éléments considérés dans cette étude sont résumées dans le tableau.

Tableau 14 : Limites de quantification pour l'ICP-AES

Eléments	LQ en ppm
As	0.01
Cd	0.002
Cu, Zn	0.004
Pb	0.006

**CHPITRE IV :
RESULTATS ET DISCUSSIONS**

CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSIONS

I. Caractérisation des rejets miniers de traitement source de contamination par les ETM

I.1 Granulométrie des résidus

Les résultats de l'analyse granulométrique réalisée sur les rejets miniers de Zeïda prélevés à partir des digues à résidus montrent que l'ensemble des échantillons présentent une texture dominée par les particules fines (50 % des limons et 20% des argiles) (figure)

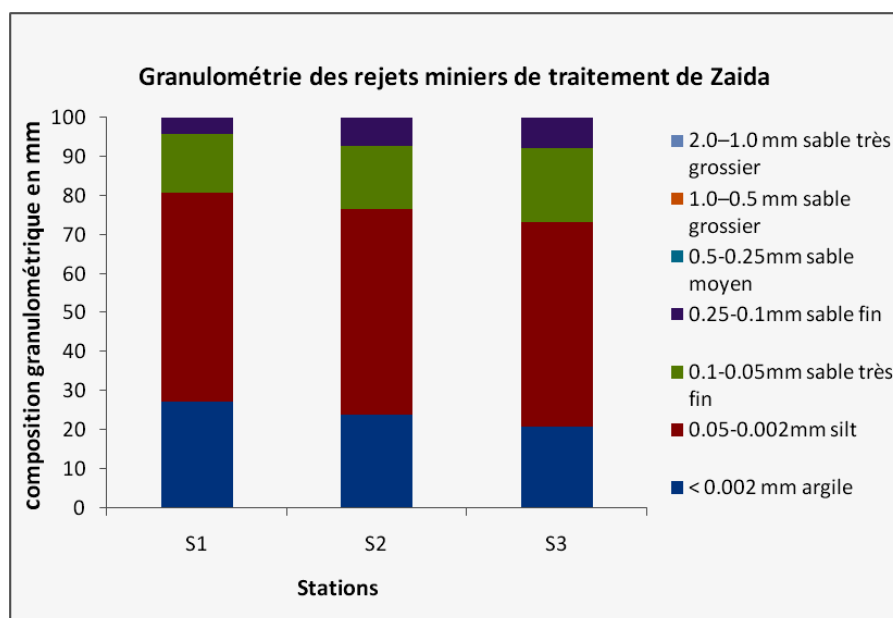


Figure 20: Composition granulométrique des rejets miniers de traitement de Zeïda

I.2 Caractérisation physico-chimique des résidus de traitement de la mine de Zeïda

Les résultats d'analyses des principales caractéristiques physico- chimiques des résidus miniers de Zeïda sont résumés dans le tableau 14.

Tableau 15 : Caractérisation physico-chimique des rejets miniers de traitement

Echantillon s	Humidité (%)	Matière organique (%)	carbonates (%)	pH	Eh (mv)	conductivité (us/cm)

S1	4	0.41	0.82	8.6	-104.6	133.7
S2	6.6	0.42	1.31	8.37	-91.8	526
S3	4.6	0.12	1.74	8.34	-90.6	121.5

Les résidus de Zeïda sont à pH alcalin ($\approx 8,4$). Cette alcalinité est liée à la présence des carbonates et/ou des silicates dans les résidus et donc dans le minerai traité. En effet, selon les résultats d'analyses (Tableau 2), le taux de calcaire total est très faible pour les rejets de Zeïda (0,47 %) et par conséquent cette alcalinité est peut être générée par les minéraux silicatés.

Les teneurs en matière organique des résidus montre des valeurs très faibles (0.12 à 0.42 %) ces faibles teneurs de MO peuvent être expliqués par l'absence de couvert végétale au niveau de ces rejets.

L'état d'oxydoréduction des résidus est réductrice avoisinante de -100mv la conductivité est faible pour S1 et S3 et moyenne pour S2. L'humidité des versées est aussi faible.

(article 2014) Selon Plant et Ratswell (1983), plusieurs métaux sont relativement plus mobiles à pH acide et en conditions oxydantes alors qu'ils sont fortement retenus sous des conditions alcalines et réductrices.

II. Caractérisation des sols : (Caractérisation physique, caractérisation minéralogique Caractérisation chimique)

II.1 Granulométrie des sols

La granulométrie est la répartition quantitative des éléments solides suivant leur taille. La distribution granulométrique confère au sol des propriétés particulières notamment en ce qui concerne la fixation des polluants car selon les classes granulométriques la nature minéralogique des éléments varie. Nous avons estimé la texture globale des horizons des sols à partir des pourcentages de trois fractions : sableuse, limoneuse et argileuse. Et en adoptant la classification donnée par le Département d'Agriculture des États-Unis(USDA).

Les résultats obtenus ont été reportés sur le diagramme triangulaire de la classification de la texture des sols (Figure). D'après ce diagramme, les différents échantillons de sols présentent une texture sableuse à limono-sableuse et limoneuse pour S5. L'abondance de la fraction sableuse est réputée défavoriser les phénomènes d'adsorption et de rétention des éléments traces du fait de la surface spécifique réduite de ces minéraux (Alloway, 1995). Les proportions de la fraction argileuse varient entre 2 et 22 %, ceux de la fraction limoneuse entre 2 et 30 % et les pourcentages de la fraction sableuse sont compris entre 50 et 96 %.

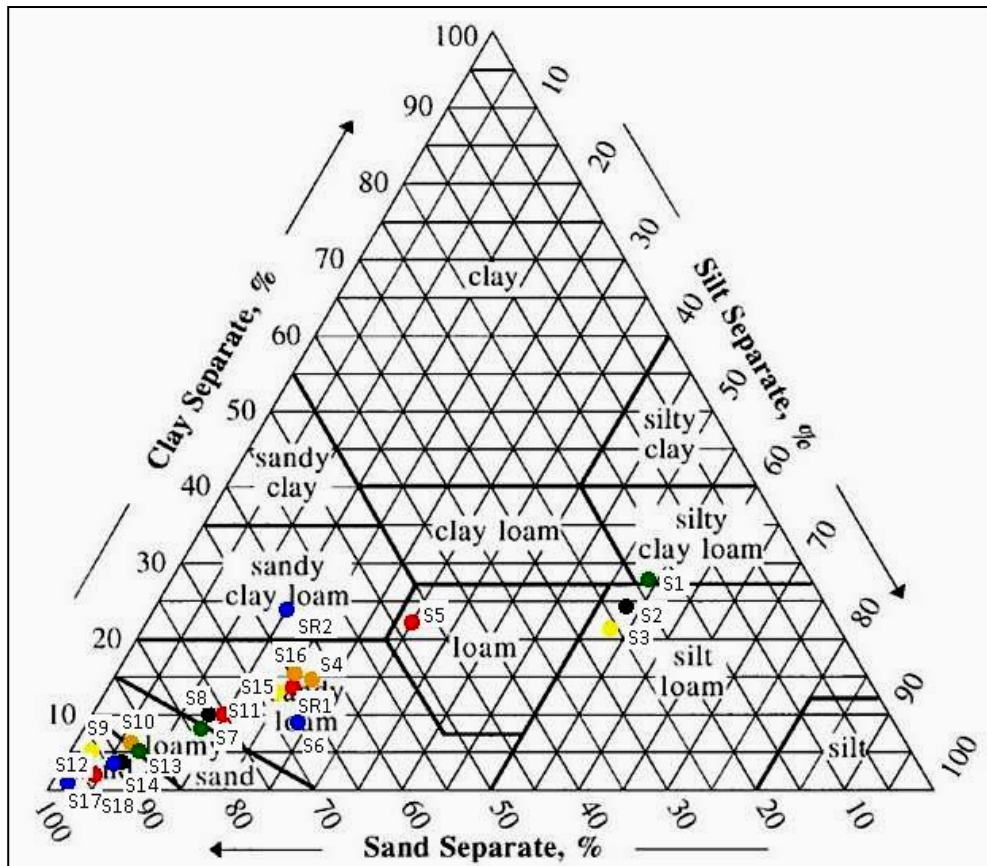


Figure 21: Triangle des textures des sols selon USDA.

II.2 Caractérisation physico-chimique des sols

Le dosage des pH_{eau} des différents échantillons du sol montre des valeurs neutre à légèrement alcalin qui varient entre 7.8 et 8.82. Ces valeurs peuvent être dues au contexte général carbonaté. Les sols dans la zone sont aussi réducteurs atteignant des valeurs de l'ordre de -100mv.

Certains sols montrent des pourcentages très élevés en carbonates atteignant 65.2 % pour SR2 et 44.51 pour S4 (Tableau 17). tandis que d'autres sont décarbonatés (S8, S9, S10, S11, S14 et S17)

Les pourcentages de matière organique dans les sols varient de 0.19 à 2.44%. Pratiquement tous les sols présentés sont dépourvus de matière organique ce qui pourra être expliqué par le faciès silicaté. Les conductivités sont moyennes et la teneur en eau est faible varie entre 0.6 et 7.4.

Tableau 16: Propriétés physicochimiques des sols

Echantillons	H (%)	M.O (%)	CaCo ₃ (%)	pH	Eh (mv)	conductivité (us/cm)
SR1	7.4	1.03	27.72	8.1	-79.3	247.5
SR2	5.2	2.44	65.2	8.35	-81.2	181.5
S4	4	2.41	44.51	8.3	-88.3	124.4
S5	3.6	0.99	24.82	8.44	-96.1	84.3
S6	2	0.2	8.21	8.63	-106.5	-58.8
S7	2.8	0.79	17.86	8.71	-110.9	81
S8	2.2	0.58	0.88	8.7	-110.3	64.9
S9	0.8	0.19	0.87	8.77	-114.5	38
S10	0.6	0.58	0.84	8.82	-117.2	34.4
S11	2.4	0.39	0.84	8.46	-96.9	75.5
S12	1.2	0.19	0.44	8.8	-116.1	55.3
S13	2	0.586	18	8.71	-110.8	62.7
S14	1	0.04	0.83	7.86	-64.1	64.7
S15	3	0.19	12.89	8.33	-89.8	51.9
S16	2.2	1.37	6.86	8.52	-100.1	111.8
S17	0.8	0.58	0.86	7.8	-62.7	49.3
S18	0.6	0.19	3.07	8.66	-91.8	49.5

III. Contamination métallique des sols aux alentours de la source de pollution et en direction du barrage Hassan II

III.1 Teneurs en ETM dans les sols/ comparaison avec des références

Les résultats de mesures des teneurs en éléments traces Pb, Zn, Cu, Cd et As dans les sols étudiés sont représentés dans les figures (22-23-24-25-26)

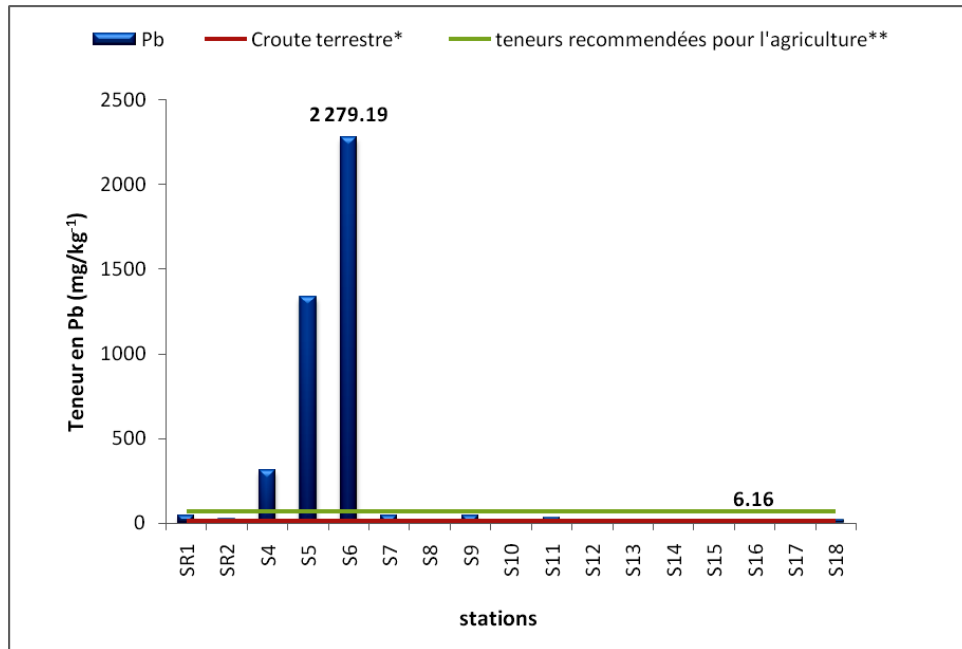


Figure 22 : Variation des teneurs en Pb dans les sols étudiés

* (Kabata-Pendias and Pendias, 1999, 2001)

* (Kabata-Pendias and Pendias, 1999, 2001)

** Recommandations pour la qualité des sols concernant le Pb (mg·kg⁻¹) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999).

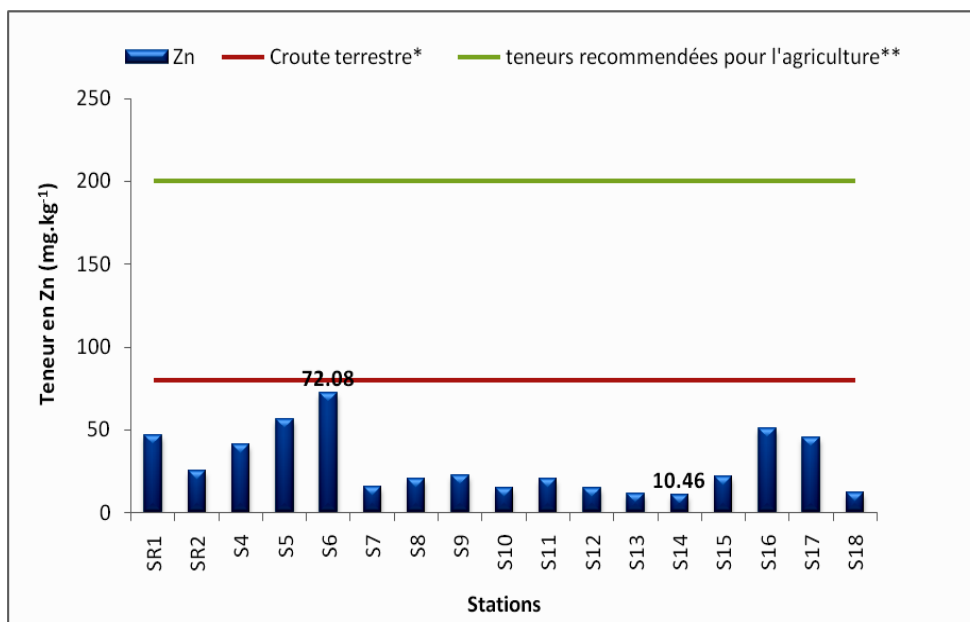


Figure 28: Variation des teneurs en Zn dans les sols étudiés

* (Kabata-Pendias and Pendias, 1999, 2001)

** Recommandations pour la qualité des sols concernant le Zn (mg·kg⁻¹) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999).

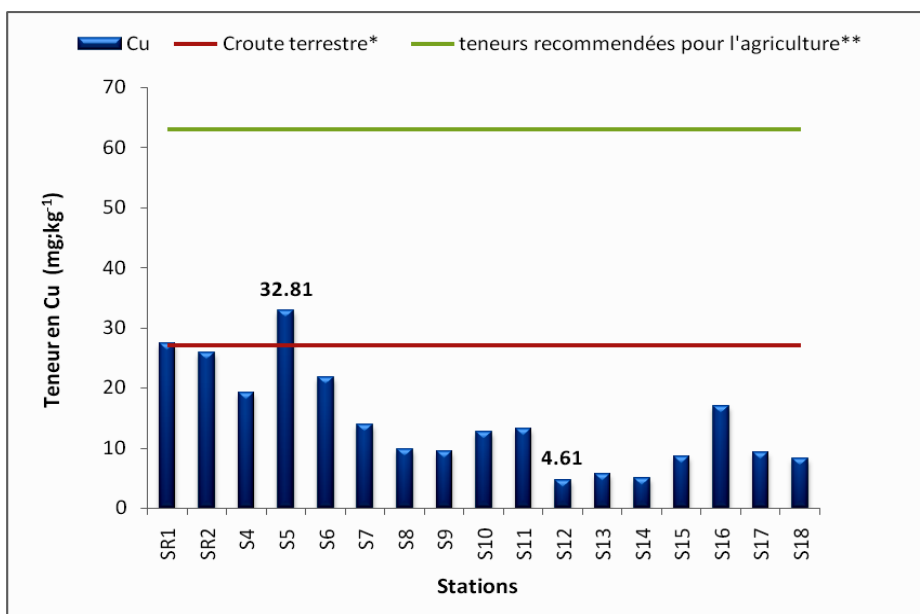


Figure 24: Variation des teneurs en Cu dans les sols étudiés

* (Kabata-Pendias and Pendias, 1999, 2001)

** Recommandations pour la qualité des sols concernant Cu (mg.kg⁻¹) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999).

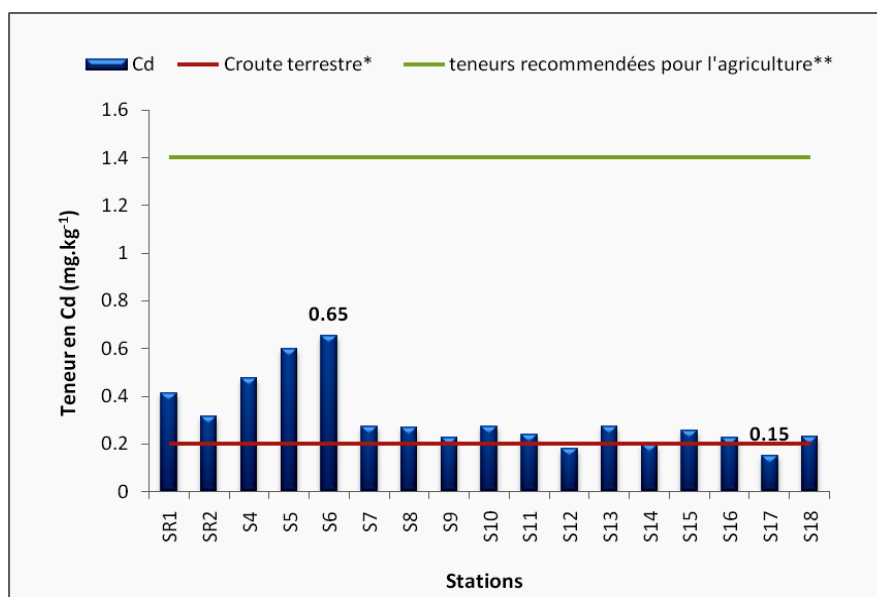


Figure 25: Variation des teneurs en Cd dans les sols étudiés

* (Kabata-Pendias and Pendias, 1999, 2001)

** Recommandations pour la qualité des sols concernant le Cd (mg.kg⁻¹) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999).

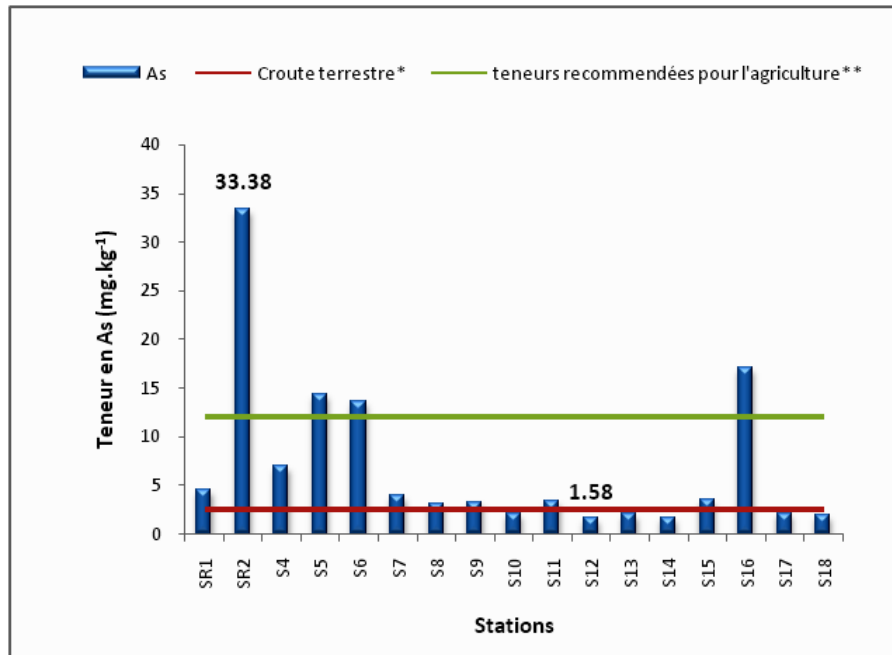


Figure 26: Variation des teneurs en As dans les sols étudiés

* (Kabata-Pendias and Pendias, 1999, 2001)

** Recommandations pour la qualité des sols concernant As (mg.kg⁻¹)
(Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999).

La variation des teneurs en Pb des sols des différentes stations étudiées montre des valeurs qui varient entre 6,16 et 2279,19 mg.kg⁻¹. On note bien une contamination métallique en Pb des stations S4, S5 puis S6 où le sol est excessivement contaminé par Pb par comparaison d'une part avec les sols de référence non contaminés et avec les teneuses enregistrées dans la croute terrestre et en particulier avec les teneurs recommandées pour les sols agricoles. Les sols des stations éloignées des versées à rejets miniers de traitement montrent des teneurs faibles en Pb et par suite ne présentent pas de contamination par cet élément métallique.

En ce qui concerne Zn, la teneur maximale est enregistrée au niveau du sol de la station S6 (72,08 mg.kg⁻¹). Cependant les teneurs en Zn dans tous les sols étudiés sont inférieures aussi bien à celles recommandées pour les sols agricoles qu'à la moyenne de Zn dans la croute terrestre. Elles sont également proches des teneurs des 2 stations de références. Les sols étudiés ne sont donc pas contaminés par le Zn.

Concernant Cu les sols étudiés présentent des teneurs en Cu toutes inférieures aux teneurs de références à l'exception de la teneur en Cu enregistrée à la station S5 qui est légèrement supérieure à la teneur en cet élément dans la croute terrestre.

Les teneurs en Cd des sols étudiés varient entre 0,15 mg.kg⁻¹ et 0,65 mg.kg⁻¹. Les teneurs les plus élevées ont été enregistrées aux stations S4, S5 et S6. Les teneurs en Cd mesurées dans les sols des différentes stations ne montrent pas de grandes différences comparées aux teneurs de Cd dans les sols des stations de références. Ces teneurs sont

légèrement supérieures à celle dans la croûte terrestre mais restent inférieures aux teneurs recommandées pour l'agriculture.

Les teneurs en **As** sont comprises entre 1,58 mg.kg⁻¹ au sol à la station S12 et 33,38mg.kg⁻¹ au sol à la station de référence SR2 qui est située à environ 5Km au nord des versants. Cette dernière valeur peut être alors attribuée au fond géochimique et au phénomène de pédogénèse dans cette station. La station S16 au voisinage du Barrage Hassan II présente une teneur plus élevée (17,07 mg.kg⁻¹) que les autres stations. Cette anomalie peut être en relation avec le fond géochimique formé de roches granitiques à cet endroit. A part ces deux anomalies, ce sont juste les stations proches des haldes (S4, S5 et S6) qui présentent des teneurs dépassant les teneurs de références.

En conclusion et en comparaison avec les différentes teneurs de références considérées, les sols situés au voisinage des versants présentent une contamination métallique accentuée par Pb et As. Cependant on enregistre une diminution des teneurs en ETM (Pb, Zn, Cu, Cd et As) dans les sols tout en s'éloignant des versants à résidus miniers de traitement et en direction du barrage Hassan II. Par ailleurs, concernant Cu, Zn et Cd les teneurs enregistrées dans les sols en s'éloignant des versants à rejets miniers sont généralement faibles et respectent les normes canadiennes de l'agriculture.

III.2 Indices de contamination

L'évaluation de la contamination métallique et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies.

Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Les études fondamentales ou appliquées normalisent les teneurs en ETM par rapport à celles d'un matériel de référence (Upper Continental Crust) qui n'a parfois aucun rapport avec l'environnement immédiat. Ces indices peuvent prendre la forme de l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969). Une autre manière consiste à présenter l'enrichissement relatif d'un ETM par rapport à un élément immobile non affecté par les activités anthropiques (Al, Th, Ti, Sc) tel que le facteur d'enrichissement et l'indice de pollution métallique (Meybeck et al., 1998).

Dans cette étude, deux indices différents ont été utilisés pour évaluer le degré de contamination par les éléments traces métalliques dans les sols de la région de Zeïda.

○ Pollution load index « PLI »

Pollution load index « PLI » a été déterminé pour toutes les stations d'échantillonnage comme la racine nième du produit des facteurs de contamination FC.

$$\mathbf{FC = [Teneur mesurée du métal / Teneur de référence]}$$

$$PLI = (FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n)^{1/n}$$

Cet indice empirique fournit des moyens simples de comparaison pour évaluer le niveau de la pollution par les métaux lourds (Tomlinson et al. 1980), la valeur $PLI > 1$ indique la présence d'une pollution tandis qu'un $PLI < 1$ indique l'absence de la pollution métallique.

○ **L'indice de Géo-accumulation (Igeo)**

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. En effet, L'indice de Géo-accumulation a été calculé en utilisant la formule suivante (Abraham et Parker, 2008)

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / 1.5 B_n]$$

Où :

- * **C_n** est (SHALE value) la teneur mesurée de l'élément dans les sols,
- * **B_n** est la concentration du fond géochimique naturel du métal (n):
Pb (20), Cd (0,3), Cu (45), Zn (95), As (13) (turekian 1961).
- * le coefficient 1,5 rend compte des variations dans les niveaux de background pouvant être causées par des effets de lithologie. (Varol 2011).

Tableau 17 : Degré de la pollution métallique en termes de sept classes d'enrichissement (Abraham and Parker, 2008)

Igeo Valeur	Igeo Classe	Qualité du sol
5>	6	Extrêmement pollué
4-5	5	très à extrêmement pollué
3-4	4	fortement pollué
2-3	3	modérément à fortement polluées
1-2	2	modérément polluée
0-1	1	non pollué à modérément polluée
≤0	0	Pratiquement non pollué

La détermination des indices considérés dans l'étude pour les différentes stations de sols a donné les résultats présentés sur les tableaux 18 et 19.

Tableau 18: Facteurs de contamination et indice de pollution des sols étudiés.

Référence	FC (As)	FC (Cd)	CF (Cu)	CF (Pb)	CF (Zn)	PLI Sol
S4	1.54	1.15	0.70	6.77	0.88	1.49
S5	3.20	1.45	1.20	28.84	1.20	2.86
S6	3.04	1.58	0.79	49.20	1.54	3.11
S7	0.87	0.66	0.51	1.01	0.34	0.63
S8	0.68	0.65	0.36	0.49	0.44	0.51
S9	0.73	0.54	0.35	1.01	0.48	0.58
S10	0.47	0.66	0.46	0.26	0.31	0.41
S11	0.74	0.58	0.48	0.65	0.44	0.57
S12	0.35	0.44	0.17	0.35	0.31	0.31
S13	0.45	0.66	0.21	0.34	0.25	0.35
S14	0.37	0.48	0.18	0.21	0.22	0.27
S15	0.77	0.62	0.31	0.46	0.47	0.50
S16	3.81	0.54	0.62	0.13	1.08	0.71
S17	0.48	0.36	0.34	0.48	0.97	0.49
S18	0.42	0.55	0.30	0.38	0.25	0.37
SR1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR2	7.45	0.76	0.94	0.58	0.54	1.11

Les facteurs de contamination calculés pour les sols étudiés montrent des valeurs supérieures à 1 et d'autres qui lui sont inférieures. On note clairement des valeurs élevées pour Pb (28,84) (49,20) respectivement dans la station S5 et S6 et de l'ordre de 3 pour As dans ces deux stations. Les valeurs sont moins élevées pour la station S4. L'indice de pollution PLI confirme la contamination métallique de ces sols avoisinant les digues par ces deux éléments métalliques Pb et As.

Le calcul de l'indice de contamination par le plomb des sols étudiés a permis de montrer que les sols des stations S4, S5, et S6 sont fortement à extrêmement pollués avec des valeurs de l'indice strictement supérieures à 3.

En ce qui concerne l'arsenic, le cadmium, le cuivre et le zinc les indices de contamination des sols des stations étudiées semblent refléter le fond géochimique naturel du sol de la zone d'étude ($I_{geo} < 0$).

Tableau 19: Indices de contaminations des sols étudiés

Référence	As	Cd	Cu	Pb	Zn
S4	-1.50	0.07	-1.81	3.39	-1.79
S5	-0.44	0.41	-1.04	5.48	-1.34
S6	-0.52	0.53	-1.64	6.25	-0.98
S7	-2.33	-0.73	-2.28	0.65	-3.17
S8	-2.67	-0.75	-2.78	-0.41	-2.79
S9	-2.58	-1.00	-2.84	0.64	-2.67
S10	-3.23	-0.73	-2.42	-1.29	-3.28
S11	-2.55	-0.92	-2.36	0.01	-2.79
S12	-3.62	-1.31	-3.87	-0.91	-3.29
S13	-3.27	-0.72	-3.56	-0.92	-3.62
S14	-3.54	-1.19	-3.77	-1.60	-3.77
S15	-2.50	-0.82	-2.98	-0.51	-2.70
S16	-0.19	-1.01	-1.99	-2.28	-1.49
S17	-3.19	-1.59	-2.88	-0.43	-1.66
S18	-3.37	-0.97	-3.03	-0.76	-3.60
SR1	-2.12	-0.12	-1.30	0.63	-1.61
SR2	0.78	-0.52	-1.39	-0.15	-2.50

III.3 Traitement statistique par ACP

Afin de déterminer les affinités entre les teneurs en métaux lourds les paramètres physicochimiques des sols étudiés, il existe des descripteurs caractérisant cette relation en employant une analyse en composantes principales. C'est une méthode de réduction du nombre de variables permettant la représentation géométrique des observations et des variables. Cette réduction n'est possible que si les variables initiales ne sont pas indépendantes et ont des coefficients de corrélation non nuls (Bouroche et Saporta, 1980).

Le grand intérêt de l'ACP réside aussi dans le fait qu'elle prend en compte toutes les variables entrées simultanément et que l'interprétation des résultats se limite le plus souvent à l'interprétation des premières composantes. Des cercles de corrélations permettent de schématiser les liens existant entre les différentes variables étudiées.

Les données expérimentales ont été traitées statistiquement à l'aide de Microsoft Excel 2010 et de sa macro XLSTAT Version 2014.5.03.

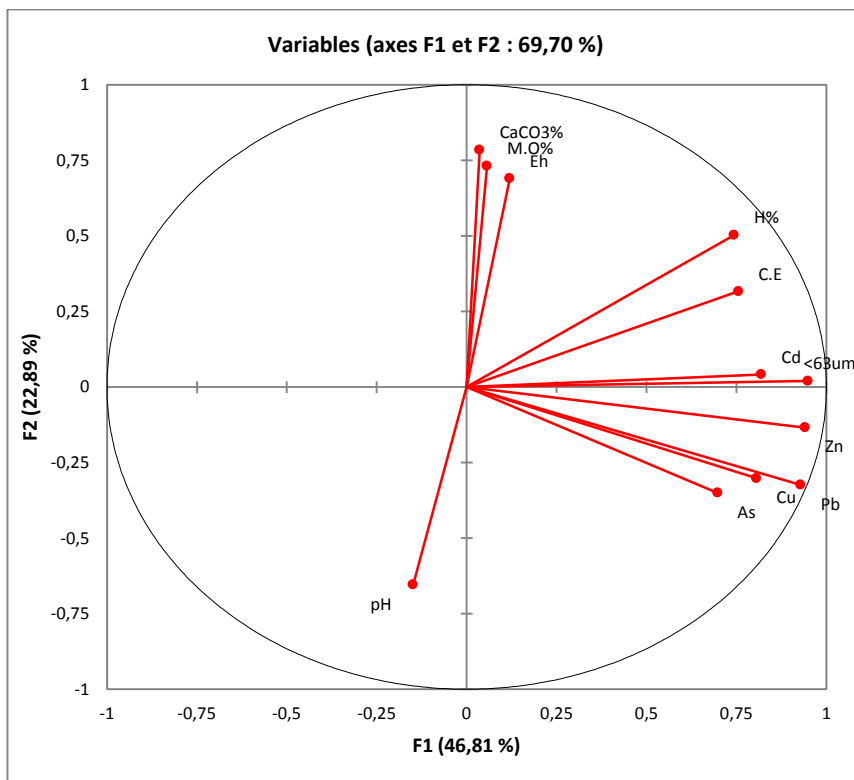
Pour le traitement des données par ACP, nous avons utilisé 7 variables: le pH, l'Eh, la conductivité électrique, le pourcentage en humidité, en matière organique et en carbonates ; la fraction fine des sols et les teneurs en ETM.

L'analyse en composante principale (ACP) à partir des 12 variables (Tableau 20) a donné un cercle de corrélation dont les deux axes expliquent 69,70% de l'inertie total.

- La première composante contribuant pour 46.81% de la variance totale est corrélée positivement au pourcentage en carbonates, en matière organique et en Eh, et négativement au pH.

- La deuxième composante (22.89% % de l'inertie) est corrélée négativement aux teneurs en ETM (As, Cu, Pb et Zn) et positivement à la fraction fine, la teneur en Cd, la conductivité électrique et le pourcentage d'humidité résiduelle au résidu sec, aux matières en suspension, aux nitrates, aux nitrites et à la conductivité électrique.

Schématiquement, nous pouvons considérer que l'ensemble des paramètres mesurés et analysés dans les sols étudiés permettent de définir quatre groupes qui se distinguent sur le plan (figure 27). Le premier groupe renferme les sols des rejets miniers (S1,S2 et S3), avec les pourcentages élevés en ETM , la fraction fine (<63um), l'humidité et la conductivité électrique. Le second groupe comporte les sols des deux stations de référence (SR1 et SR2) et le sol de la station S4 corrélés avec les paramètres physicochimiques (MO%, CaCO₃ et l'Eh). Le troisième groupe renferme les sols des deux stations (S5 et S6) avoisinants les versées et présentant des teneurs élevées en ETM et les plus influencées par l'Eh et la conductivité et pour qui le pH ne joue aucun rôle. Le dernier groupe assemble les sols des autres stations.



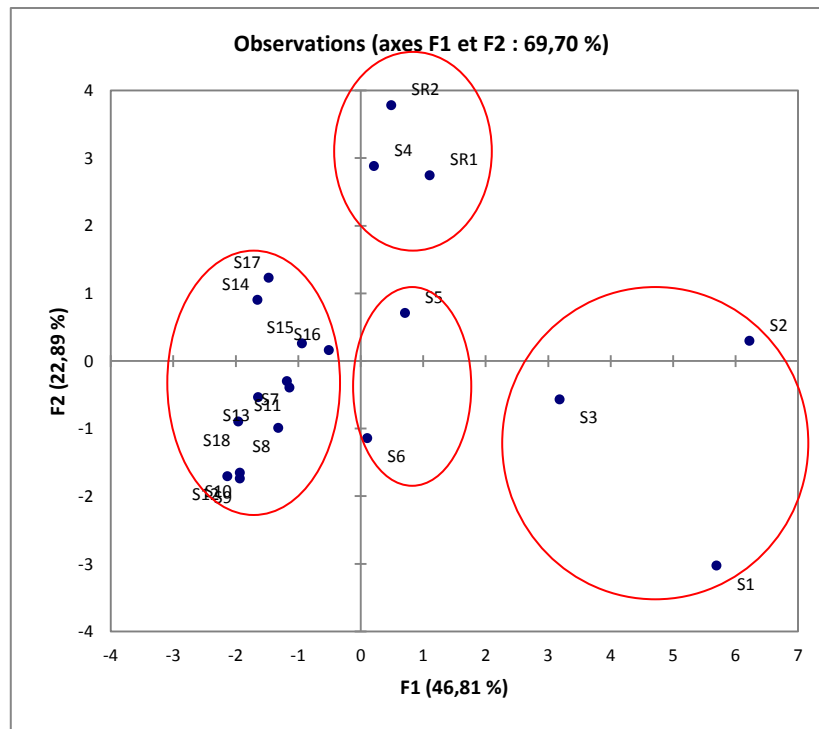


Figure 27 : Cercle de corrélation des caractéristiques physico-chimiques des sols et teneurs en ETM (ACP)

Nous avons eu recours à une analyse en composantes principales (ACP) sur une matrice de corrélation de données. Les principales corrélations qui résument les relations entre ces variables sont présentées dans le tableau 20.

L'examen de la matrice de corrélation entre les variables (Tableau 20) révèle la présence des corrélations positives suivantes :

- Pb et Zn sont très fortement corrélés entre eux (0.92) et avec Cu, Cd et As ;
- As et Cu sont aussi très fortement corrélés entre eux (0.98) et avec Pb et Zn ;
- Cd est fortement corrélé avec Pb (0.73) et moyennement corrélé avec Cu ;
- Zn et Pb avec la conductivité électrique et l'humidité ;
- La conductivité avec la fraction fine, Pb et l'humidité ;
- les carbonates avec la matière organique ;
- La fraction fine (<63um) est corrélée positivement avec tous les ETM étudiés puisqu'elle favorise l'adsorption de ces derniers.

Une corrélation négative très forte est cependant enregistrée entre le pH et l'Eh.

Tableau 20 : Matrice de corrélation (Pearson (n)) des sols

Variables	H%	M.O%	CaCO3%	pH	Eh	C.E	<63um	As	Cd	Cu	Pb	Zn
H%	1											
M.O%	0.40	1										
CaCO3%	0.49	0.87	1									
pH	-0.28	-0.14	-0.17	1								
Eh	0.26	0.19	0.24	-0.96	1							
C.E	0.79	0.19	0.16	-0.23	0.22	1						
<63um	0.73	0.13	0.11	-0.09	0.07	0.62	1					
As	0.28	-0.03	-0.09	0.08	-0.08	0.20	0.65	1				
Cd	0.64	-0.04	-0.01	-0.07	0.03	0.80	0.78	0.23	1			
Cu	0.41	-0.03	-0.08	0.04	-0.06	0.34	0.75	0.98	0.39	1		
Pb	0.47	-0.21	-0.25	0.01	-0.03	0.59	0.85	0.79	0.73	0.86	1	
Zn	0.58	-0.11	-0.17	-0.14	0.09	0.66	0.90	0.60	0.85	0.71	0.92	1

IV. Contamination métallique des plantes aux alentours de la source de pollution et en directions du barrage Hassan II :

IV.1 Teneurs en ETM chez les végétaux étudiés/ comparaison avec les références

Les résultats de mesures des teneurs en éléments traces Pb, Zn, Cu, Cd et As dans les plantes étudiés sont représentés dans les figures (28-29-30-31-32).

La distribution des teneurs en Pb des plantes dans la zone d'étude montre des valeurs largement supérieures à la teneur canadienne recommandée (figure 28), surtout dans la station S1 où les plantes poussent sur les résidus miniers de la digue 1 avec une valeur maximale de l'ordre 1332 mg.kg⁻¹. Les teneurs sont aussi importantes pour les plantes des stations S5 et S6 les plus proches des verses puis continuent à diminuer en aval en direction du barrage Hassan II jusqu'à atteindre une valeur minimale de 3,47 mg.kg⁻¹ pour la plante P18 située en aval du barrage.

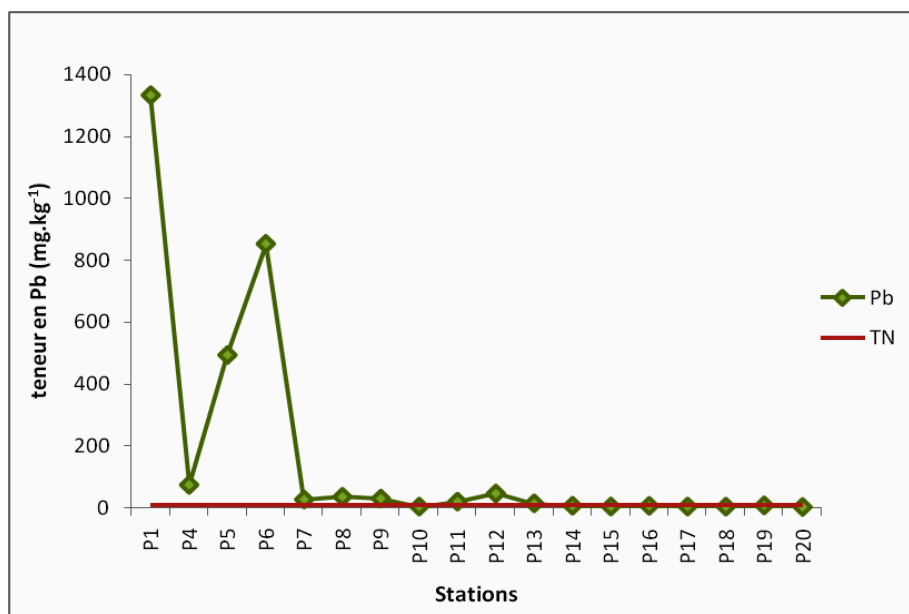


Figure 28 : variation des teneurs en Pb chez les végétaux étudiés

TN : Concentrations en Cu généralement normales pour différentes espèces de plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

En ce qui concerne Zn (figure 29), la plante de la première station montre une valeur de l'ordre de 150,5 mg.kg⁻¹ qui est légèrement supérieure à celle recommandée pour les plantes et qui est estimée à 150 mg.kg⁻¹. Les teneurs de Zn diminuent brusquement dans les plantes de la station 1 à la station 4 puis enregistrent une faible élévation dans les plantes des stations S5 et S6 ou ils atteignant une valeur de 25 mg.kg⁻¹ puis les teneurs diminuent progressivement dans les plantes étudiées tout en s'éloignant des digues en direction barrage Hassan II.

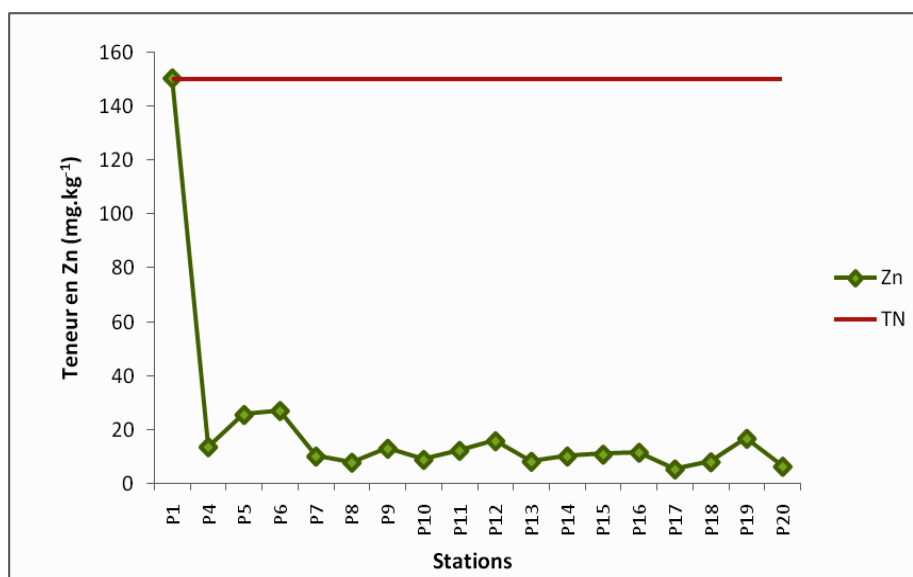


Figure 29 : variation des teneurs en Zn chez les végétaux étudiés

TN : Concentrations en Cu généralement normales pour différentes espèces de plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

La teneur en Cu est maximale dans la plante sur la digue à la station S1 (58,8 mg.kg⁻¹) cette teneur est largement supérieure à la teneur recommandée (figure 30). Les teneurs en Cu des plantes de la digue vers le barrage Hassan II sont faibles et sont toutes inférieures à la teneur normale.

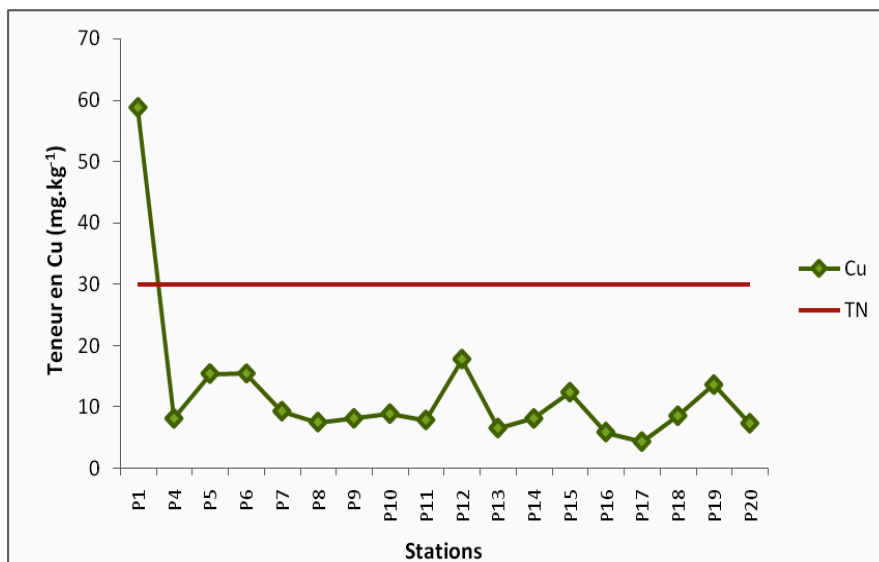


Figure 30 : variation des teneurs en Cu chez les végétaux étudiés

TN : Concentrations en Cu généralement normales pour différentes espèces de plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Concernant la teneurs en Cd (figure 31), elle enregistrent des teneurs qui dépassent toutes la norme pour toutes les plantes des différentes stations à l'exception des plantes P10 et P11.

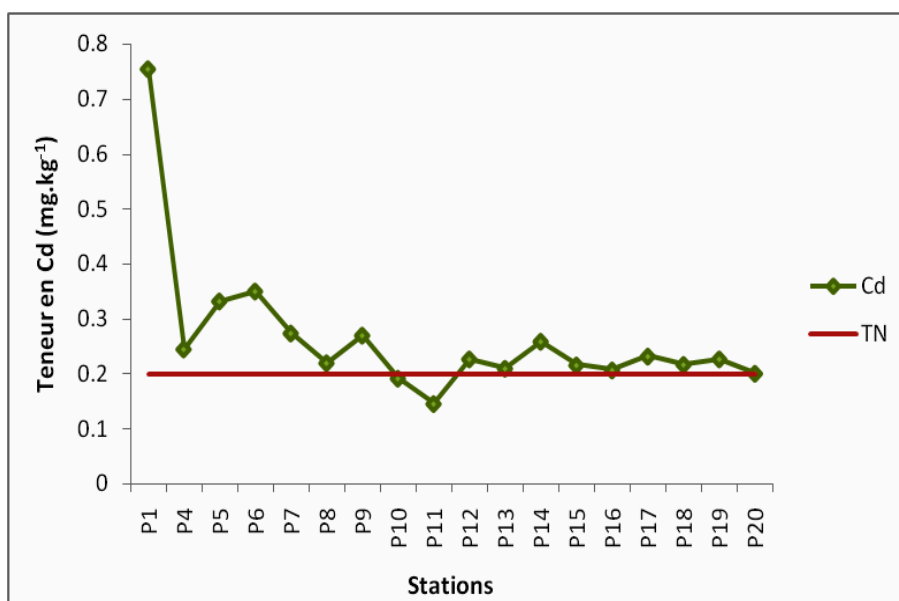


Figure 31 : variation des teneurs en Cd chez les végétaux étudiés

TN : Concentrations en Cu généralement normales pour différentes espèces de plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Pour l'élément trace métallique As (figure 32), les résultats montrent des teneurs élevées pour les plantes de P1 à P7 puis la plante P16. La teneur est maximale pour la plante P1 sur la digue à résidus. Les plantes P5 et P6 présentent des teneurs élevées dépassant la teneur de référence. La contamination se fait sentir très loin près du barrage Hassan II.

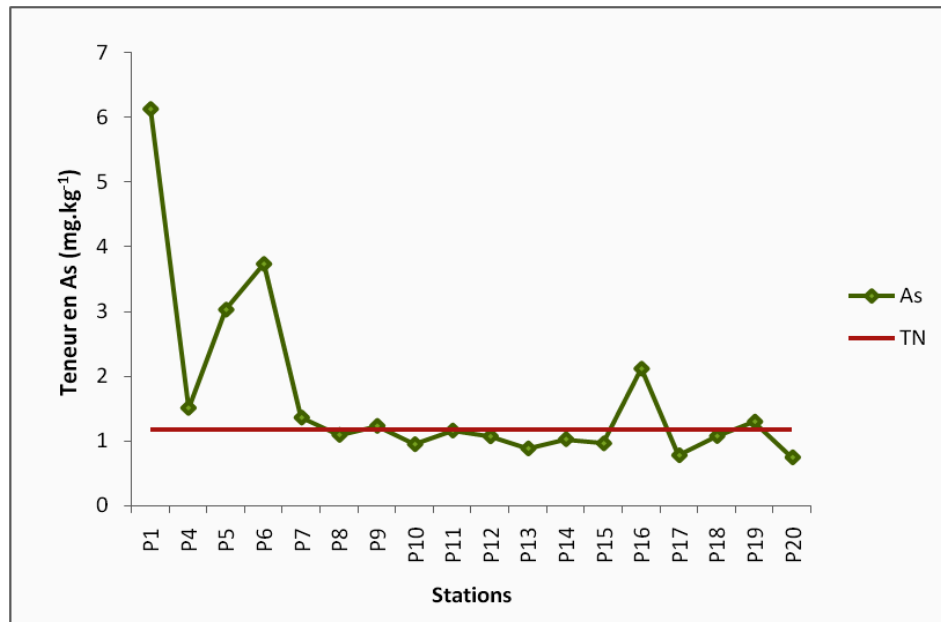


Figure 32 : variation des teneurs en As chez les végétaux étudiés

TN : Concentrations en Cu généralement normales pour différentes espèces de plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

En conclusion les teneurs en ETM Pb, Zn, Cu, Cd et As dans les plantes échantillonnées dans la zone de Zeïda et direction du barrage Hassan II, montent pour la station P1 des valeurs supérieures à celles recommandées et aussi à celles dans les plantes sur des sols de référence (P19 et P20). Pour le reste des stations on note une contamination claire par Pb, Cd et As des stations P5 et P6 et moins accentuée pour P4, pour les autres éléments les teneurs ne dépassent pas les valeurs recommandées.

IV.2 Accumulation des ETM chez les plantes

Selon Jaffré (1976), les plantes hyperaccumultrices sont celles qui peuvent accumuler des niveaux extrêmement forts en métaux que d'autres plantes avoisinantes. Le tableau suivant présente les seuils d'hyperaccumulation chez les plantes.

Tableau 21 : Seuils d'hyperaccumulation chez les plantes (Furini, 2012)

Elément	Seuils d'hyperaccumulation (mg.kg ⁻¹)
Pb	>1000
Zn	>10000
Cd	>100
Cu	>1000
As	>1000

Dans le cas de notre étude la plante *Stipa tenacissima* à la première station sur la versé à résidus miniers riches en Pb accumule une valeur de 1332,7 mg.kg⁻¹ de Pb valeur supérieure au seuil d'hyperaccumulation de Pb chez les plantes. Il ressort donc que l'alfa est une plante hyperaccumulatrice de Pb. Les valeurs pour les autres ETM Zn, Cu, Cd et As sont largement inférieures aux seuils d'hyperaccumulation. Il n'y a pas donc accumulation chez la plante alfa ces derniers éléments.

IV.3 Traitement statistique par ACP

L'examen de la matrice de corrélation entre les ETM dans les plantes (Tableau 21) révèle la présence d'une corrélation positive très significative entre les différents éléments.

Tableau 21 : Matrice de corrélation entre les ETM dans les plantes

Variables	As	Cd	Cu	Pb	Zn
As	1				
Cd	0.9192	1			
Cu	0.8650	0.9410	1		
Pb	0.9719	0.9170	0.8631	1	
Zn	0.8929	0.9624	0.9799	0.8767	1

L'analyse en composantes principales (ACP) a donné lieu aux résultats présentés dans la figure 33:

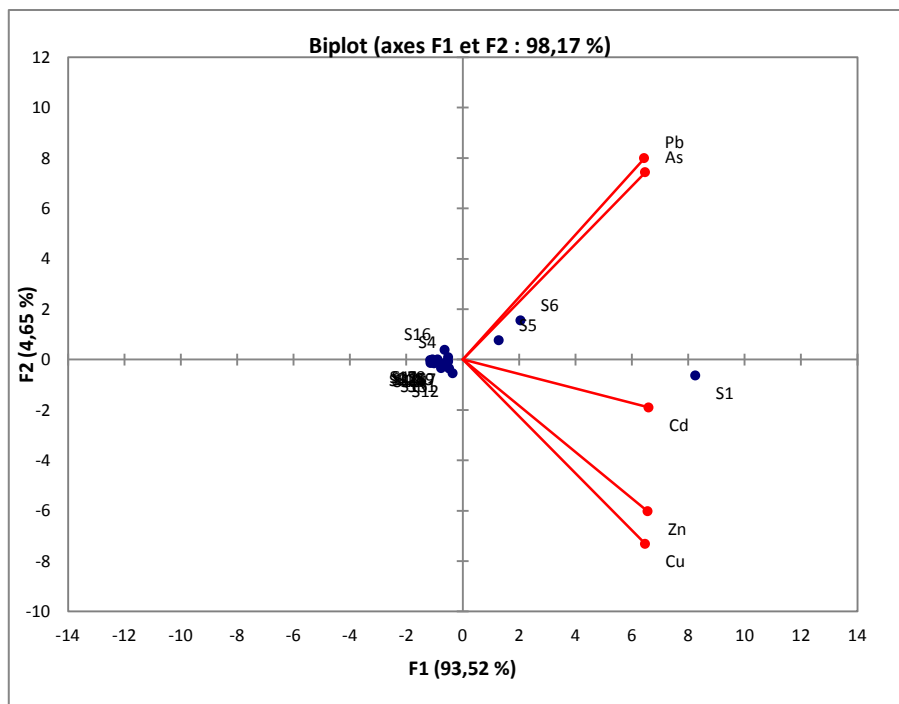


Figure 33: Corrélation entre les ETM et les stations

L'analyse en composante principale (ACP) à partir des 5 variables (Tableau 21) a donné un cercle de corrélation dont les deux axes expliquent 98.17% de l'inertie totale.

- La première composante contribuant pour 93.52% de la variance totale est corrélée positivement à toutes les teneurs en ETM.
- La deuxième composante (4.65% % de l'inertie) est corrélée négativement aux teneurs en ETM (Cd, Cu, et Zn) et positivement au teneurs en Pb et As.
- L'analyse en ACP des ETM dans les plantes à permis également de séparer les sols en 3 groupes distincts : le premier comporte le sol de la première station, le second renferme les sols des stations S5 et S6 et le dernier assemble les sols des autres stations qui présentent des teneurs faible en ETM.

V. Cartographie des teneurs en ETM dans les sols et les plantes

Dans le but de déceler la distribution et l'évolution des teneurs des différentes ETM étudiés Pb, Zn, Cu, Cd et As dans la zone de Zeïda depuis les verses jusqu'au barrage Hassan II, et mettre en évidence un éventuel transfert éolien de ces éléments des cartes de teneurs en ETM des sols et des plantes ont été élaborées.

V.1 Cartographie de la contamination des sols

Les figures 34-35-36-37-38 représentent la variation spatiale de la contamination par les ETM Pb, Zn, Cu, Cd et As des sols étudiés au voisinage de la mine de Zeïda en direction du barrage Hassan II.

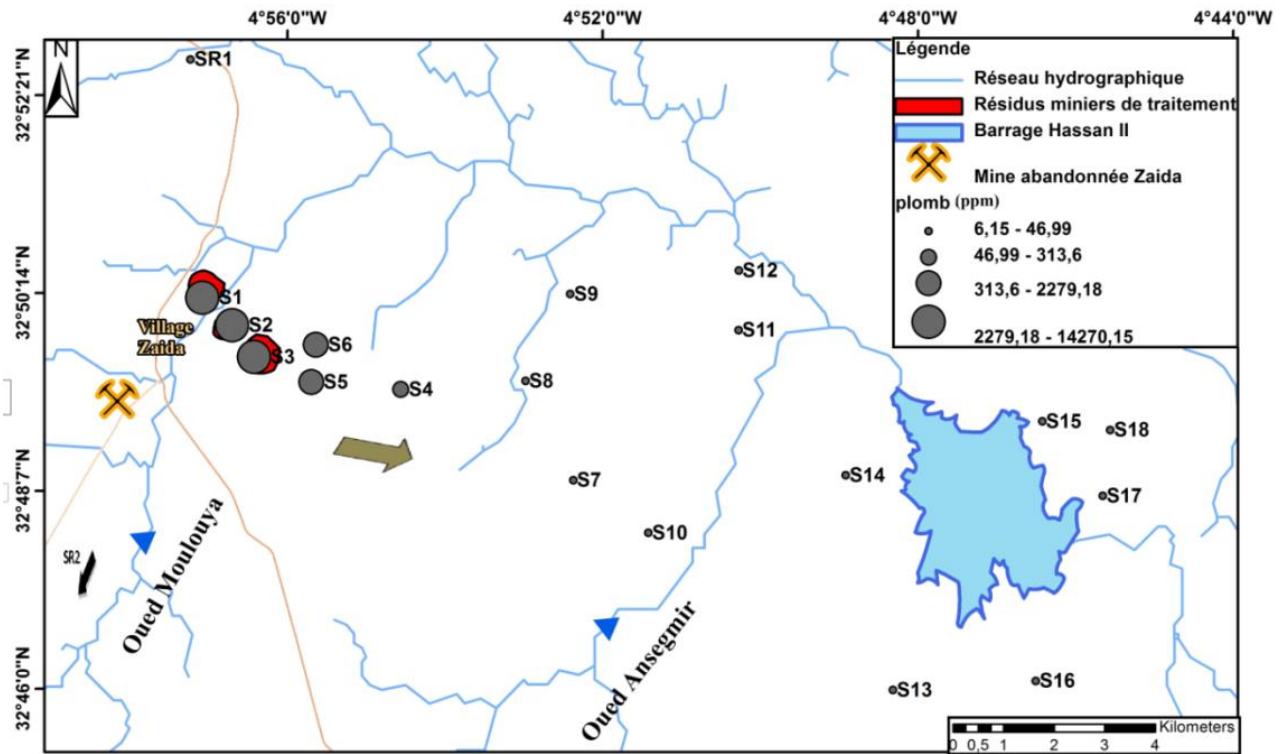


Figure 34 : Cartographie de la contamination des sols par Pb.

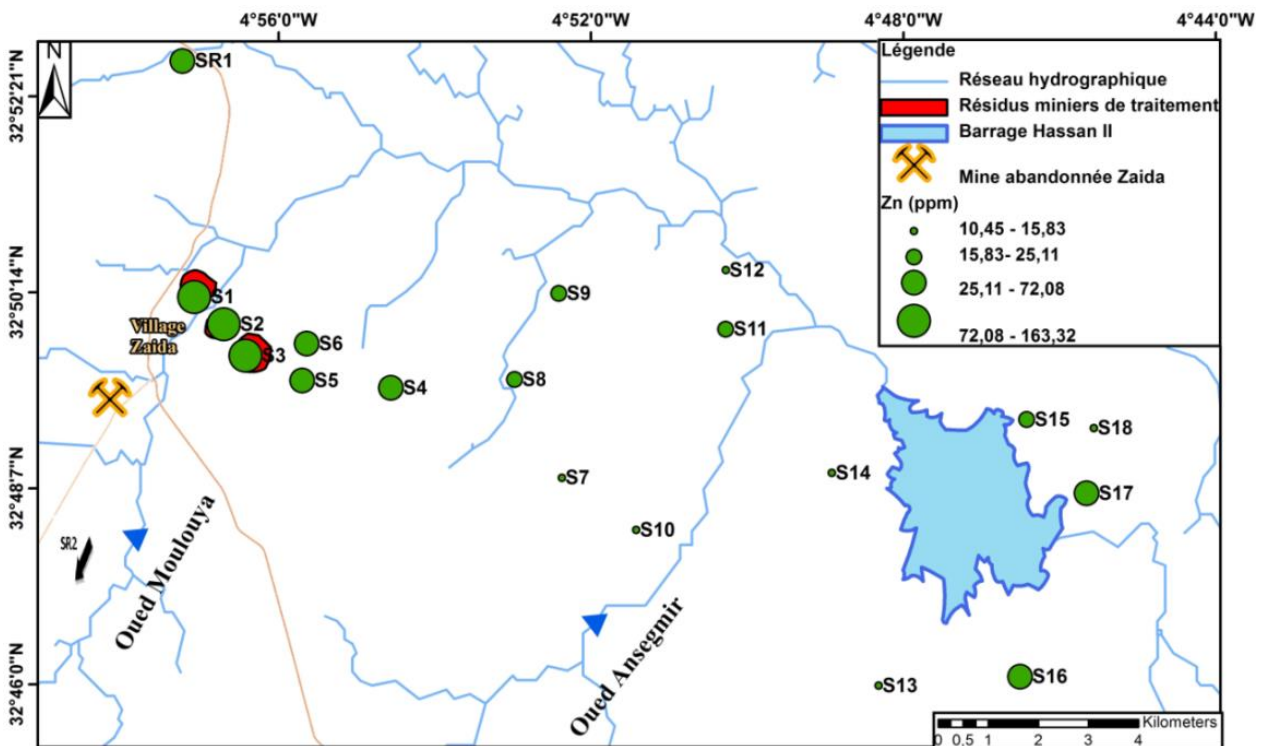


Figure 35 : Cartographie de la contamination des sols par Zn.

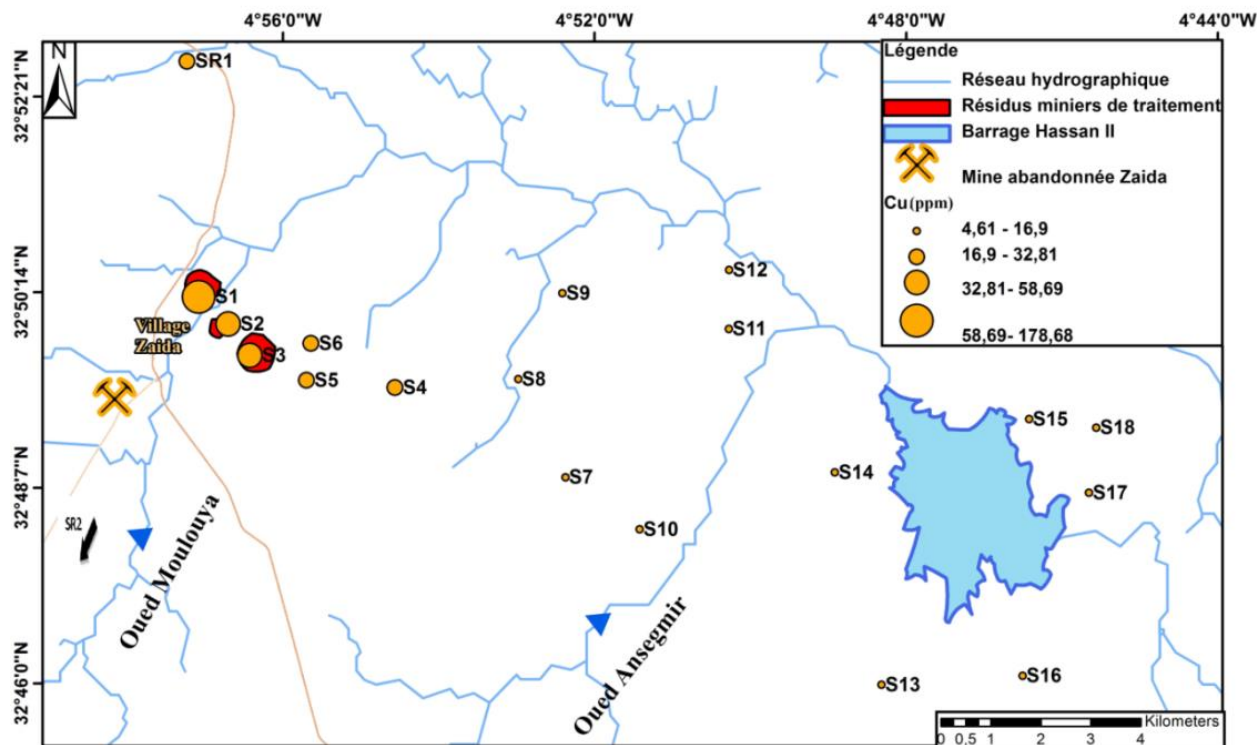


Figure 36 : Cartographie de la contamination des sols par Cu.

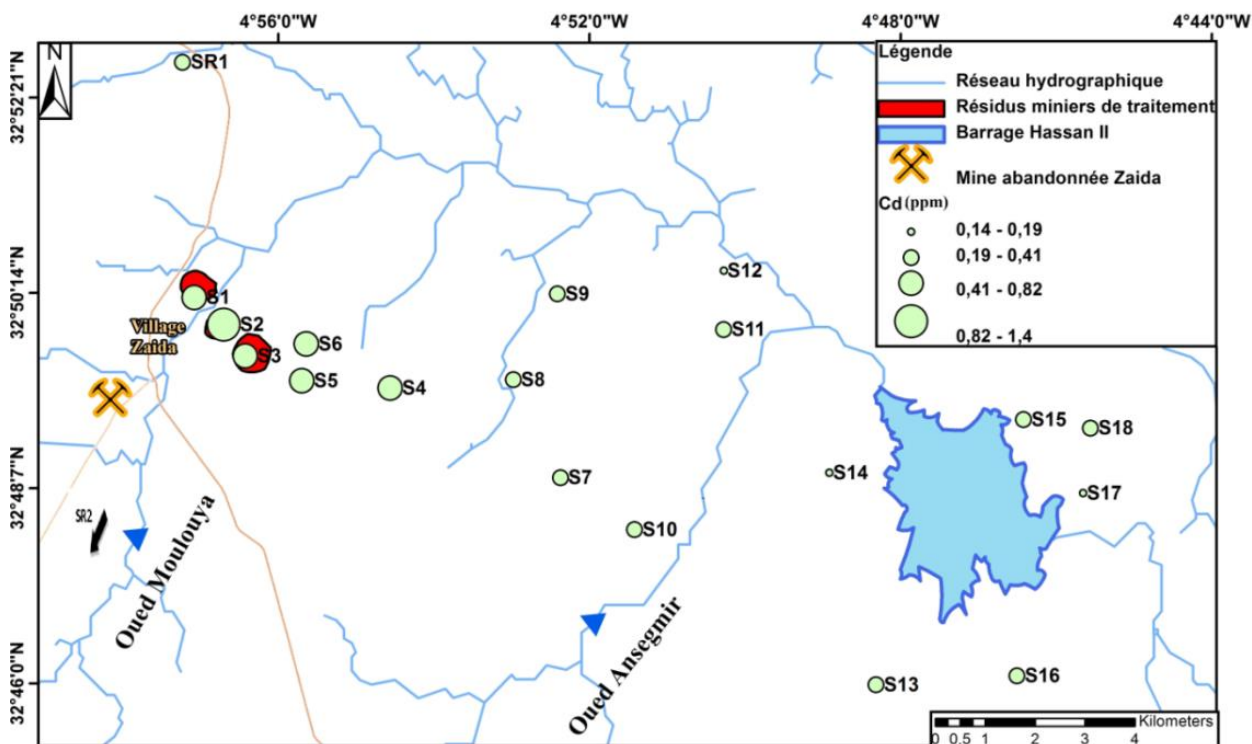


Figure 37 : cartographie de la contamination des sols par Cd.

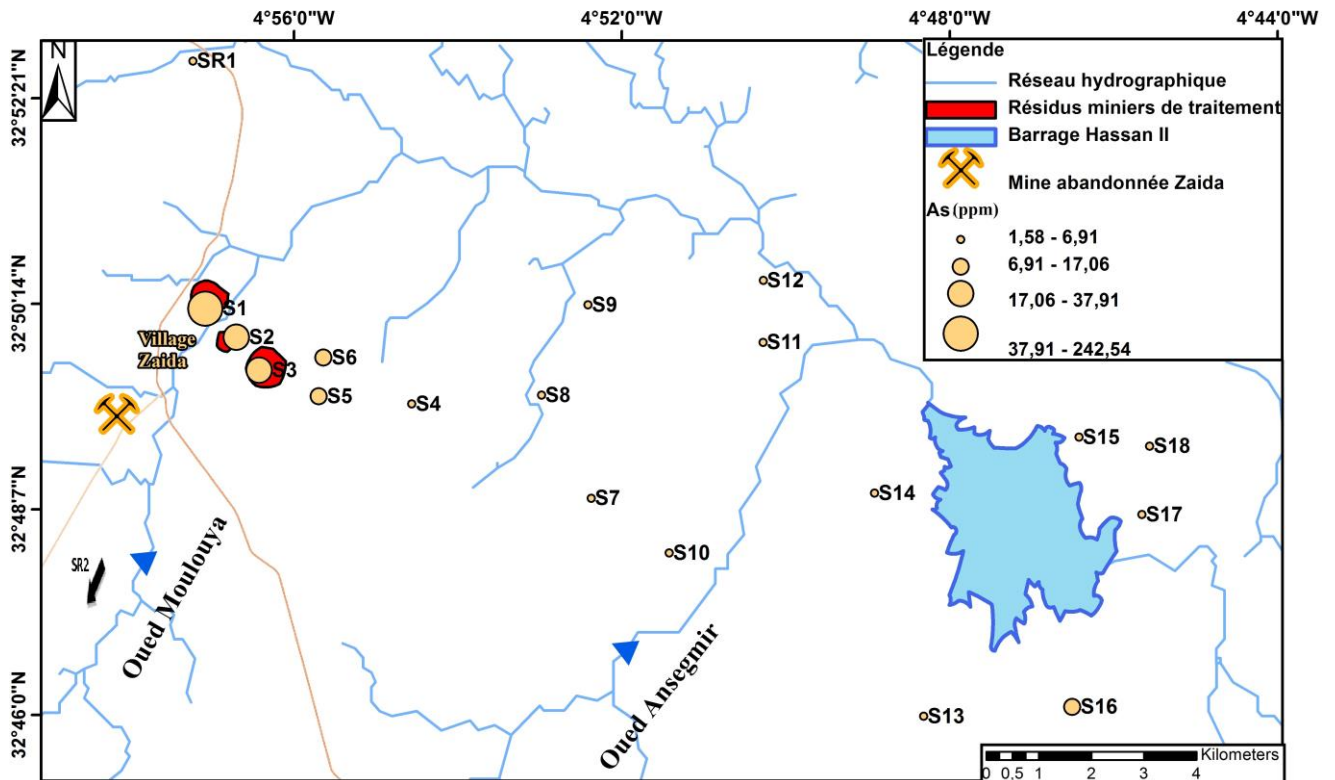


Figure 38 : Cartographie de la contamination des sols par As

La cartographie de l'évolution des teneurs en ETM dans les sols de Zeïda, nous a permis de mettre en évidence les constatations suivantes :

- Les teneurs en ETM étudiés sont très élevées dans les sols des verses à résidus de traitement miniers en particulier pour Pb.
- Les teneurs en Pb, Cd et Zn sont élevées dans les sols des stations S5 et S6 qui sont considérés comme les plus contaminées après les sols des digues. Le sol de la station S4 révèle une contamination modérée. Les teneurs diminuent dans les sols de plus en plus vers le barrage ne présentant pas de contamination. Un transfert est alors effectué à partir des verses à résidus miniers mais s'atténue avec l'éloignement à partir des digues en direction du barrage Hassan II.
- Les teneurs As et Cu sont aussi élevées dans les trois verses à résidus miniers. Cependant les teneurs ne sont pas élevées pour les stations S5 et S6 et diminuent en direction du barrage Hassan II.

V.2 Cartographie de la contamination des plantes

La distribution des teneurs en éléments traces métalliques dans les plantes est donné par les figures 39, 40, 41, 42,43, ci-dessous :

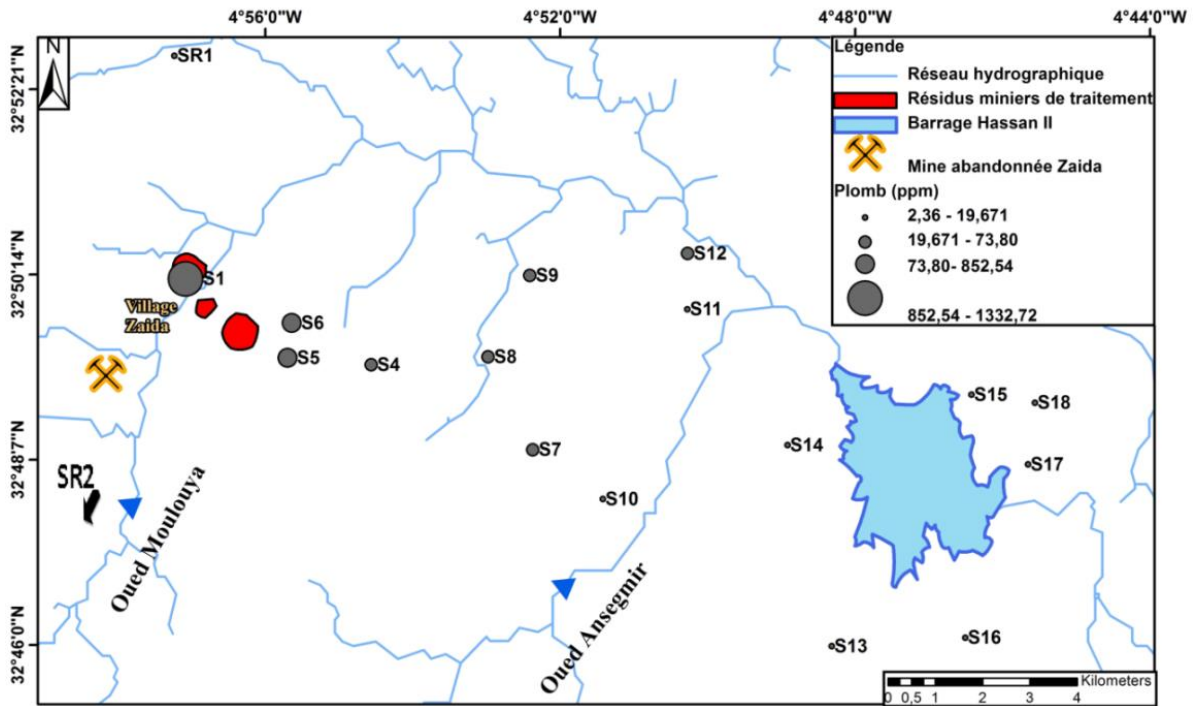


Figure 39 : Cartographie de la contamination des plantes par Pb.

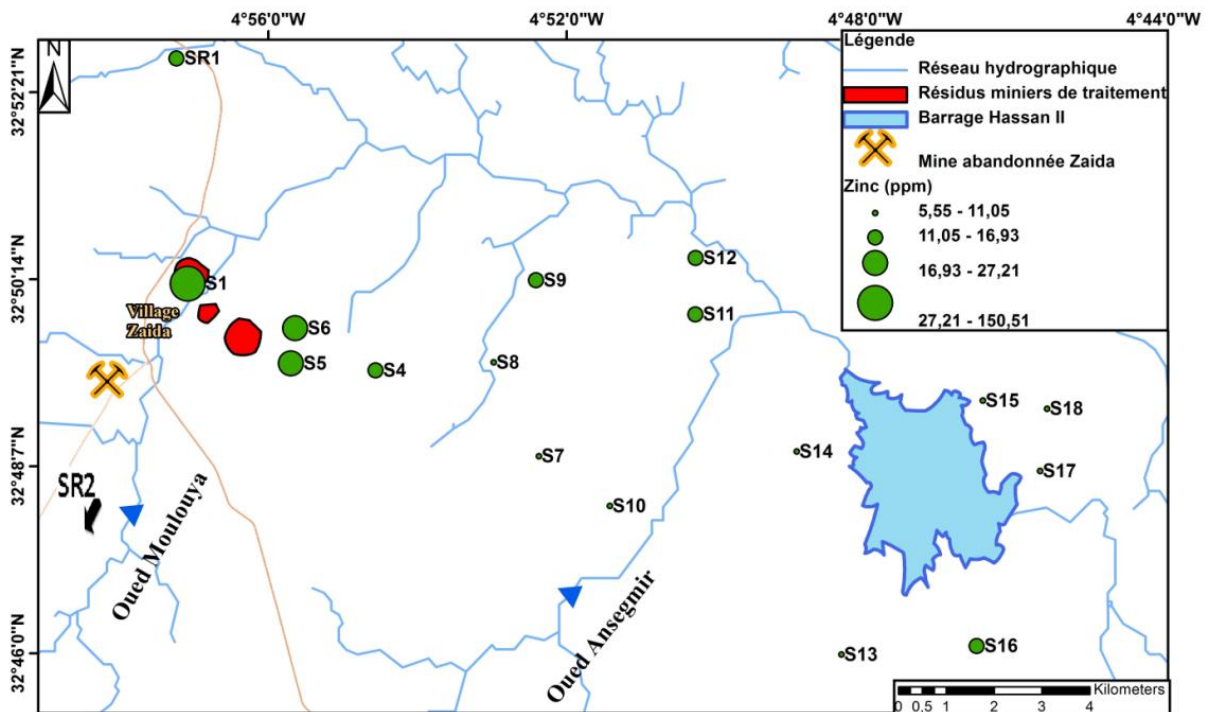


Figure 40 : Cartographie de la contamination des plantes par Zn.

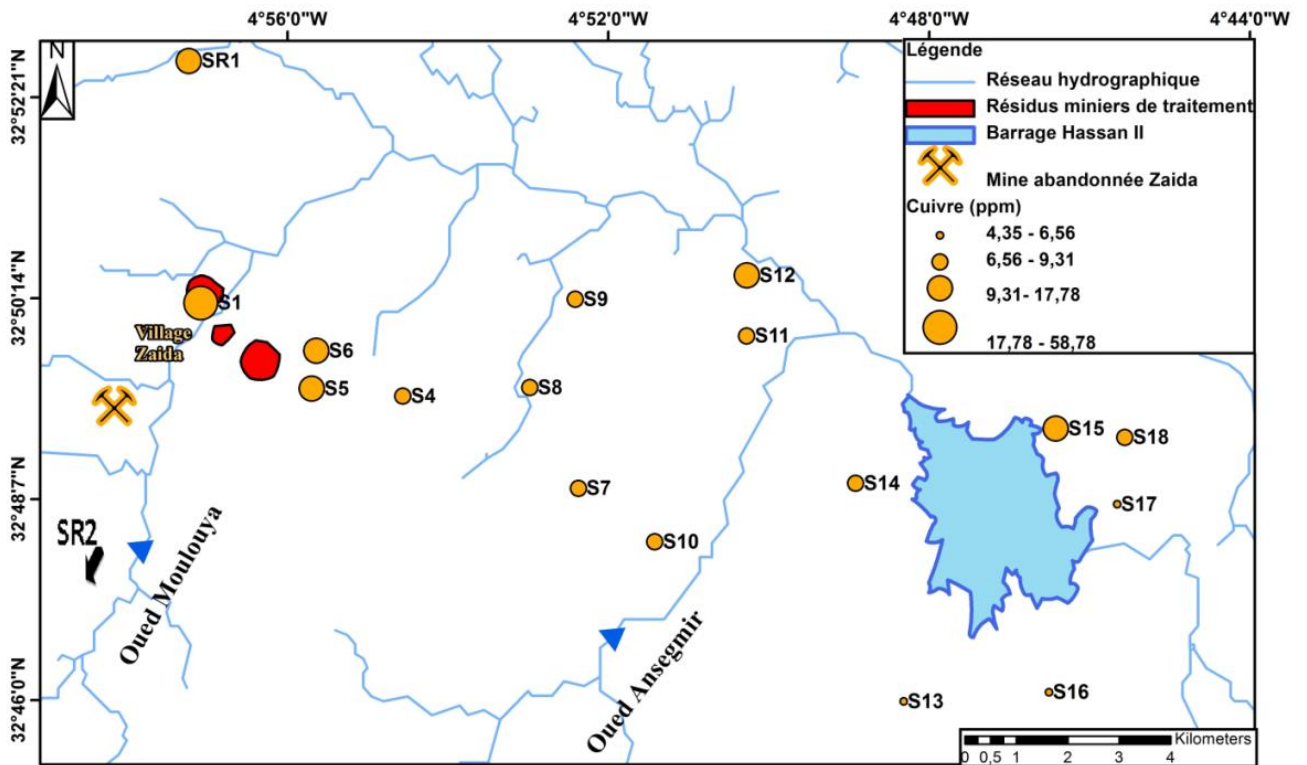


Figure 41 : Cartographie de la contamination des plantes par Cu

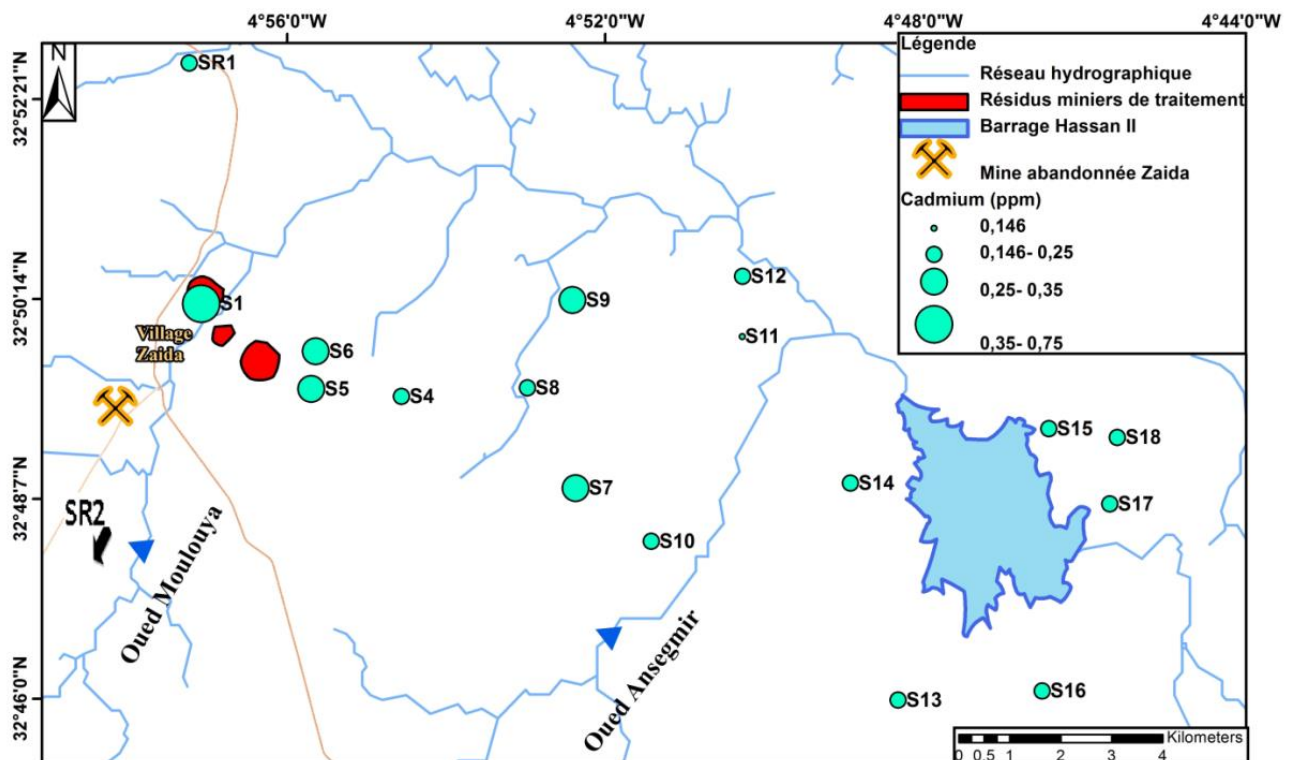


Figure 42 : Cartographie de la contamination des plantes par Cd.

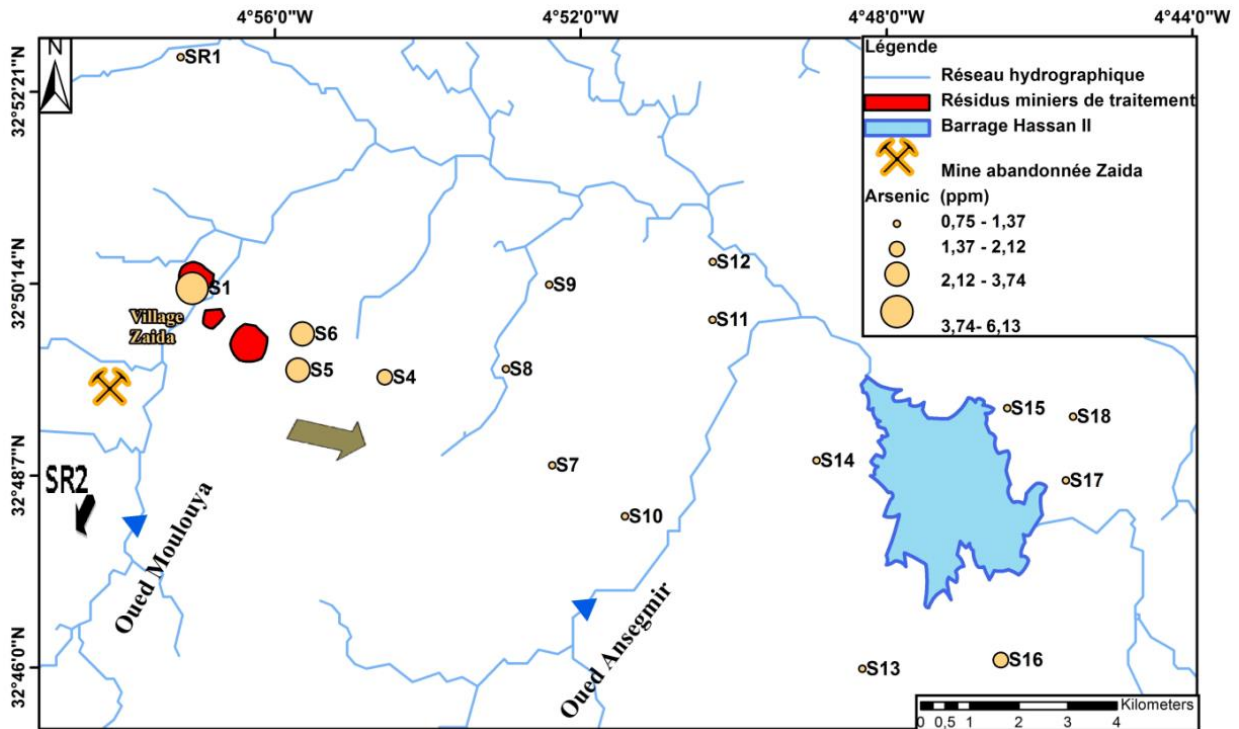


Figure 43 : Cartographie de la contamination des plantes par As.

La variation spatiale des teneurs en ETM Pb, Zn, Cu, Cd et As chez les plantes étudiées montre une contamination de ces dernières au-delà des zones proches des digues et en direction du barrage Hassan II. Un transfert des contaminants est remarqué en direction des vents dominants. Cependant on note une diminution des teneurs en ETM de la mine depuis les haldes de la mine de Zeïda en direction du barrage Hassan II. En effet, les teneurs les plus élevées sont enregistrées pour les plantes sur les résidus miniers de traitement et avoisinants ses derniers. La diminution progressive des teneurs est remarquée pour l'ensemble des éléments. Cette diminution est brutale pour Pb.

Ainsi, les résultats révélés par la cartographie montrent que les résidus miniers des verses dans le site étudié constituent une source de contamination en ETM des sols et des plantes. Les contaminants sont dispersés en direction des vents dominants (WSW et ENE) vers le barrage Hassan II. Cependant le transfert des contaminants est atténué avec l'éloignement de la source en direction du barrage.

CONCLUSIONS

Depuis la fin du 19^{ème} Siècle, l'oriental du Maroc, importante province plombifère, a connu une intense activité minière. Les rejets du district minier de traitement en digues de Zeïda renferment des teneurs importantes en éléments traces métalliques Pb, Zn, Cu, Cd et As. Le transfert des contaminants métalliques vers les sols et les plantes est a pourrait avoir lieu. Compte tenu des teneurs relevées en ETM dans les haldes et qui sont de plusieurs ordres de grandeur supérieures aux normes communément admises, les risques de contamination de la biosphère (plantes, animaux, humains) sont importants. Ainsi le but de cette étude était de quantifier les quantités des ETM présents dans les sols et les plantes et de mettre en évidence le transfert de la contamination depuis les verses à résidus vers le barrage de Hassan II afin d'évaluer les risques environnementaux dans ce contexte.

Des analyses physico-chimiques ont été réalisés sur les résidus miniers et sur les sols de la zone d'étude dans le but de les caractériser et d'étudier les relations avec les teneurs en ETM et d'évaluer leur mobilité. Les échantillons légèrement alcalins et réducteurs, les pourcentages en matière organique sont très faible et la granulométrie est limoneuse pour les résidus et sableux à sableux-limoneuse pour les sols, en outre la rétention des ETM est favorisé par la fraction fine.

Les analyses des ETM (Pb, Cd, Cu, Zn et As) considérés dans l'étude dans les sols et les plantes ont été déterminées par l'ICP-AES, et ont permis de déceler la contamination métallique par Pb surtout dans les haldes qui présentent des teneurs dépassant les références. La contamination concerne aussi les échantillons avoisinants les haldes et s'atténue tout en s'éloignant des résidus vers le barrage de Hassan II. Ce qui mène à envisager le transfert de la charge métallique en direction des ruissellements et des vents dominants (WSW). Cependant l'atténuation du transfert des contaminants avec l'éloignement de la source en direction du barrage est remarquée.

Des mesures de remédiation doivent être prises afin d'immobiliser les polluants métalliques résiduels des rejets miniers et limiter leur transport. Dans notre cas, la plante *stipa tenacissima* selon l'étude, est hyperaccumulatrice de plomb, et peut être utilisée dans la phytoremédiation.

Références bibliographiques

- Adriano D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York.
- AFNOR, 1996. Qualité des sols. Recueil de Normes Françaises. 3^{ème} Edition, ISBN: 2-12-21313-4 .Paris.
- AFNOR, 1999. Qualité des sols. Edition AFNOR, 566 p.
- Akai J., Izumi K., Fukuhara H., Masuda H., Nokano S., Yoshimura T., Ohfuji H., Anawar H.M., Akai K., 2002 - Mineralogical and geomicrobiological investigations on groundwater enrichment in Bangladesh. Appl. Geochem.
- Alloway B.J., 1990. Soil processes and the behaviour of metals. In: Heavy metals in soils, B.J. Alloway, ed. Blackie and Son Ltd., Glasgow.
- Alloway B.J., 1995. Heavy metals in soils. Kluwer Academic, London, p.354.
- Amade E., 1965. Les gisements de plomb de Zeïda et de Bou-Mia. Colloque sur des gisements stratiformes de plomb, zinc et de manganèse du Maroc. Notes & M. Serv. Géol. Maroc, N° 181, pp: 175-184.
- Andreux F., 1997. La matière organique des sols: interactions avec les polluants. Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 83, pp. 111-123.
- Artignan D., Cottard F., 2003. Eléments à prendre en compte pour l'évaluation des impacts environnementaux dans l'élaboration d'un plan de prévention des risques (PPRM). Rapport BRGM/RP (52049-FR, 46 p).
- Asrari E., 2014. Heavy metal contamination of water and soil : Analysis, Assessment and Remediation Strategies. Apple Academic Press. Canada. p19.
- Aubertin M., Bussière B. et Bernier L., 2002. Environnement et gestion des rejets miniers : Manuel sur cédérom. Montréal : Presses internationales polytechniques.
- Austruy A., 2012. Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance a l'arsenic chez les plantes supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle. Agricultural sciences. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II. pp : 13-14.
- B.R.G.M, 1999. Les résidus miniers français: typologie et principaux impacts environnementaux potentiels. Techniques de l'industrie minière 3: 3^{ème} Trimestre, pp : 77-110.
- Baghdad. B., Naimi. M., Bouabdali. A. Et Bounakhla M., 2005. Caractérisation physico-chimique et évaluation de la contamination par les métaux lourds des eaux souterraines de la commune de Zeïda (Haute Moulouya, Maroc). 3^{ème} journées internationales des Géosciences de l'environnement, 8 au 10 juin 2005, El jadida, Maroc.
- Baghdad. B., Naimi. M., Bouabdali. A., Sonnet. P., Bounakhla M., El Hachimi M. L., Taleb A. et Jakni L., 2006. Mines abandonnées : Impact environnementaux, déformation du paysage et évolution de la qualité des eaux et des sols, cas de la mine de Zeïda (Haute Moulouya- Maroc). 1st international conférence (M3E) Minnig : Exploration and Exploitation and Environmental impact. Bouznika, Morocco. 20 – 21 April 2006.

- Baghdad. B., Naimi. M., Bouabdali. A., Sonnet. P., Garcia A.S., Bounakhla M., et Inigo A. C. 2009. Evaluation de la contamination et évolution de la qualité des eaux au voisinage d'une mine abandonnée d'extraction de plomb (Zeïda- Haute Moulouya-Maroc). *Environnement* 12ème édition. 13p.
- Bagnold R.A., 1941. *The physics of blown sand and desert dunes*. London: Chapman and Hall.
- Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Editions INRA. Paris. France, p408.
- Baize, D. 2010. Information sur les éléments traces dans les sols en France État au 18 août 2010. INRA Editions, 5 p.
- Baker A.J.M., 1981- Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3, 643 – 654.
- 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, pp. 155-177.
- Banks D., Younger R.P.L., Arnesen R.T., Iversen E. R., Banks S. B., 1997. Mine-water chemistry : the good, the bad and the ugly, *Environmental Geology*, Vol. 32, p.157-174.
- Bargagli. R., 1998. Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer. p 324.
- Ben Abid. M. G., 2012. Contamination métallique issue des déchets de l'ancien site minier de Jebel Ressay : modélisation des mécanismes de transfert et conception de cartes d'aléa post-mine dans un contexte carbonates et sous un climat semi-aride. Evaluation du risque pour la santé humaine. Thèse, Evaluation du risque pour la santé humaine. Hydrology. Univ. Paul Sabatier - Toulouse III, 2012. pp : 7.
- Benchrik M. and Lakhdhari S., 2002 « Contribution à l'étude de l'entomofaune de la nappe alfatière de la région de Zaafrane. W.Djelfa », Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en agropastoralisme, Centre Universitaire ZIANE ACHOUR Djelfa.
- Benjamin M.M., Leckie, J.O. 1981. Conceptual model for metal-ligand-surface interactions during adsorption. *Environmental Science & Technology*, 15, pp. 1050-1057.
- Benyassine El.M. et Dekayir A., 2013 : Application du SIG et de l'imagerie radar à l'analyse morphologique et minéralogique du bassin versant de la Haute Moulouya (Maroc) *Geo-Eco-Trop.*, 37, 2: 227-242.
- Berthelin J. et Bourrelrier P.H., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences, rapport n° 42. TEC & DOC (Ed), Londres, Paris, New York. 440 pp.
- Blanc P., Burnol A. et Guyonnet D., 2004. Atténuation des métaux de la liste de substances prioritaires dans la zone non saturée. Rapport BRGM/53096. 46 pp.

- Blanchard C., 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse spécialité : Science et technique du déchet. Ecole doctorale de chimie de Lyon France. 241p.
- Bouabdli A., Saïdi N., El Founti L.; Leblanc M., 2004. Impact de la mine d'Aouli sur les eaux et les sédiments de l'oued Moulouya (Maroc) ". Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse., 140, 27-33.
- Bouabdli A., Saïdi N., M'rabet S., Escarre J. & Leblanc M., 2005. Oued Moulouya : Vecteur de transport des métaux lourds (Maroc).Revue des Sciences de l'eau 18/2 : 199-213
- Bourg, A.C. M., 1988. Metal in aquatic and terrestrial systems : sorption, speciation, and mobilisation. In Chemistry and biology of solid waste, Salmons, W., Forstner, U. Eds., New York : Springer Verlag. Pp : 3 – 30.
- Bouroche J.M. & Saporta G., 1980. L'analyse des données. 4^{ème} Ed., Coll. Que sais-je? Presse universitaires de France.
- Bovet L., Kammer P.M., Meylan-Bettex M., Guadagnuolo R. et Matera V., 2006. Cadmium accumulation capacities of *Arabis alpina* under environmental conditions. Environ. Exp. Bot.p 57, 80-88.
- BRPM, 2003. Bureau de Recherches et de Participations Minières, Rabat, Maroc.
- Bruemmer G.W., Gerth J. et Tiller K.G., 1988. Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite: I. Adsorption and diffusion of metals. Journal of Soil Science, 39, pp. 37-52.
- Bussière B, 2008. Les sites miniers abandonnés au Québec: empreinte sur le territoire, problématique environnementale et options pour la restauration. Présentation aux 4 à 6 de la Chaire Desjardins 9 avril 2008, Montreal.Calvet.R. Le sol, propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces, Edition Dunod (2003). Paris, p87.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement),1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols, mars 1997, Winnipeg, Canada.
- Chadwick O.A., Derry L.A., Vitousek P.M., Huebert B.J. et Hedin L.O., 1999. Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. Nature;397:491–7.
- Chaléard C., Mauchien P., Andre N., Uebbing J., Lacour J.L. and Geertsen C., 1997. Correction of matrix effects in quantitative elemental analysis with laser ablation optical emission spectrometry. Anal J., At. Spectrom., p12 :183–188.
- Chichkov B.N., Momma C., Nolte S., von Alvensleben F., and Tünnermann A., 1996. Femtosecond, picosecond and nanosecond laser ablation of solids. Appl. Phys. A. p 63 :109–115.
- Colandini V., 1997. Effets des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux de ruissèlement pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds. Thèse de doctorat. Pau. Univ de Pau et des pays de l'Adour, p161 + annexes.

- Collon P., 2003. Evolution de la qualité de l'eau dans les mines abandonnées du bassin ferrifère lorrain. De l'expérimentation en laboratoire à la modélisation in situ. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 246 p.
- Commission européenne, 2009. Gestion des résidus et stériles des activités minières. Bruxelles, Commission européenne, 632 p.
- Coquard A., 2012. Exposition aux poussières provenant d'une mine à ciel ouvert : Evaluation des risques et biodisponibilité des métaux, mémoire, Univ, Montrea, pp : 9-11.
- D.M. 1990. Panorama de l'industrie minière, Tome2. Direction des mines, Rabat, Maroc.
- Darmendrail D., Baise J., Barbier J., freyssinet P., Mouvet C., Salpeteur I., Wavrer P, 2000. Fonds géochimiques naturel : Etat des connaissances à l'échelle nationale. BRGM/RP-50158-FR, 2000.
- Davis J.A., Leckie J.O., 1980. Surface ionisation and complexation at the oxide/water interface: III Adsorption of anions. Journal of Colloid and Interface Science, 74, pp. 32-43.
- Dictor M.C., Battaglia-Brunet F., Baranger P., 2003. Compréhension du cycle de l'arsenic sur le site de Cheni- Importance des processus microbiens BRGM/RP-52272-FR. 159 p.
- Duquette M., et Hendershot W.H., 1990. Copper and zinc sorption on some B horizons of Quebec soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal.21:377-394.
- El Hachimi M.L. El Hanbali M., Fekhaoui M., Bouabdali A., Founti L et Saidi N., 2005. Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement : cas de la mine de Zeïda (Haute Moulouya, Maroc). Bulletin de l'institut scientifique ; Rabat, section Sciences de la terre, 2005, n°27, 93-100.
- El hachimi M.L., 2006. Les districts miniers Aouli-Mibladen-Zeïda, abandonnés dans la haute Moulouya(Maroc) : Potentiel de pollution et impact sur l'environnement, thèse, Sciences de l'Environnement, Univ, Kenitra, pp : 11, 144.
- El Hachimi M.L., Bouabdli A., Fekhaoui M., 2013. Les rejets miniers de traitement : caractérisation, capacité polluante et impacts environnementaux, mine Zeïda, mine Mibladen, Haute Moulouya (Maroc). Env. et techn. Déchets Sciences et Techniques - N°63, supplément 98 au n° 323, pp. 04- 45.
- El Hachimi M.L., El Founti L., Bouabdli A., Saïdi N., Fekhoui M., et Tassé N., 2007. Pb et As dans des eaux alcalines minières : contamination, comportement et risques (mine abandonnée de Zeïda, Maroc). Revue des sciences de l'eau, vol. 20, n° 1, pp. 1 - 13.
- El Hachimi ML., Fekhaoui M., Abidi AE., Rhoujatti A., 2014. Contamination des sols par les métaux lourds à partir de mines abandonnées : le cas des mines Aouli-Mibladen-Zeïda au Maroc. Cah Agric 23 : 213-9. doi : 10.1684/agr.2014.0702.
- EL hamiani O., 2011 .Qualité des sols de jardin au voisinage de trois sites miniers dans le sud du Maroc : Ecotoxicologie et risques sanitaire. Univ Cadi Ayyad. Marrakech. 163p.
- Elghoul M., 2014. Apport de la géophysique, de l'hydrogéochimie et de la modélisation du transfert du drainage minier acide au projet de réhabilitation de la mine abandonnée de

- Kettara (Région de Marrakech Maroc). Thèse, Géophysique Appliquée et Environnement. Univ kadi ayyad- Marrakech, 2014. Pp.
- Emberger A., 1965. Introduction à l'étude des minéralisations plombifères de la Haute Moulouya, Maroc. Colloque sur des gisements stratiformes de plomb, zinc et de manganèse du Maroc. Notes & Mémoires du Service Géologique Maroc (181) :167-174.
- Environmental Law Alliance Worldwide., 2010. Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers. Etats-Unis d'Amérique. pp. 9-19.
- Evans L.J., 1989. The Chemistry of metal retention by soils. Environmental sciences Technology, 23, pp. 1046-1056.
- Fabriol R., La gestion de l'eau des mines en phase post-extractive, l'eau des mines , Géoseance, N°2, 2005. pp : 66-70.
- Fairbridge RW (ed) (1972) The encyclopedia of geochemistry and environmental sciences. Van Nostrand Reinhold Company, New York.
- Ferrandon M., Chamel A., 1989. Absorption foliaire des oligo-éléments, J. Perspectives Agricoles. 134 pp : 22-30.
- Förstner U., 1985. Chemicals forms and reactivities of metals in sediments. In: Chemical methods for assessing bioavailable metals in sludges and soil. Lescher, R., Davis, R.D., L'Hermite, P., CEC, Elsevier Applied Science publishers, 1-30.
- Furini A., 2012. Plants and Heavy Metals. Springer Dordrecht Heidelberg, New York London. 101p.
- Garrett R., 1996 Natural sources of cadmium. In: OECD Proceedings – Sources of cadmium in the environment. OECD, Paris, pp 149–161.
- Giménez G.G., 1954 « Aportaciones a la química del esparto español ». Anales de la Universidad de Murcia. Vol 13, N° 1. Curso p55.
- Giménez G.G., 1954 « Aportaciones a la química del esparto español ». Anales de la Universidad de Murcia. Vol 13, N° 1. Curso p55.
- Giordano P.M. et Mortvedt J.J., 1980. Zinc uptake and accumulation by agricultural crops, dans Zinc in the environment, Part II, Health effects, Nriagu J.O., éd. John Wiley and Sons, New York.
- Gobat J., Aragno M. & Matthey W., 1998. Le sol vivant, bases de pédologie, biologie des sols. 269p.
- Gossart P., 2001. Contribution à l'étude des interactions de la matière organique des sols avec les métaux lourds. Etude structurale et analytique de molécules modèles. Thèse de Doctorat - Université des Sciences et technologies de Lille, p. 117.
- Goudie A. et Middleton N., 2006. Desert dust in the global system. Berlin: Springer.
- Hakkou R., Benzaazoua M., 2012. Issues and Challenges to Enable Remediation of Moroccan Mine Sites, International Congress on the Management of Mining Wastes and Closed Mines, 3-6 April 2012 Marrakech, Morocco.

- Hashida M., Semerok A., Gobert O., Petite G., Izawa Y. and Wagner J.F., 2002. Ablation threshold dependence on pulse duration for copper. *Appl. Surf. Sci.*, 197–198 :862–867.
- Hatira A., Gallali T., Rouiller J., Guillet B., 1990. Stabilité et solubilité des complexes formés entre le cuivre, le plomb, le zinc et les acides fulviques. *Science du Sol*, 28, pp. 123-135.
- Hoepffner C., 1987. La tectonique hercynienne dans l'Est du Maroc. Thèse ès Sciences, Université de Strasbourg. 280p.
- Hoepffner C., 1987. La tectonique hercynienne dans l'Est du Maroc. Thèse ès Sciences, Université de Strasbourg. 280p.
- Husson O., 2013. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil*, 362 : 389-417.
- Jensen, J.R. (2005) *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. 3rd Edition, Clarke, K.C., Ed., Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Johnson C.E., et Petras R.J., 1998. Distribution of zinc and lead fractions within a forest Spodosol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 782-789.
- Joubert A., Jauzein M., Lucas L., Joulian C. et Garrido F., 2006. Étude des processus biogéochimiques prépondérants responsables de la mobilité du Pb, Cd, Zn, As et Hg du sol vers l'hydrosphère. Rapport de fin de première année de thèse. BRGM/RP-54483-FR, 151 p.
- Kabata-Pendias A. et Pendias H., 2001. *Trace elements in soils and plants*. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- Kabata-Pendias A. et Piotrowska M., 1999. Impact of Zn and Pb smelter flue-dust on Cd, Zn and Pb speciation in soil and their availability to spring barley. *Bull l'Acad Serbe Sci Arts* 119:77–82.
- Kabata-Pendias A., Arun B. et Mukherjee, 2007. *Trace Elements from Soil to Human*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2007. p 561.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999 *Biogeochemistry of trace elements*, 2nd ed., Wyd Nauk PWN, Warszawa (in Polish).
- Kolpin D.W., Barbash J.E, Gilliom R.J., 1998. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: initial results from the National water-quality assessment program. *Environ Sci Technol* ; 32 : 558–66.
- Kouli M., Soupios P., Vallianatos P., 2008. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania; Springer-Verlag 2008, *Environ Geol* (DOI 10.1007/s00254-008-1318-9).
- Kribek B. and Davies T., 2014. Addressing environmental and health impact of active and abandoned mines in Sub-Saharan Africa. *Czech Geological Survey*. p49.

- Krombach F., Munzing S., Allmeling AM., Gerlach JT., Behr J. et Dorger M., 1997. Cell size of alveolar macrophages: an interspecies comparison. *Environ Health Persp*;105: 1261-3.
- Lee C.G., Chon H.T. & Jung M.C., 2001. Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au-Ag-Pb-Zn mine in Korea. *Applied Geochemistry* 16, 1377-1386.
- Lillesand, T.M, Kiefer, R.W. and Chipman, J.W. (2004). —Remote Sensing and Image Interpretation. 5th ed. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Liu. C., X. Mao L., Mao S.S., Zeng X., Greif R., and Russo R.E., 2004. Nanosecond and femtosecond laser ablation of brass : Particulate and ICPMS measurements. *Anal. Chem.* 76 :379.
- Lozet J. & Mathieu C., 1997. Dictionnaire de Science du Sol. Lavoisier.
- M.N.V.Prasad, J. . Hagemeyer (1999). (eds.). Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. Springer. p 401.
- Mahan, B.H., 1987. Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano. In : Salvarredy, M. (2008). - Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers : Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de doctorat, Univ. Toulouse, 379 p.
- Majone M., Petrangeli Papin, M. and Rolle E., 1996. Modeling Lead adsorption on clays by models with and without electrostatic terms, *The Journal of Colloid and Interface Science*, 179, pp. 412-425.
- Manning B.A. and Goldbery S., 1996. Modelling competitive adsorption of arsenate with phosphate and molybdate on oxide minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, pp : 121-131.
- Mariage F., Roglev L., 2015 Bulletin Mines et financement minier. Nouvelle tentative de réforme du code minier au Maroc <http://www.fasken.com/fr/nouvelle-tentative-de-reforme-du-code-minier-au-maroc/>
- Martinez, C.E., McBride, M.B. (1998). Solubility of Cd²⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, and Zn²⁺ in aged coprecipitates with amorphous iron hydroxides. *Environmental Science & Technology*, 32, pp. 743-748.
- Mason Y., Ammann A. A., Ulrich A., Sigg L. (1999). Behaviour of heavy metals, nutrients, and major components during roof runoff infiltration. *Environmental Science Technology*, vol. 33. Pp : 1588-1597.
- McBride, M.B., 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Advances in Soil Science*, 10, pp. 1-56.
- Meerts P., 2009-2010. Plant-Soil Interaction, Bruxelles, PUB.
- Meybeck M., 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates
- Michard, A., 1976. Eléments de géologie marocaine. Notes et mém, Serv. Géol du Maroc, Rabat, 252p.

- Minings Mineral sand Sustainable Development, 2002. Mining for the future. Appendix C: Abandoned mines working paper.
- Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêt, 2005. Office National pour l'Environnement, guide sectoriel d'étude d'impact environnementale du projet d'exploitation minière à ciel ouvert. Madagascar. pp : 34-35.
- Ministère de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement marocain, 2011. Chiffres clés du secteur minier. P.7
- 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. pp :37-74.
- Morel. J. L., 1997. Bioavailability of Trace Elements to Terrestrial Plants. Tarradellas J Bitton D. (Eds), J. Soil ecotoxicology. CRC. Lewis Publishers, Boca Raton. pp : 141-175.
- Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales, 2004. L'industrie minière: Impacts sur la société et l'environnement. p 15-23.
- NAJI M., 2004. Les minéralisations plombo-barytiques du district de la Haute Moulouya: contexte géologique, contrôle tectonique et modèle de mise en place – gisements d'Aouli – Mibladène, Maroc. Thèse en géologie appliquée. Université Mohammed V. Rabat. 218p.
- Ngadi M., 1995. Précipitations et écoulements dans le bassin versant de la Moulouya (Maroc). Thèse de Doctorat Université Montpellier III, France, 333 p.
- Nriagu J.O., 1979. The global copper cycle, dans Copper in the environment: Part 1, Ecological cycling, J.O. Nriagu, éd. John Wiley and Sons, Toronto.
- O'Connell D.W., Birkinshaw C., O'Dwyer T.F., 2008. Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review. *Bioresource Technology* 99, 6709-6724.
- ODE., 2011 : Observatoire d'entrepreneuriat. Etude sectorielle : secteur minier. Maroc Elfahli.S. p.14
- OFEFP, 1996. Sols pollués-métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Berne, Suisse. Bayon p5.
- R.L., Feller U., 2006. Partitioning of zinc, cadmium, manganese and cobalt in wheat (*Triticum aestivum*) and lupin (*Lupinus albus*) and further release into the soil. *Environ. Exp. Bot.* p 58, 269-278.
- Plant JA, Raiswell R., 1983. Principles of environmental geochemistry. In : Thornton I, éd. Applied Environmental Geochemistry. New York : Academic Press.
- 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'eaux pluviales. Thèse. Univ. Claude Bernard Lyon I. 140p.

- Prasad M.N.V., Hagemeyer J., (eds.), 1999. Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. Springer. 401 p.
- Prospero JM., Ginoux P., Torres O., 2002. Nicholson SE, Gill TE. Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Rev Geophys*;40: 1002
- Ravi S., D'Odorico P., Breshears DD., Field JP., Goudie A., Huxman TE., et al. Aeolian 2011. processes and the biosphere: interactions and feedback loops. *Rev Geophys*;49: RG3001
- Reed W. et Westman E. A model for predicting the dispersion of dust from a haul truck.
- Riesen O., et Feller U., 2005. Redistribution of nickel, cobalt, manganese, zinc and cadmium via the phloem in young and in maturing wheat. *J. Plant Nutr.*, 28, 421-430.
- Robert M., 1996. Le sol: Interface dans l'environnement, ressource pour le développement. *Science de l'Environnement*. Masson, Paris, pp : 8-20.
- Sachdev P., Lindsay W.L. et Deb D.L., 1992 . Activity measurements of zinc in soils of different pH using EDTA. *Geoderma* 55:247-257
- Saïdi N., 2004. Le bassin versant de la Moulouya: Pollution par les métaux lourds et essais de phytoremédiation. Thèse d'état. Faculté des Sciences, Université Med V, Rabat, 161p.
- Sallé. Gobert B.O., Meynadier P., Perdrix M., Petite G., and Semerok A., 1999. Femtosecond and picosecond laser microablation : ablation efficiency and laser microplasma expansion. *Appl. Phys. A*, p69 :S381-S383.
- Sauvé S., Hendershot W., et Allen H.E., 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils : dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science & Technology*, 34, 1125-1131.
- Sbai A. ; Moussaoui F. ; Oualit N., 1992 : Les régimes des vents au Maroc oriental In: Méditerranée, Tome 76, 3-4-. pp. 45-52
- Schmitt J.M., 1976. Sédimentation, paléaltération, géochimie et minéralisation en plomb de la série Triasique de Zeïda (Haute Moulouya, Maroc). Thèse de Doctorat. Ecole nationale supérieure des mines, Paris, 110p.
- Shuman L.M., 1975. The effect of soil properties on zinc adsorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:454-459.
- Sigg, L., Stumm, W., Behra, P. (1992). *Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. MASSON, Paris, p. 391.
- Singh B.R., Steinnes E., 1994. Soil and water contamination by heavy metals. In: [Eds] Lal, R., Stewart, B.A. *Soil processes and water quality*, CRC Press, Boca Raton, pp : 233-271.
- Slooff W., Clever R.F.M.J., Janus J.A. et Ros J.P.M., 1989. Integrated criteria document copper. Rapport no. 758474009. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Pays-Bas.

- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* (17), pp. 517–568.
- Sposito G., 1989. *The chemistry of soils*. Edition Oxford University Press, p. 277.
- Sracek O., Bhattacharya P., Jacks G., Gustafsson J.P. et von Brömssen M., 2001. Behavior of As and geochemical modelling of arsenic enrichment in aqueous environments, *Applied Geochemistry*, 19, Issue 2, p. 169-180.
- Stout J.E., Zobeck T.M., 1996. The Wolfforthfield experiment: a wind erosion study. *Soil Sci*;161:616
- Takeo N., 2005. Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparaison of thermodynamic databases. Geological Survey of Japan Open File Report No419, 285 pp.
- Tegen I., Lacis A.A. et Fung I., 1996. The influence on climate forcing of mineral aerosols from disturbed soils. *Nature* ; 380:419–22.
- Tiffin, L. O., 1977 . The form and distribution of metals in plants: an overview, in *Proc. Hanford Life Sciences Symp. U.S. Department of Energy, Symposium Series, Washington, D.C.*, p 315.
- Tremel-Schaub I., Feix 2005. Contamination des sols. Transfert des sols vers les plantes, ADEME et EDP Sciences (Editions). 422p.
- Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H. & Willis, A.J., 1997. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*, 136: 469-480.
- Yong R.N., Mohamed A.M.O., Warkentin B.P., 1992. Principles of contaminant transport in soils. Elsevier, Amsterdam, p. 327.

Webographie :

Anonyme 1 : www.thecanadianencyclopedia.co.htm

Environnement Canada, 2012. Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada. <http://www.ec.gc.ca/inre-nwri/default.asp?lang=Fr&n=0CD666751&offset=14&toc=show#table1> (Page consultée le 16 décembre 2012).383.

ELAW, 2010. Guide pour l'évaluation des projets EIE du domaine minier. Chapitre 1. Généralités sur l'exploitation minière et ses impacts. Environmental Law Alliance Worldwide. (<http://www.elaw.org/files/miningeiaguidebook/Full%20French%20Guidebook.pdf>) (Page consultée le 16 décembre 2012).

FAO, 2009. Pourquoi investir dans la gestion des bassins versants. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agricultaire, Rome <http://www.fao.org/docrep/012/a1295f/a1295f00.pdf> (Page consultée le 16 décembre).

SESAT, 2012. Menaces à l'eau souterraine. Société de l'eau souterraine AbitibiTémiscamingue. http://sesat.ca/eau_menace.aspx (Page consultée le 16 décembre 2012).