



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



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



Laboratoire de Géoresources
Unité associée au CNRST (URAC 42)

Master Sciences et Techniques Eau et Environnement



Mémoire de Stage de Fin d'Etudes

**Caractérisation de la pollution métallique des sédiments
de l'Oued Moulouya et Oued Ansegmir au voisinage de
la mine Zeïda : Risques de transfert vers le barrage
Hassan II (Haute Moulouya, Maroc).**

Par :

Chakraoui Said

Soutenu le 13 juin 2015 devant le jury :

Pr. Rhoujjati. A	FSTG -Marrakech	Encadrant
Pr. El Hachimi. M.L	CRMEF- Rabat	Co-Encadrant
Pr. Touil. A	FSTG -Marrakech	Examineur
Pr. Khamli. N	FSTG -Marrakech	Examineur

2014/2015

Remerciement

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma gratitude et mes remerciements pour toutes les personnes ayant contribué à sa réalisation. En premier lieu, je tiens à remercier mes encadrants **Professeur Ali RHOUJATTI** et **Professeur My laârobi ELHACHIMI** qui m'ont aidé et m'ont dirigé au cours de mon stage avec leurs recommandations aiguisées en donnant beaucoup de leur temps, et de leur professionnalisme.

Mes remerciements également aux **membres du jury** qui ont daigné laisser leurs multiples occupations pour se donner la peine d'examiner ce travail. Leurs critiques et suggestions contribueront certainement à rehausser la valeur scientifique de ce travail.

Je remercie vivement le **réseau SICMED** "Environnements Miniers Méditerranéens" « Activités minières dans le bassin méditerranéen – Interactions contaminants métalliques / écosystèmes - interfaces avec la santé, l'environnement et la société » pour avoir financé la campagne d'échantillonnage réalisée pour cette recherche en décembre 2014.

Merci particulièrement à mon **collègue Abdelah EL AZHARI** pour son aide et sa disponibilité, ainsi qu'aux doctorants du laboratoire géoscience.

Enfin je remercie **mes amis** pour m'avoir soutenu le long de ce travail

Résumé

La Haute Moulouya à l'oriental du Maroc, comportait les plus grands gisements plombifères du pays, au niveau des districts miniers de Zeïda, Mibladen et Aouli. Ces mines sont toutes à l'arrêt, depuis 1985. L'abandon de ces mines sans aucun suivi ou réhabilitation a causé plusieurs impacts sur l'environnement.

Afin de caractériser la pollution métallique des sédiments de l'oued Moulouya et oued Ansegmir au voisinage de la mine Zeïda et d'évaluer le risque de transfert vers le barrage Hassan II. Des échantillons de sédiments de surface ont été prélevés le long de l'oued Moulouya et de son principal affluent oued Ansegmir ainsi qu'au niveau du barrage Hassan II situé pas plus de quinze kilomètre en aval du centre minier Zeïda. Ces sédiments ont été analysés en particulier pour les éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd, Cu et As).

Les résultats d'analyses ont permis de mettre en évidence que les teneurs en ETM étudiés Zn, Cu, Cd et As dans les sédiments de l'oued Moulouya au voisinage de la mine de Zeïda ainsi que de l'oued Ansegmir sont en général supérieures aux teneurs en ETM considérées comme normales dans les sédiments. La contamination accentuée par le plomb est enregistrée pour les échantillons de sédiments prélevés dans l'oued Moulouya au voisinage et en aval de la mine Zeïda. En effet, comparées à la teneur en Pb enregistrée dans les sédiments à la station de référence (ZM1/Pb : 25,97 ppm), les teneurs en Pb des sédiments de la majorité des stations situées en aval du centre minier (ZM6, ZM7, ZM8, ZM9, ZM10, ZM11, ZM12) sont très élevées alors que la teneur est maximale pour les sédiments pris au voisinage immédiat des verses à résidus de traitement (station ZM5/ Pb : 822,18 ppm). Cependant, les teneurs en Pb s'atténuent dans le barrage Hassan II de l'amont vers l'aval de ce dernier. Par ailleurs, L'arsenic atteint une teneur maximale dans les sédiments de la station ZM11 (Pb : 14,7 ppm) en amont du barrage Hassan II.

A l'issue de cette étude, il ressort que la contamination par les ETM des sédiments de l'oued Moulouya et du barrage Hassan II n'est autre que minière. En effet le risque de transfert des ETM à partir de la mine de Zeïda vers l'aval est évident en particulier à partir des résidus miniers de traitement abandonnés sans réhabilitation considérés comme source principale de contamination par les ETM.

Abstract

High Moulouya in eastern Morocco included the larger lead-bearing deposits of the country, at the mining districts of Zeida, Mibladen and Aouli. These mines are all at a standstill, since 1985. The abandonment of these mines without any monitoring or rehabilitation caused several environmental impacts.

To characterize the metal sediment pollution of the Moulouya / Ansegmir rivers Zeida near the mine and assess the risk of transfer to the Hassan II dam, surface sediment samples were collected along the Moulouya and its main tributary the river Ansegmir and the level of the dam Hassan II located no more than fifteen kilometers downstream from Zeida mining center. These sediments were analyzed in particular for trace metals (Pb, Zn, Cd, Cu and As).

Data showed that the values of SEM studied Zn, Cu, Cd and As in sediments of Moulouya river near the Zeida mine and the Ansegmir river are higher than the contents ETM considered normal in sediments. Contamination accentuated by lead is recorded for sediment samples collected in the Moulouya near and downstream of the mine Zeida. Indeed, compared to the registered Pb content in the sediment at the reference station (ZM1 / Pb: 25.97 ppm) Pb contents of most sediment stations located downstream from the mining center (ZM6, ZM7, ZM8, ZM9, ZM10, ZM11, ZM12) is very high while the maximum content is taken to sediment in the immediate vicinity of waste residues (station ZM5 / Pb: 822.18 ppm). However, the contents of Pb decrease in Hassan II dam and downstream. Moreover, Arsenic reaches a maximum content in the sediments of the ZM11 station (Pb 14.7 ppm) upstream of the Hassan II dam.

After this study, it appears that contamination of sediments ETM Moulouya and Hassan II dam due to mining. Indeed the risk of transfer of ETM from the mine Zeida downstream is evident especially from mining mill tailings abandoned without rehabilitation considered the main source of contamination by ETM.

Liste des figures

Figure 1 : Diagramme de prédominance des espèces de Pb sous pH/pe.....	21 -
Figure 2 : Diagramme de prédominance des espèces de Cd sous pe/pH	22 -
Figure 3 : Diagramme de prédominance des espèces de Cu sous pe/pH	23 -
Figure 4 : Diagramme de prédominance des espèces de Zn sous pe/pH	24 -
Figure 5 : Diagrammes de prédominance des espèces de As sous pH/pe	25 -
Figure 6 : Mécanismes principaux affectant le devenir des éléments traces métalliques (Me)	28 -
Figure 7 : Situation géographique du bassin versant de la Moulouya	32 -
Figure 8 : Carte géologique schématique de la Haute Moulouya	34 -
Figure 9 : Production réalisée aux centres miniers Zeïda de 1973 à 1985	37 -
Figure 10 : Situation géographique des points d'échantillonnage	41 -
Figure 11 : Schéma du principe d'un appareil ICP-AES (EL HAMIDI, 2013).....	45 -
Figure 12 : Variation spatiale des fractions granulométriques des sédiments (%)	47 -
Figure 13 : Évolution de la Variation des teneurs de carbonates	48 -
Figure 14 : Variation spatiale de la matière organique dans les sédiments (%)	50 -
Figure 15 : Variation spatiale du pH.....	51 -
Figure 16 : Variation de la conductivité.....	52 -
Figure 17 : Variations des teneurs en Pb dans les sédiments étudiés.....	53 -
Figure 18 : Variations des teneurs en As dans les sédiments étudiés.	54 -
Figure 19 : Variations des teneurs en Cu dans les sédiments étudiés.	55 -
Figure 20: Variations des teneurs en Cd dans les sédiments étudiés.	55 -
Figure 21: Variations des teneurs en Zn dans les sédiments étudiés.	56 -
Figure 22 : Variation spatiale du plomb.....	57 -
Figure 23 : Variation spatiale de l'arsenic	58 -
Figure 24 : Variation spatial du cadmium.....	59 -
Figure 25 : Variation spatial du cuivre.....	60 -
Figure 26 : Variation spatiale du Zinc	61 -
Figure 27 : Dendrogramme de dissimilarité entre les éléments traces étudiés	65 -
Figure 28 : Profil des classes	65 -

Liste des tableaux

Tableau 1 : Exemple de quelques mines abandonnées	- 18 -
Tableau 2 : Classification de certains déchets dangereux (Décret n° 2-07-253)	- 19 -
Tableau 3 : Teneurs maximales enregistrées au niveau des sédiments dans la zone d'étude	- 19 -
Tableau 4 : Teneurs naturelles en ETM dans les sédiments et dans les sols (mg·kg ⁻¹)	- 26 -
Tableau 6 : Limite de quantification	- 45 -
Tableau 7: Variations spatiales des facteurs de pollution (IC).....	- 62 -
Tableau 8 : Corrélation linéaire entre les variables et les facteurs.....	- 64 -
Tableau 9: Matrice de corrélation (Paramètres-ETM).....	- 64 -

Sommaire

Remerciement	- 1 -
Résumé	- 2 -
Abstract	- 3 -
Introduction générale	- 9 -
Chapitre I : Généralités	- 11 -
I/ L'industrie minière et impacts sur l'environnement	- 12 -
I.1. Définition de la mine/Les types de mines	- 12 -
I.2. Les différentes phases d'exploitation minière	- 12 -
I.3. Impacts de l'exploitation minière	- 13 -
I.4. Impacts environnementaux de la mine abandonnée	- 13 -
Cas de la mine souterraine	- 13 -
Cas de la mine à ciel ouvert	- 14 -
Les différents types d'impacts environnementaux.....	- 14 -
Rejets miniers :	- 15 -
Contamination du milieu	- 15 -
II/ Les mines au Maroc.....	- 16 -
II.1. Histoire de l'exploitation minière au Maroc	- 16 -
II.2. Données générales sur la production minière au Maroc : cas des mines métallifères-	17
-	
II.3. Aperçu sur les mines abandonnées au Maroc	- 17 -
II.4. Législation au Maroc et protection de l'environnement	- 18 -
• Code minier et protection de l'environnement	- 18 -
II.5. Revue bibliographique de l'impact de la mine de Zeïda	- 19 -
III/ Les éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux et les sédiments.....	- 20 -
III.1. Définitions	- 20 -
III.2. Sources, Géochimie et Toxicité de quelques ETM Dans l'environnement (Pb, Zn, Cu, Cd, As)	- 20 -
III.3. Les ETM dans les eaux et les sédiments.....	- 26 -
Chapitre II : Présentation de la zone d'étude	- 31 -
I/ Cadre géographique	- 32 -
II/ Cadre géologique et structural.....	- 33 -
III/ Cadre climatique	- 34 -
IV/ Cadre hydrologique et hydrogéologique	- 35 -

IV.1. Cadre hydrologique :.....	35 -
IV.2. Cadre hydrogéologique.....	35 -
V/ Démographie et activité humaine	35 -
VI/ Historique de l'exploitation minière dans le site minier Zeïda :	36 -
VI.1. Historique :.....	36 -
VI.2. phases d'exploitation :.....	37 -
VI.3. Production :.....	38 -
VI.4. Etat actuel de l'environnement à Zeïda.....	38 -
Chapitre III : Matériels et méthodes.....	40 -
I/ Protocole d'échantillonnage des sédiments	41 -
I.1. Choix des stations d'échantillonnage.....	41 -
I.2. Echantillonnage des sédiments.....	41 -
II/ Caractérisation des sédiments étudiés	42 -
II.1. Préparation des échantillons	42 -
II.2. caractérisation physique, chimique et minéralogique.....	42 -
Chapitre IV : Résultats et discussions	46 -
I/ Caractérisation physique et physico-chimique des sédiments de l'oued Moulouya et de la retenue du barrage Hassan II	47 -
I.1. Caractérisation Granulométrique des sédiments.....	47 -
I.2. Carbonates	48 -
I.3. Matière organique	49 -
II/ Etude physico-chimique :	50 -
III/ Teneurs en métaux des sédiments de l'oued Moulouya, l'Oued Ansegmir et de la retenue du barrage Hassan II	52 -
III.1. Le plomb.....	52 -
III.2. L'arsenic.....	53 -
III.3. Le cuivre	54 -
III.4. Le cadmium	55 -
III.5. Le zinc.....	56 -
IV/ Cartographie et discussion des teneurs en ETM.....	56 -
IV.1. Le Plomb (Pb):.....	56 -
IV.2. L'Arsenic (As) :	57 -
IV.3. Le Cadmium (Cd):.....	58 -
IV.4. Le Cuivre (Cu) :	59 -

IV.5. Le Zinc	- 60 -
V/ Evaluation du degré de pollution des sédiments :.....	- 61 -
VI/ Analyse statistique	- 63 -
Conclusion générale et recommandations	- 67 -
Références bibliographiques	- 69 -
webographie	- 75 -

Introduction générale

La contamination des milieux par les éléments traces métalliques (ETM) représente un problème environnemental majeur. L'origine de ces éléments peut être soit naturel (altération des roches, volcanisme...) ou anthropique (industrie minière et métallurgique...). Selon Lee et al. (2001), l'exploitation minière est l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. En effet, durant la majorité des étapes de son développement l'activité minière affecte l'environnement à divers degrés et généralement de façon irréversible. L'activité minière constitue l'un des piliers fondamentaux de l'économie marocaine, cependant, les mesures de protection de l'environnement ne sont pas une priorité dans ce secteur d'activité. En effet, l'exploitation minière actuelle et même ancienne porte atteinte à l'environnement qui n'est jamais une préoccupation.

Située dans Haute Moulouya à l'oriental du Maroc, la mine de Zeïda actuellement abandonnée, faisait partie du plus grand gisement plombifère du Maroc. La mine est à l'arrêt depuis 1985 sans réhabilitation : 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. A Zeïda, la production de plomb a atteint 630 172 t, avec un concentré de plomb d'une teneur de 40 à 70%, les résidus de traitement et de décapage issus de cette activité sont délaissés sur place, et constituent une source de contamination importante, particulièrement les résidus de traitement, riche en éléments traces métalliques (EL Hachimi, 2006). La mobilité de cette contamination dépend du volume des résidus, de leur emplacement, des facteurs intrinsèques, du type de stériles et la granulométrie. C'est pourquoi, la contamination par les ETM est rarement limitée à l'échelle locale, au voisinage de la mine, sous l'influence des agents érosifs (hydriques et éoliens) elle se disperse sous forme dissoute et solide.

Les ETM présentent une grande affinité pour la phase solide (BLANQUET et al., 2004), ces particules finissent souvent par se sédimenter dans les lits ou au fond des oueds. Les sédiments ainsi contaminés, constituent par la suite, un réservoir important des ETM, surtout quand les conditions climatiques, favorisent les réactions d'adsorption et de précipitation de ces éléments. Cependant, les ETM ne restent pas définitivement piégées au sein des sédiments, mais peuvent rejoindre la colonne d'eau suite à la modification des paramètres du milieu, tel que l'action des courants et la turbulence de l'eau qui cause leur remise en suspension,

Dans l'objectif d'étudier la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments de l'oued Moulouya et de la retenue du barrage Hassan II en aval de la mine abandonnée Zeïda, une campagne d'échantillonnage à été effectuée au mois de Décembre 2014, des sédiments ont été prélevés et des paramètres physicochimiques ont été mesurés. Les analyses ont été réalisées au laboratoire du CNRST, elles ont permis de:

- ✓ Caractériser les sédiments de surface de la zone d'étude (granulométrie, matière organique, carbonates..). Cette caractérisation doit procurer d'importantes informations concernant l'origine des sédiments et leur rôle en tant qu'accumulateurs des ETM (Pb, Cu, Zn, As),
- ✓ Déterminer les teneurs en ETM des sédiments de l'Oued Moulouya et du barrage Hassan II en aval de la zone d'étude,
- ✓ Identifier les principales sources de pollution des ETM des sédiments étudiés, ainsi que le suivi de leur évolution le long de la zone d'étude,
- ✓ Déterminer la contribution de l'affluent Ansegmir à la pollution en ETM des sédiments de l'Oued Moulouya et du barrage Hassan II.

Chapitre I
Généralités

I/ L'industrie minière et impacts sur l'environnement

I.1. Définition de la mine/Les types de mines

Une mine est l'ensemble des installations nécessaires à l'extraction, au traitement et la valorisation d'un gisement. L'activité minière consiste à valoriser des ressources minérales naturelles dans un sol donné, ce qui est par définition une activité non durable. Les mines existaient avec l'homme depuis l'Antiquité, et évoluaient avec son évolution et avec ses besoins en minerais. La grande apogée des mines était depuis l'ère de la révolution industrielle jusqu'à aujourd'hui suite aux progrès techniques et technologiques, surtout en géologie et en méthode d'extraction minière, la production devenait plus rapide avec des quantités plus importantes. En plus, cela avait amélioré d'une manière remarquable la qualité des matériaux extraits (Remmal, 2010). D'après le BRGM (1999), la situation topographique, la géométrie, la morphologie d'un gisement et son tonnage déterminent la meilleure méthode pour son exploitation. On distingue deux types de mines :

- La mine à ciel ouvert : C'est une exploitation pour un gisement dont la profondeur ne dépasse pas les 300 mètre (Lkebir, 2012). Pour ce type de mines le coût d'extraction reste faible, mais demande plusieurs opérations de mise en évidence du gisement.

- La mine souterraine : l'exploitation s'effectue en galeries souterraines avec creusement de puits permettant la liaison entre les galeries et l'aération. Les puits permettent l'évacuation du minerai, du personnel et les eaux d'exhaure. Le gisement dans ce type de mines se situe en profondeur et doit avoir des teneurs importantes du minerai afin de rentabiliser son exploitation. L'exploitation dans ce type de mines est coûteuse avec une productivité inférieure à la mine à ciel ouvert.

I.2. Les différentes phases d'exploitation minière

Les démarches mise en œuvre sur un site minier peuvent se dérouler en plusieurs étapes. Au début des prospections minérales jusqu'à la période d'après-clôture de la mine, on distingue différentes phases dans un projet minier. Ce qui suit représente les phases typiques d'un projet minier. Chaque phase d'exploitation minière est associée à différents groupes d'impacts environnementaux :

- ✓ La prospection : Cette phase comprend les enquêtes, les études de terrain, les essais de sondage et d'autres excavations exploratoires (Vincent, 2010). Le démarrage d'un projet minier dépend de la connaissance de l'extension et la valeur du dépôt de minerai. C'est pendant la phase de prospection qu'on obtient les informations sur la localisation et la valeur du dépôt de minerai.
- ✓ Le développement : si la phase de prospection en est arrivée à la conclusion que le gisement minéral caractérisé était exploitable en prenant en compte des différentes contraintes applicables, il faut alors planifier le développement de la mine. Cela passe par la conception et la réalisation de l'ensemble des infrastructures nécessaires à l'exploitation du minerai (routes, chemins de fer, lignes électriques, etc.) (Coquard, 2012).

- ✓ Extraction du minerai : ces travaux consistent à un tri préliminaire afin d'éliminer le maximum possible de gangue lors de la phase de traitement de minerai. (BRGM, 1999). Cette activité crée un groupe particulier d'impacts environnementaux, tels que les émissions de poussière fugitive des routes de transport des matériaux qu'une étude d'impact sur l'environnement (EIE) pour un projet minier proposé devrait évaluer séparément (Vincent, 2010).
- ✓ Enrichissement : Il s'agit de la séparation des parties utiles et stériles du minerai, pour obtenir d'un côté un concentré et de l'autre un résidu. On vise la récupération la plus complète possible du minerai utile, dans un concentré dont la teneur se prête aux traitements ultérieurs (Vincent, 2010)
- ✓ Réhabilitation et fermeture de site minier : un gisement minéral étant non renouvelable, une mine est conçue au départ pour une durée de vie estimée. Lorsque son exploitation devient non rentable, la fin des activités minières est décrétée. Suite à cela le site minier développé au fil du temps doit alors être restauré en fonction des lois en vigueur puis fermé; l'objectif ultime étant de rendre le site minier le plus proche possible de son état originel (Coquard, 2012).

I.3. Impacts de l'exploitation minière

Quelque soit leurs type (à ciel ouvert ou souterraine) les exploitations minières soulèvent depuis quelques années de sérieuses inquiétudes environnementales. En effet, l'une des caractéristiques de l'industrie minière est l'impact négatif des exploitations sur l'environnement, à savoir : les nuisances dues à l'exploitation, au traitement et à l'évacuation des matériaux ou des minerais, les atteintes au paysage pendant l'exploitation, la pollution des eaux et de l'atmosphère, les bruits, etc.

Selon Lee (2001), l'exploitation minière est l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. Des niveaux élevés de métaux lourds peuvent être rencontrés aux alentours et dans les mines métallifères, dus à la décharge et à la dispersion des résidus miniers dans les sols agricoles proches, les récoltes et les cours d'eau. C'est ce qui pose éventuellement un risque potentiel pour les habitants des régions minières.

I.4. Impacts environnementaux de la mine abandonnée

Une mine est dite abandonnée ou orpheline 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 (Lghoul, 2014). Ces mines abandonnées ont causé et continuent à causé de nombreux problèmes à l'environnement. Les métaux lourds issus de ces mines, sont pour la plupart à des teneurs élevées et constituent un danger pour la santé publique lorsque ceux-ci parvient à contaminer les eaux. (Baghdad et al., 2009)

➤ Cas de la mine souterraine

Les principaux risques résultant de la présence de carrières souterraines abandonnées correspondent à la manifestation en surface de désordres dont les effets diffèrent en fonction

du mode de rupture et de la nature des terrains formant le recouvrement. On distinguera essentiellement parmi ces risques, l'effondrement localisé de type « fontis », l'effondrement localisé par rupture de quelques piliers et l'effondrement généralisé désigné également « effondrement spontané » (Ineris, 2007)

➤ **Cas de la mine à ciel ouvert**

L'exploitation des mines à ciel ouvert et des carrières a des effets très visibles sur l'environnement. La dégradation du site, la destruction de la végétation et la disparition de la faune indigène en sont les signes les plus marquants. Les mines à ciel ouvert sont en outre une source fréquente de contamination des eaux de ruissellement et des eaux souterraines.

L'exploitation d'une mine à ciel ouvert a évidemment de nombreux impacts spécifiques qu'il est possible de différencier en fonction de l'environnement (Genivar, 2008) à savoir :

- Impact physique (sol, eaux, air),
- Impact biologique (végétation, mammifère, faune aquatique, etc.),
- Impact humain (paysage, qualité de vie, économie, etc.),

Ces impacts sont caractérisés en fonction de quatre principaux paramètres :

- l'étendue de l'impact (ponctuelle, locale, régionale, nationale, etc.),
- la durée de l'impact (temporaire, discontinue, permanente, etc.),
- l'intensité de l'impact (degré de modification du milieu),
- la probabilité de l'impact (faible, moyenne, importante),

➤ **Les différents types d'impacts environnementaux**

Les impacts environnementaux liés aux exploitations minières varient en fonction de plusieurs facteurs tel que : la situation topographique du gisement, le type de minerai exploité, le type de gisement, le type et la méthode d'exploitation minière, la nature géologique de l'encaissant, la géométrie et la morphologie du gisement et bien d'autres facteurs (EL Hachimi, 2006).

Le premier impact est celui sur la faune et la flore. La création d'une fosse à ciel ouvert d'un complexe industriel et de dépôts de minerai, de stériles et de résidus entraîne une perte importante de superficies terrestres et humides. La perte et le morcèlement des habitats disponibles pour la flore et la faune qui existent, entraînent à terme une diminution de leur diversité. Les milieux biologiques peuvent également souffrir d'une variation de leur environnement physique (Genivar, 2008).

Un autre impact probable est la modification de la quantité et de la qualité de l'eau disponible. Cet impact prend naissance au niveau de la fosse à ciel ouvert qui peut agir comme un piège hydraulique retenant ainsi les masses d'eau de surface ou des eaux souterraines (Coquard, 2012)

La modification de la topographie d'un terrain entraînée par l'exploitation d'une mine à ciel ouvert peut influencer localement la forme des bassins versants, mais aussi se répercuter sur la répartition des eaux de surface et des eaux souterraines. La qualité de l'eau peut quant à elle être modifiée par deux principaux mécanismes (Environmental law alliance worldwide, 2010) :

- rejet de produits issus de l'étape de purification (au niveau du complexe industriel ou du parc à résidu),
- lessivage des surfaces exploitées (possible acidification des eaux et enrichissement en matières en suspension, sulfates et métaux lourds), aussi appelé drainage minier acide.

✓ **Rejets miniers :**

Les rejets miniers de traitement peuvent être définis comme étant les produits plus ou moins transformés issus de la phase de traitement et d'enrichissement du minerai (rejet de laverie) contenant d'éventuels additifs chimiques, minéraux ou organiques (B.R.G.M., 1999).

Le transport de ces rejets se fait en général par voie hydraulique pour être stockés dans une retenue obtenue par l'installation d'une digue en vue d'éviter le déversement d'effluents pollués dans l'environnement. Les résidus restés à l'air libre, peuvent devenir économiquement rentable, par contre, ils sont d'un impact paysager et environnemental généralement très négatifs.

Un impact également très courant est la modification de la qualité des sols. 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 (hydrocarbure, 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).

✓ **Contamination du milieu**

▪ **Contamination des eaux**

Les effets sur la qualité de l'eau et de la disponibilité des ressources en eau dans la zone du projet constituent peut-être l'impact le plus important d'un projet d'exploitation minière.

Les questions clés sont de savoir si les fournitures en eau de surface et en eaux souterraines resteront appropriées à la consommation humaine, et si la qualité des eaux de surface dans la zone du projet restera adéquate pour supporter la vie aquatique et la faune terrestre native.

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

« Le DMA se définit par un écoulement d'eau acide contenant des métaux lourds dissous et résultant de l'oxydation naturelle des stériles, du minerai ou des résidus miniers exposés à l'air et à l'eau. » (Chevalier, 1996). Généralement, le DMA se caractérise par un pH faible, une haute conductivité, la présence d'un acide minéral tel que l'acide sulfurique

(H₂SO₄), des concentrations élevées en fer, en aluminium et en manganèse, ainsi qu'une concentration élevée en métaux lourds (cuivre et zinc) et autres éléments toxiques pouvant contaminer gravement les sols et les eaux souterraines (Akcil et al., 2006). Habituellement, le phénomène est engendré par l'oxydation des minéraux sulfurés (Chevalier, 1996).

▪ **Le drainage minier neutre (DMN) :**

En contexte carbonaté, l'acidification du milieu générée par la dissolution des sulfures est tamponnée par les carbonates dissous. Les cations libérés participent à la formation de minéraux secondaires tels que les carbonates, les hydroxydes et les sulfates qui piègent les métaux dissous de l'eau (Ghorbel et Ben abid, 2012).

L'acidité générée par l'oxydation des minéraux sulfurés peut être tamponnée par l'eau, lorsque celle-ci possède une charge alcaline suffisante par la dissolution de certains minéraux (Banks et al., 1997) comme les carbonates (Younger et al., 1998).

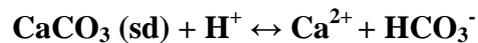
La réaction générale de neutralisation avec la calcite s'écrit (Ghorbel et Ben abid, 2012) :



En présence d'une phase gazeuse, H₂CO₃ (aq) se décompose partiellement selon la réaction suivante :



Lorsque la neutralisation du DMA est maximum la réaction produit du bicarbonate (HCO₃⁻) selon l'équation suivante :



▪ **Contamination des sédiments**

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 (EL Hachimi et al., 2013). Selon Lee et al. (2001), l'exploitation minière est l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. Les particules constituant un résidu minier peuvent être transportées en tant que matière en suspension dans les cours d'eau suite à l'érosion hydraulique par les eaux de ruissellement ou en tant que poussière portées par le vent. Les types d'impacts associés à l'érosion et à la sédimentation sont nombreux, les deux produisant généralement des impacts tant à court terme qu'à long terme.

Dans les eaux de surface, des concentrations élevées de particules dans la colonne d'eau peuvent produire des effets toxiques à la fois chroniques et aigus chez les poissons et les organismes aquatiques (Elaw, 2010).

II/ Les mines au Maroc

II .1. Histoire de l'exploitation minière au Maroc

Le secteur des mines occupe une place de choix dans l'économie marocaine, il représente près de 21 % des recettes d'exportation et emploie 40 000 personnes environ

(Mouttaqi et al., 2011) L'exploitation minière a été l'une des activités économiques les plus exercées par la population marocaine au cours des siècles. Les technologies minières marocaines comme le travail du cuivre et la fabrication de l'acier ont été transmises au-delà des frontières. Dès le début du XXème siècle, des gisements importants de phosphates, de plomb, de zinc, de fer, de manganèse etc., ont été découverts. En matière de phosphate, le Maroc renferme les trois-quarts des réserves connues sur la planète (Mouttaqi et al., 2011). Il est le premier exportateur et le troisième producteur de phosphates bruts à l'échelle mondiale. L'exploitation des phosphates constitue un monopole de l'Etat représenté par l'Office Chérifien des Phosphates (OCP) créé en 1920.

Par ailleurs, il existe des exploitations minières artisanales essentiellement dans les régions de Tafilalet et du Haut Atlas oriental, qui opèrent dans divers petits gisements de plomb, de zinc, et de barytine. Un organisme d'Etat : la Centrale d'Achat et de Développement de la région du Tafilalet et de Figuig (CADETAF) a été constituée, en 1960 en vue d'encadrer, équiper, former et assister techniquement ces exploitations artisanales.

II.2. Données générales sur la production minière au Maroc : cas des mines métallifères

L'industrie minière est une industrie très particulière où la durée de vie de chaque exploitation varie de quelques à plusieurs années, en fonction de ses réserves exploitables.

Le Maroc, pays de longue tradition minière, connaît une activité importante dans le domaine de l'énergie et des mines. Cette vocation minière est favorisée par la présence d'une structure géologique très variée et particulièrement réputée par la concentration de nombreuses substances minérales. La diversité et la valeur des substances minérales exploitées (phosphates, métaux de base, métaux précieux, roches et minéraux industriels) ont permis au secteur minier marocain de jouer un rôle important dans l'économie nationale. Cette importance est perceptible à travers sa contribution dans la formation du produit intérieur brut (de 2,5 à 6,5% selon les cours des produits miniers), dans les exploitations du pays (en moyenne de 80% en volume et 35% en valeur) et ses retombées bénéfiques sur le développement régional, et rural. (Ministère d'énergie et des mines).

II.3. Aperçu sur les mines abandonnées au Maroc

Le Maroc compte environ 200 sites miniers abandonnés de plus ou moins grandes tailles (Hakkou et al., 2009), le tableau suivant (tab1) présente quelques cas de ces mines abandonnées.

Aucun dispositif n'a été mis en place pour gérer l'abandon de ces anciens sites miniers caractérisés par la persistance d'immense tonnages de résidus miniers délaissés après l'arrêt d'activité de ces exploitations sans aucun plan de gestion effective ni de réhabilitation. (Argane et al., 2014). En effet, Ces rejets pourraient avoir des impacts négatifs sur l'environnement : pollution des sols, de l'eau, destruction ou perturbation d'habitats naturels, impact visuel sur le paysage.

Tableau 1 : Exemple de quelques mines abandonnées (Nouveaux guides géologiques et miniers du Maroc, 2011)

Nom	Minerai	Période d'exploitation
Bouskour	Cuivre, Argent	1942-1977
Imiter	Argent	1951-1963
Kettara	Pyrrhotite	1938-1982
Ait ammar	Fer	1919-1963
Tansrift	Cuivre	1968-1978
Bou arfa	Manganèse	1930-1967
Ouixane	Fer, sulfure	1915-1976
Mibladen –aouli	Plomb	1939-1983
Zeïda	Plomb	1958- 1986

II.4. Législation au Maroc et protection de l'environnement

- **Code minier et protection de l'environnement**

Au Maroc le secteur minier dispose de composantes de développement considérable. Pourtant ce secteur doit confronter et évaluer ses impacts sur l'environnement dans l'objectif d'assurer un développement durable. En effet, le secteur minier doit résoudre convenablement les problèmes de dégradation de l'environnement associés à l'activité minière. La législation minière au Maroc est basée sur le Dahir (décret royal) du 16 avril 1951 et ne comprend pas de dispositions obligeant un titulaire de titre 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 publique 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 (Babi, 2011).

Un projet de nouveau code minier qui prévoit de nouvelles dispositions de nature à contribuer efficacement à une meilleure protection de l'environnement lié à l'activité minière à été élaboré par la direction des mines afin de classer les déchets en fonction de leurs provenances. Le projet de loi 33.13 relatif au code minier a été approuvé récemment par le Conseil de gouvernement marocain le 17 juillet 2014. (Tab. 2).

Tableau 2 : Classification de certains déchets dangereux (Décret n° 2-07-253)

Code	TYPE DE DECHET
01 03 07	autres déchets contenant des substances dangereuses provenant de la transformation physique et chimique des minéraux métallifères
06 03 15	oxydes métalliques contenant des métaux lourds
06 04 03	déchets contenant de l'arsenic
06 04 04	déchets contenant du mercure
06 04 05	déchets contenant d'autres métaux lourds
07 05 07	résidus de réaction et résidus de distillation halogénés
07 05 08	autres résidus de réaction et résidus de distillation

- Autres lois et protection de l'impact des mines

Des nouvelles lois relatives à l'environnement sont élaborées par le secrétariat d'état chargé de l'environnement plusieurs de ses dispositions intéressent l'exploitation minière dont on note :

- ◆ Loi N°11-03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement,
- ◆ Loi N°12-03 relatives aux Etudes d'Impact sur l'Environnement,
- ◆ Loi 13-03 relative à la pollution atmosphérique,
- ◆ Loi N°08-01 relative à l'exploitation des carrières,
- ◆ Loi N°28.00 relative à la gestion des déchets solides et à leur élimination,
- ◆ Loi N°10-95 relative à l'eau et ses décrets d'application notamment le décret N°2-04-553 du 24 janvier 2005 relatif aux déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles et souterraines,

II.5. Revue bibliographique de l'impact de la mine de Zeïda

Les mines de la Haute-Moulouya sont toutes à l'arrêt, depuis 1983 pour Aouli-Mibladen, et depuis 1986 pour Zeïda.

Des études ont été entreprises sur l'impact des mines et sur la contamination de l'environnement par les ETM au niveau de la mine Zeïda. Des teneurs maximales ont été enregistrées dans les sédiments de l'oued Moulouya au voisinage de la mine de Zeïda, (Tab. 3).

Tableau 3 : les teneurs maximales enregistrées au niveau des sédiments dans la zone d'étude

Auteur	Pb	As	Cd	Cu	Zn
El hachimi 2005	5547	192 .2	1.3	119	676
Makhokh2011	160	11	-	27	192
El hachimi 2014	2612	-	2.9	84	3616
Présente étude	822.184	14.703	0.494	42.392	201.716

Les résultats d'analyses effectuées par différents auteurs montrent que les sédiments de surface de l'oued Moulouya sont affectés par la pollution en éléments traces métalliques. Cette pollution est caractérisée par des teneurs généralement élevées des éléments (As, Cd, Cu et Zn). Cette contamination accentuée au niveau du plomb, est liée d'après les auteurs aux rejets miniers de traitement. Ces résultats confirment l'impact environnemental de l'activité minière dans la région. En effet l'ancienne exploitation minière et l'abandon de ces résidus miniers sans traitement ou réhabilitation constituent une nuisance concrète pour l'environnement dans la Haute Moulouya.

III/ Les éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux et les sédiments

III.1. Définitions

On appelle, par définition, métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, typiquement supérieure à 5 grammes par cm^3 . Quarante et un métaux correspondent à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes. Les métaux toxiques particuliers représentent une partie de ces métaux lourds (Rsql, 2008).

Un métalloïde est un élément qui combine certaines caractéristiques du métal et d'autres caractéristiques opposées, l'absence de conductivité par exemple. C'est le cas de l'arsenic (Rsql, 2008).

III.2. Sources, Géochimie et Toxicité de quelques ETM Dans l'environnement (Pb, Zn, Cu, Cd, As)

III.2.1. Le plomb : Pb

Le plomb est le plus répandu des éléments lourds naturels. Le plomb est généralement considéré comme peu mobile dans les sols, surtout en conditions réduites. Cependant sa mobilité peut augmenter rapidement suite à la formation de complexes organiques (Blanchard, 2000).

Le plomb est un métal amphotère, c'est-à-dire sensible aux variations de pH : la solubilité est minimale dans l'intervalle de pH 9-11. La sorption du plomb dans les sols peut être influencée par le pH, mais aussi par la présence d'argile, d'oxydes de fer et d'aluminium et par la teneur en carbonates (Elkhatib et al., 1992)

Les phases solides thermodynamiquement les plus stables dans des conditions oxydantes sont les carbonates pour des pH proches de la neutralité et des hydroxydes dans des conditions plus alcalines. Dans des conditions réductrices, les concentrations en plomb présente dans les eaux souterraines sont limitées par la solubilité de la phase solide hydroxyde, ou, dans certains cas, du plomb métallique, qui présente une stabilité élevée dans des conditions réductrice (Burnol, 2006 ; figure 1).

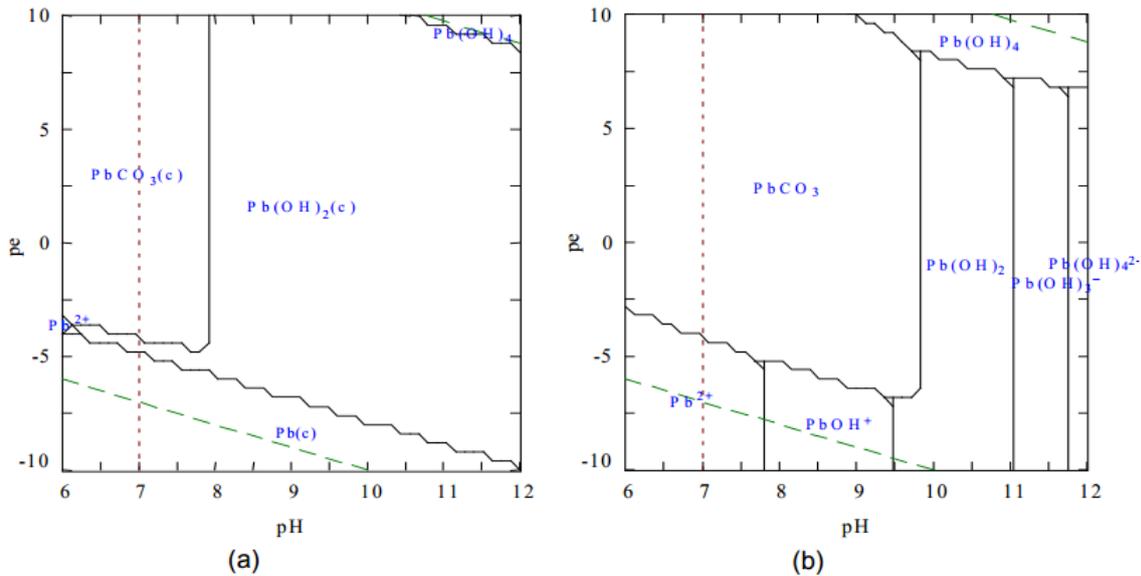


Figure 1 : Diagramme de prédominance des espèces de Pb sous pH/pe
 (a) phases solides plomb, (b) espèces aqueuses,
 $[CO_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[Ca^{2+}] = 0,10$ mM, $[Pb^{2+}] = 50$ μ M, $[SO_4^{2-}] = 1$ mM,
 $[PO_4^{3-}] = 50$ μ M (Burnol, 2006).

III.2.2. Le cadmium : Cd

Le cadmium est un élément chimique de symbole Cd et de numéro atomique 48. Le cadmium est un métal mou, brillant, blanc argenté ou bleu, que l'on trouve habituellement dans des gisements de plomb, de cuivre ou de zinc. Le cadmium existe généralement sous la forme d'oxyde de cadmium, de chlorure de cadmium ou de sulfate/sulfure de cadmium. C'est dans les gisements de zinc qu'on en retrouve le plus souvent sous forme de sulfure de cadmium. Puisque le cadmium est un sous produit du traitement des concentrés de zinc, sa production dépend de la demande en zinc (Burnol, 2006).

Comme pour tous les métaux cationiques, le comportement du cadmium dans le sol est fortement contrôlé par le pH. Dans des conditions acides, la solubilité du cadmium augmente et une légère adsorption de ce métal par des colloïdes du sol, des hydroxydes ou de la matière organique peut se produire. A des pH supérieurs à 6, le cadmium est adsorbé par la phase solide ou précipite et les concentrations en solution du cadmium sont fortement diminuées. L'hydrolyse du cadmium commence à des pH élevés. La concentration de cet élément dans un milieu aqueux est limitée par différentes phases solides stables en fonction du pH, du potentiel rédox et de la composition de l'eau. (Burnol, 2006).

L'hydrolyse du cadmium commence à des pH élevés. La concentration de cet élément dans un milieu aqueux est limitée par différentes phases solides stables en fonction du pH, du potentiel rédox et de la composition de l'eau. Dans des conditions oxydantes, la phase solide prédominante la plus stable est (figure2) :

- l'otavite ($\text{CdCO}_3(\text{s})$) à des pH neutres.
- une phase mixte de sulfate/hydroxyde à des pH plus alcalins ;
- un hydroxyde à des pH plus élevés. Dans des conditions réductrices, $\text{CdS}(\text{s})$ est la phase la plus stable contrôlant la solubilité de ce métal. La formation de cette phase solide dans des conditions réductrices est néanmoins limitée par la présence de bactéries sulfato-réductrices.

Si la réduction de sulfates en sulfures ne se produit pas, la concentration en cadmium correspond alors à la concentration en Cd^{2+} libre pour des pH neutres et est limitée par la phase solide hydroxyde à des pH alcalins. (Burnol, 2006).

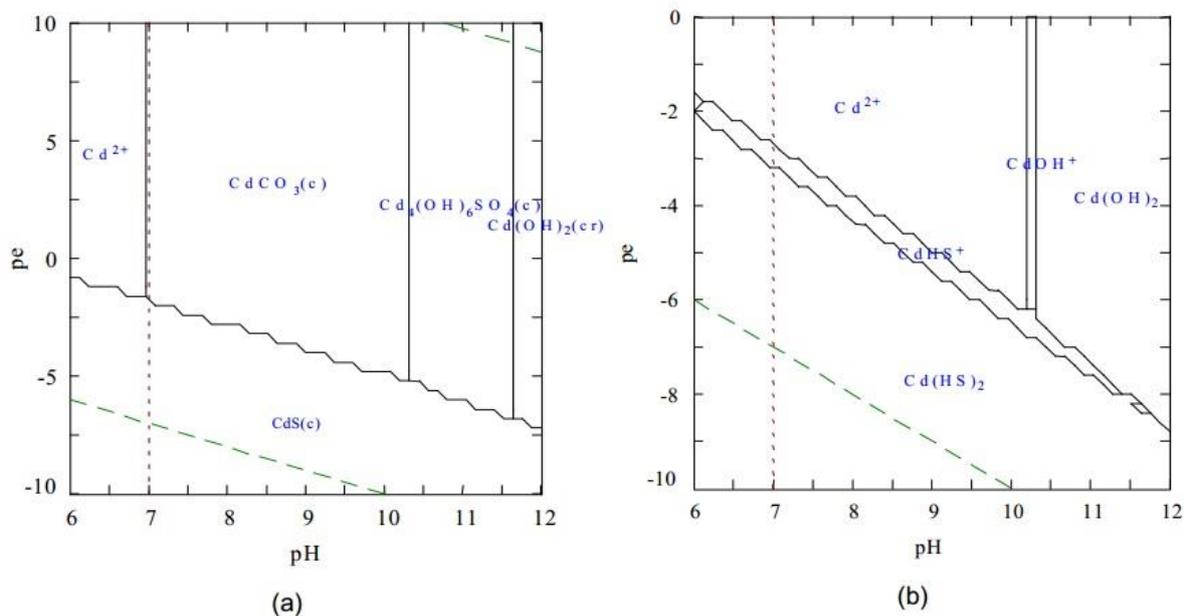


Figure 2 : Diagramme de prédominance des espèces de Cd sous pe/pH
 (a) phases solides de cadmium, (b) espèces aqueuses de Cadmium
 $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite, $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mm}$, $[\text{Cd}^{2+}] = 1 \mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mm}$
 (Burnol, 2006).

III.2.3. Le cuivre : Cu

Le cuivre est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29. La composition moyenne de la croûte terrestre en cuivre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg. Le cuivre est un élément chalcophile qui se trouve associé à des sulfures, avec le plomb, le cadmium et le zinc. Il est habituellement présent en petites quantités dans des minerais de zinc. Le cuivre est retenu dans les sols par des mécanismes d'échanges et d'adsorption (Burnol, 2006). Aux concentrations retrouvées dans les sols naturels, les précipités de cuivre sont instables. Le cuivre, comme le plomb est adsorbé de manière importante par les sols. Cependant, le cuivre a également une affinité élevée pour les ligands organiques solubles et la formation de ces complexes peut augmenter très fortement la mobilité de cet élément (Burnol, 2006). L'ion Cu^{2+} libre est plus réactif que les formes complexées, sa

biodisponibilité est donc plus importante (Sunda et Hanson, 1987). Or, dans des eaux naturelles, le cuivre et d'autres métaux sont complexés par des ligands organiques et inorganiques, de telle sorte que la concentration de l'ion métal libre peut être abaissée de plusieurs ordres de grandeur par rapport à la concentration totale en élément Cu. En effet, la matière organique naturelle, telle les acides fulviques et humiques, sont de forts agents complexant qui affectent la concentration en cuivre bio disponible (Allen et Hansen, 1996 ; Kim et al., 1999). La spéciation a un rôle important dans la biodisponibilité du cuivre. En ce qui concerne la spéciation aqueuse, les degrés d'oxydation +1 et +2 peuvent exister, selon les conditions et la composition de l'eau souterraine. Dans des environnements oxydants, la disponibilité du cuivre est donnée par la solubilité de la phase carbonatée ou des phases hydroxyde, selon le pH de l'eau souterraine (Figure3). Dans des conditions réductrices pour lesquelles des sulfures peuvent être présents, Cu_0 ou Cu_2S (très peu solubles) se formeront facilement. La formation de la phase solide sulfure dans des conditions réductrices est limitée par la présence de bactéries sulfato-réductrices, qui peuvent réduire les sulfates présents dans les eaux (faibles cinétiques de réduction en l'absence de ces micro-organismes).

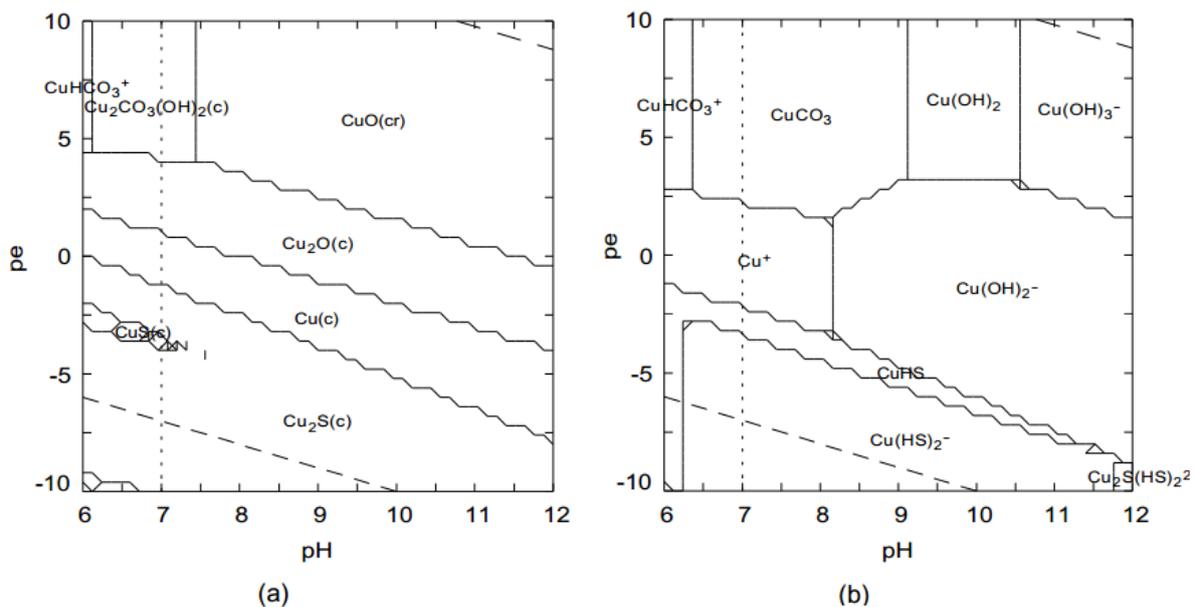


Figure 3: Diagramme de prédominance des espèces de Cu sous pe/pH
 (a) phases solides du cuivre, (b) espèces aqueuses du Cuivre
 $[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite,
 $[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mm}$, $[\text{Cu}^{2+}] = 20 \text{ } \mu\text{M}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mm}$, $[\text{Cl}^-] = 1 \text{ mm}$, $[\text{PO}_4^{3-}] = 50 \text{ } \mu\text{M}$ (Burnol, 2006).

III.24. Le zinc : Zn

Habituellement le zinc est rencontré en association avec le plomb, le cuivre, l'or et l'argent. Le zinc se présente sous forme de sphalérite (sulfure), smithsonite (carbonate), calamine (silicate), et franklinite (zinc, manganèse, oxyde de fer). La teneur moyenne en zinc de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg. Le zinc est facilement adsorbé

par les minéraux argileux, les carbonates ou hydroxydes. D'après Hickey et Kittrick, 1984 ; Kuo et al., 1983 ; Tessier et al., 1980 la plus grande proportion de zinc dans des sols et sédiments contaminés était associée aux oxydes de fer et de manganèse. La précipitation n'est pas un mécanisme majeur de rétention de Zn dans les sols à cause de la solubilité élevée des composés de Zn (Burnol, 2006). En tant que métal cationique, l'adsorption de Zn augmente avec le pH. Le zinc s'hydrolyse à $\text{pH} > 7,7$ et les espèces hydrolysées sont fortement adsorbées sur les surfaces du sol (Burnol, 2006). Cependant, le zinc peut également former des complexes avec les ligands organiques et inorganiques ce qui diminue les réactions d'adsorption.

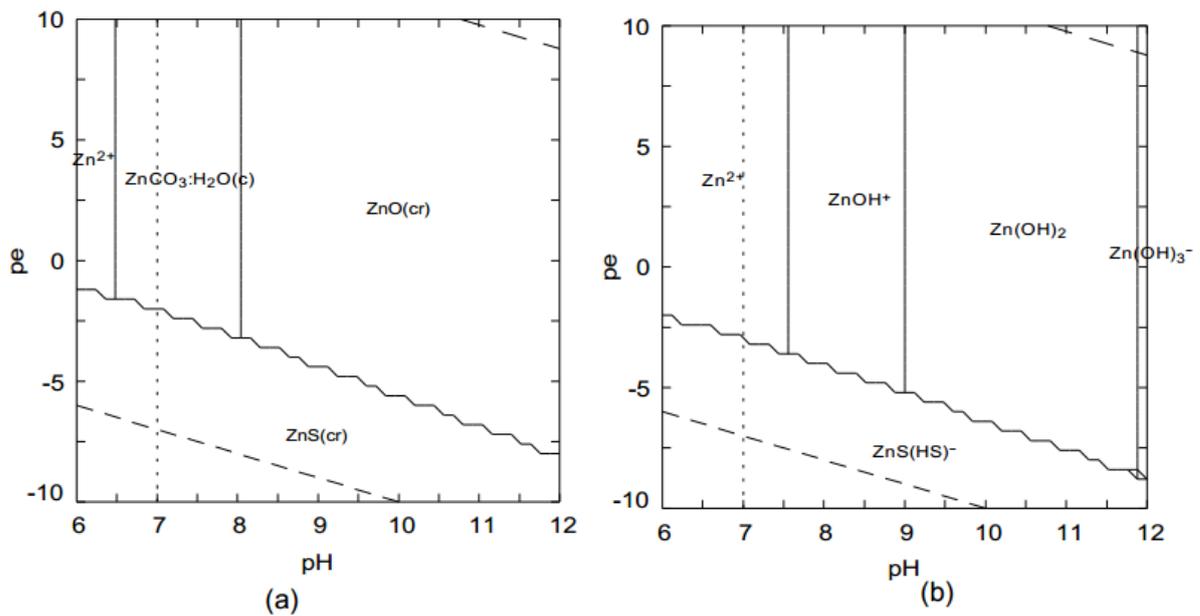


Figure 4 : Diagramme de prédominance des espèces de Zn sous pe/pH

(a) phases solides du zinc, (b) espèces aqueuses du zinc

$[\text{CO}_3^{2-}]$ en équilibre avec la calcite

$[\text{Ca}^{2+}] = 0,10 \text{ mm}$, $[\text{Zn}^{2+}] = 0,20 \text{ mm}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mm}$

$[\text{Cl}^-] = 1 \text{ m M}$, $[\text{PO}_4^{3-}] = 50 \text{ } \mu\text{m}$ (Burnol, 2006).

En milieu aqueux, le zinc existe seulement à l'état d'oxydation divalent Zn(II). Du fait de son caractère basique, l'hydrolyse de Zn^{2+} en milieu acide ou proche de la neutralité est faible voire inexistante. Dans des conditions oxydantes, acides et proches de la neutralité la solubilité du zinc peut être contrôlée par le carbonate (Figure 4). L'hydroxyde solide peut précipiter à des $\text{pH} > 8$ et donc être prépondérant dans des milieux basiques. Bien que le zinc ne soit pas un élément sensible aux variations de potentiel rédox, dans des milieux réducteurs, la formation de sulfures en phase aqueuse ou en phase solide est le processus contrôlant la disponibilité de ce métal dans l'environnement. Néanmoins, la formation de cette phase solide (en conditions réductrices) est limitée par la présence de bactéries sulfato-réductrices, capables de dégrader les sulfates dans les eaux souterraines.

III.2.5. L'arsenic : As

L'arsenic est un métalloïde, chalcophile. Dans la partie superficielle de l'écorce terrestre sa concentration moyenne est évaluée à 2 mg/kg mais localement le fond géochimique peut atteindre des valeurs beaucoup plus élevées (200 mg/kg dans des dépôts calcaires, phosphatés ou dans des schistes). L'arsenic peut exister sous plusieurs formes et à différents degrés d'oxydations dans les eaux et les sols.

- dans les eaux, l'arsenic peut se présenter avec différents états de valence : +5, +3, 0, -3 ;
- dans le sol, l'arsenic existe principalement sous forme trivalent, arsénite As(III) ou pentavalent, arséniate As(V). L'arsénite (As(III), AsO_2^-) et l'arsine (As(-III), AsH_3) sont relativement plus toxiques que l'arséniate (As(V), AsO_4^{3-}) (figure 5). L'arsénite est la forme la plus toxique. Plus de 200 minéraux contenant de l'arsenic ont été identifiés. Le minéral le plus commun contenant de l'arsenic est l'arsénopyrite (FeAsS). Les principaux minéraux exploités pour extraire de l'arsenic ont été, outre l'arsénopyrite, l'orpiment (As_2S_3), le réalgar (AsS) et l'énargite (Cu_3AsS_4).

Dans les eaux souterraines, l'arsenic tend à former des oxyanions dans des conditions alcalines à neutres et est très sensible aux variations de potentiels rédox. Pour des potentiels oxydants, à pH alcalins, il est habituel de rencontrer l'As(V) alors que l'As(III) est le degré d'oxydation prédominant pour des potentiels plus réducteurs (Burnol, 2006).

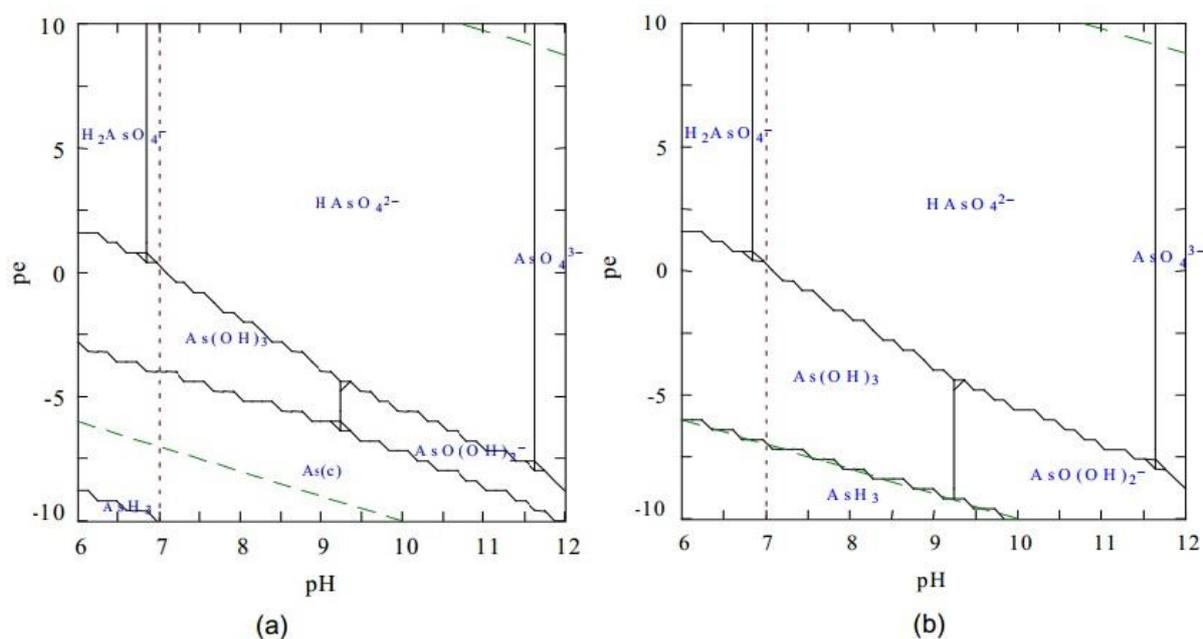


Figure 5: Diagrammes de prédominance des espèces de As sous pH/pe
 (a) phases solides d'arsenic, (b) espèces aqueuses d'arsenic
 $[\text{AsO}_4^{2-}] = 0,2 \text{ mm}$, $[\text{SO}_4^{2-}] = 1 \text{ mm}$ (Burnol, 2006).

III.3. Les ETM dans les eaux et les sédiments

Dans les phénomènes de pollution des eaux et des sédiments par les éléments traces métalliques, les interactions sédiments-cations métalliques jouent un rôle clé qui règle le comportement de ces métaux, leur distribution dans la phase solide et leur transfert dans l'eau.

III.3.1. Teneurs et normes des ETM dans les eaux et les sédiments

Selon Forstner et Wittman (1981), une fraction importante des ETM présents dans l'environnement aquatique est associée d'une manière réversible aux sédiments superficiels. Leurs teneurs dans les sédiments dépendent de plusieurs paramètres (Bouabdli et al., 2004) :

- la source et la forme des apports primaires,
- Les Caractéristiques physico-chimiques de la rivière
- La nature et granulométrie et la composition minéralogique des sédiments,
- Apport de sédiments à partir d'affluents,
- Teneur en matière organique

D'autre part les travaux de (Serpaud et al., 1994) ont montré que l'adsorption des métaux dans les sédiments dépend du changement de pH et la température de l'eau.

En absence de toute influence anthropique l'écorce terrestre renferme une certaine concentration en ETM dite teneur naturelle. Cette teneur naturelle en ETM varie avec le type de roche et la localisation géographique.

Donc la seule présence d'un métal lourd dans l'environnement n'est pas suffisante pour l'évaluation de son impact. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux de concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique. C'est pour cette raison qu'il faut bien connaître le fond géochimique, essentiel pour déterminer la contamination en métaux lourds causée par l'activité minière, d'autre part on peut les comparer avec des normes (tableau 2) ou avec d'autres teneurs trouvées dans la bibliographie (tableau 3).

Tableau 4 : Teneurs naturelles en ETM dans les sédiments et dans les sols ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

	Cd	Cu	Zn	Pb	As	référence
ISQG*	0.6	35.7	123	35	5.9	CCME (2014)
PEL**	3.5	197	315	91.3	17	
Teneurs dans les schistes	0.3	45	95	20	13	Turekian (1961)
Teneur dans la croûte terrestre	0.15	62.5	101	16	5	Foucault (1995)

*ISQGs: Interim sediment quality guidelines

**PELs: probable effect levels

Tableau 5 : Teneurs naturelles en ETM dans les sédiments rencontrées dans la littérature (mg.Kg⁻¹) (El Hachimi, 2006)

Pb	Zn	Cu	Cd	As	Auteur
0,5-19	50-90	14-40	–	–	Fekhaoui, 1990
47	55	14	–	–	Saâdalah, 1990
20	75	15	–	–	Rosso et al., 1993
11,8	25,14	49	–	–	Bouachrine, 1996
12	49	25	–	–	Bennasser, 1997
12	49	25	–	–	Mergaoui, 2003

III.3.2. Comportement des métaux à l'interface eau-sédiments

▪ Principaux processus à l'interface eau-sédiments

Le devenir des ETM dans les milieux aquatiques et sédimentaires est gouverné par de nombreux processus comme la sorption-désorption, la précipitation-dissolution, la complexation-décomplexation. Ces échanges entre les formes dissoutes, ionique et particulaire vont influencer de manière notable la biodisponibilité des ETM vis-à-vis des organismes aquatiques. De nombreux facteurs environnementaux, biotiques et abiotiques, d'origine naturelle ou anthropique, vont conditionner la mobilité des éléments traces métalliques (SERPAUD et al., 1994).

Les processus d'échange des métaux lourds à l'interface eau-sédiments, en relation en particulier avec les équilibres d'adsorption et de désorption, sont fonction d'un certain nombre de paramètres de l'eau (température, pH, force ionique) (SERPAUD et al., 1994).

▪ Comportement des ETM dans les sédiments

➤ Comportement, accumulation et relargage

Dans les conditions naturelles, les ETM restent très souvent associés à la phase solide à cause de leur faible solubilité dans l'eau, d'où leur présence en faibles concentrations et la difficulté de leur détection dans l'eau (Blanquet et al., 2004). Les ETM libérés dans le milieu aquatique à l'état particulaire se déposent facilement.

En outre ceux qui arrivent à l'état dissous réagissent avec des ligands organiques (acides humiques et fulviques) et inorganiques (argiles, carbonates, etc.), formant ainsi des complexes qui se fixent sur des particules en suspension et puis sédimentent (Jeon et al. 2002). Ces complexes d'ETM peuvent également rester à l'état dissous et diffuser dans l'eau interstitielle du sédiment. Le dépôt des particules au fond, ou aux berges du cours d'eau, peut conduire à une accumulation des teneurs en ETM dans les sédiments. Ces derniers jouent par la suite le rôle d'un réservoir des ETM, à court, ou à long terme. Cependant, le danger réside dans le fait que ces éléments peuvent être transférés en partie vers les eaux, vu que ces éléments ne sont pas fixés de façon permanente et peuvent être libérés, suite au

changement des paramètres physico-chimique du milieu (le potentiel d'hydrogène (pH), potentiel redox (Eh), température). (Forstner, 1987)

Le comportement des métaux dans les sédiments, que ce soit accumulation, ou remobilisation, est contrôlé par plusieurs processus chimiques (Figure 4).

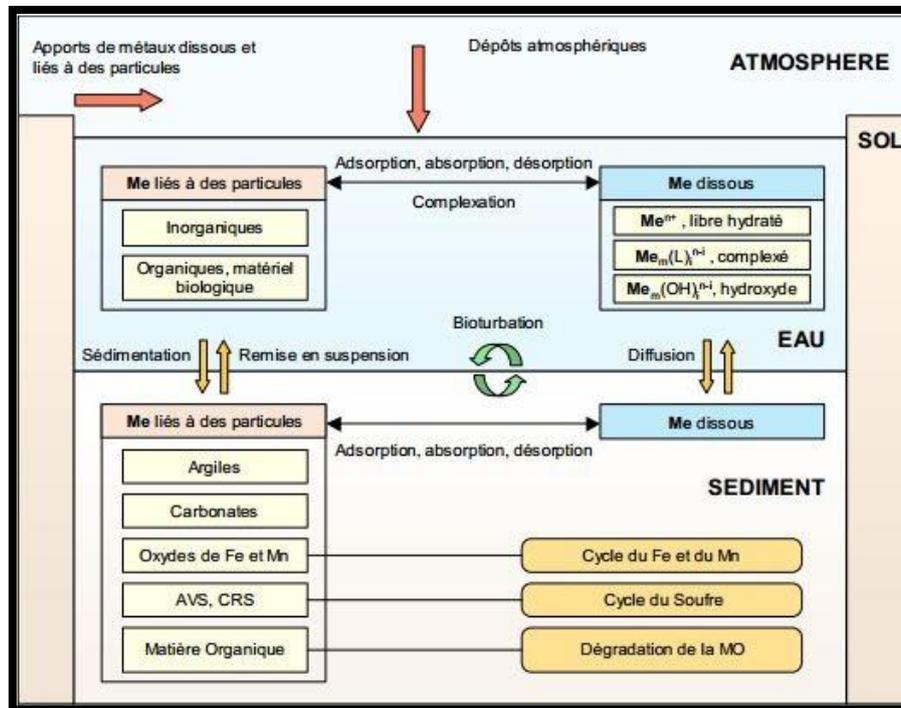


Figure 6: Mécanismes principaux affectant le devenir des éléments traces métalliques (Me) dans le milieu aquatique d'après Garnier (2004) et Sigg (1992)

➤ Précipitation/dissolution et Co-précipitation

Dans les conditions naturelles la concentration des métaux permettent rarement leur précipitation, mais elle peut tout de même avoir lieu. Pourtant, les phénomènes d'adsorption ou de Co-précipitation précèdent la précipitation. La Co-précipitation correspond à l'incorporation de l'élément minéral dans un autre minéral (Rollin et al., 2006). Elle peut avoir lieu suite à l'évolution de l'adsorption vers une interaction plus forte, ceci conduit à la réorganisation de la structure de la phase solide, donnant naissance à des phases solides mixte. Les éléments métalliques peuvent être associés avec les carbonates en phases séparées ou en occupant les positions structurales à l'intérieur des carbonates de calcium, et surtout de magnésium (Bouasria, 2008). La Co-précipitation et l'adsorption paraissent être les mécanismes principaux qui interviennent dans l'association métal-carbonates.

Les carbonates constituent une phase importante d'adsorption surtout quand le milieu est pauvre en matière organique et en oxydes de Fe et de Mn.

➤ Les phénomènes d'adsorption/désorption

L'adsorption correspond à la fixation d'un métal sur la surface des particules par liaison chimique (Dechelette, et Palvadeau, 2004). L'adsorption sur les surfaces solides constitue un important mécanisme de contrôle des concentrations des métaux lourds dans les sédiments. Et par conséquent l'adsorption représente un important facteur causant l'accumulation des ETM dans les milieux aquatiques. Les minéraux argileux, les oxydes de Fe et Mn et la matière organique, sont parmi les constituants majeurs des sédiments et des sols. Ces particules ont une grande surface spécifique qui leur permet d'adsorber les cations métalliques (Mimanne et al, 2014).

D'après (Tessier et al., 1996) même les complexes métalliques peuvent être adsorbés. Cette adsorption peut être affectée par plusieurs variables telles :

- Le pH, constituant la variable essentielle lors de l'étude de l'adsorption,
- La présence de cations majeurs concurrents (exemple Ca^{2+} avec le Pb^{2+} ou le Cu^{2+}),
- La charge et la concentration des métaux,
- L'aire disponible

La désorption : la transformation inverse de l'adsorption, par laquelle les molécules ou les atomes adsorbés se détachent du substrat (DESCHAMPS et al., 2006), les métaux adsorbés ne restent pas fixés d'une façon définitive, ces métaux peuvent être relâchés par la suite à cause d'un changement des paramètres physicochimiques du milieu (pH, salinité, température, etc.) ou à l'échange cationique entre les sédiments et l'eau (Nduwayezu., 2010).

III.3.3. Contamination métallique des sédiments au voisinage des mines

• Sources de contamination

Durant l'opération d'une mine, on retrouve différentes sources de contaminants pouvant affecter l'environnement. Dans certaines situations, des contaminants atmosphériques peuvent être générés. Ces rejets solides produits directement du processus d'extraction des minéraux économiques ou du métal précieux peuvent être également une source de contamination importante pour les eaux et les sols. Les rejets liquides sont une autre source de préoccupation lorsque l'on aborde la problématique environnementale liée à la phase de l'opération de la mine cette contamination produite par l'industrie minière comprennent à la fois les acides générés par l'exposition des sulfures (contenus dans les rejets miniers ou dans la mine) à l'oxygène de l'atmosphère, les métaux lourds (Cu, Pb, Zn, etc.) et les contaminants résultant des procédés de traitement des minerais. Ce type de contamination est habituellement associée au phénomène appelé drainage minier acide (Michel Aubertin et al., 2002).

• Phénomènes contribuant à la contamination des sédiments :

Selon le B.R.G.M. (1999), l'oxydation naturelle des minerais sulfurés des rejets exposés à l'air et à l'eau peut entraîner la production d'effluent suffisamment acidifiés et

chargés d'ions métalliques pour poser de sérieux problèmes dans un milieu aquatique récepteur. De ce fait la nature sulfurée des résidus minier ainsi que l'intensité des écoulements de surface pourraient favoriser l'exportation des ETM vers les eaux de surface et des sédiments.

D'autre part, les eaux d'exhaures peuvent également constituer une source de contamination, ces eaux peuvent atteindre la nappe ou encore les eaux de surfaces et engendrer une contamination des sédiments par la suite.

- Quelques cas de contamination des sédiments au voisinage des mines dans le monde

Quel que soit son type l'exploitation minière a des répercussions négatives sur l'environnement, elle provoque inévitablement des modifications du milieu naturel. Les impacts environnementaux d'une exploitation minière varient considérablement en fonction de plusieurs facteurs tel que : la situation topographique du gisement, le type de minerai exploité, le type de gisement, le type et la méthode d'exploitation minière, la nature géologique de l'encaissant, la géométrie et la morphologie du gisement et bien d'autres facteurs (EL hachimi, 2006).

Par conséquent, des études d'impact doivent être entreprises au niveau des sites miniers en activité ou même abandonnés, afin d'évaluer l'ensemble des risques pouvant empêcher le développement durable et pour une bonne gestion de ces sites miniers pour les réintégrer dans l'environnement.

Des études ont été entreprises dans divers pays sur l'impact des mines et sur la contamination de l'environnement par les ETM dans des mines métallifères (Thornton, 1980 ; Fuge et al., 1989 ; Merrington et Alloway, 1994; Rybicka, 1995 ; Jung, 1995 ; Jung et Thornton, 1997 ; Pestana et al. 1997 ; Jung, 2001 ; Lee, 2001)

Chapitre II

Présentation de la zone d'étude

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 presque la 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. (Riad, 2003)

La haute Moulouya, où se situe le district minier de Zeïda, s'étend sur une superficie de 4500km dont 85% de plaines et 15% de montagnes (Aharmouni, 1996), elle constitue la partie amont du bassin versant de la Moulouya. Elle se présente sous forme d'une cuvette intra montagne, de forme triangulaire, et encadrée par les reliefs moyen atlasique et haut atlasique (Saadi, 2012).

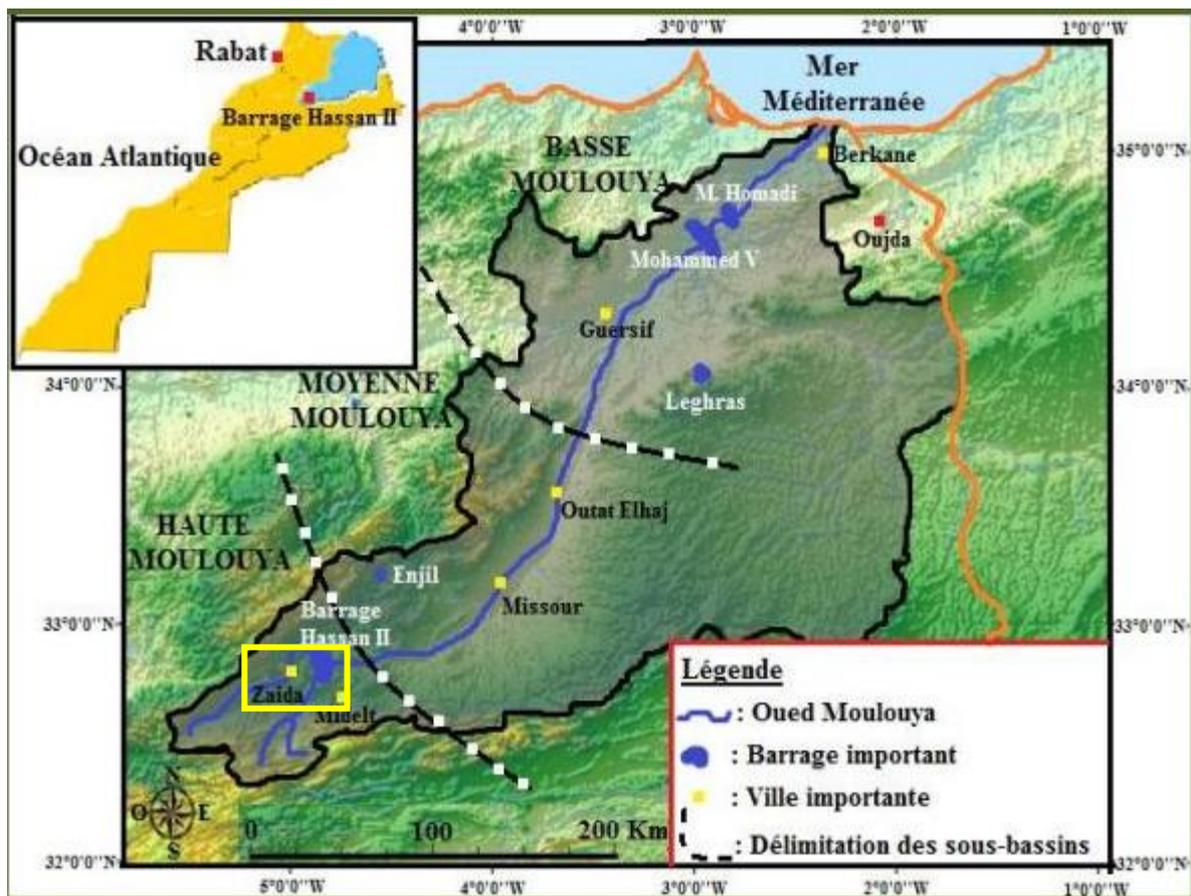


Figure 7 : situation géographique du bassin versant de la Moulouya (Chahboune et al., 2014)

II/ Cadre géologique et structural

Différentes formations affleurent au niveau du bassin versant de Moulouya dont l'âge s'étend du paléozoïque, qui représente le socle, au quaternaire. On distingue :

- **Le Paléozoïque** : Il est représenté essentiellement par des schistes et des granites, il occupe 2,59% de la superficie totale du bassin versant de la Moulouya (Ahamrouni, 1996). Il affleure dans la haute Moulouya sous forme de granites formant ainsi des massifs primaires de Boumia et d'Aouli, et sous forme de schistes formant la plupart des séries métamorphiques de la région (Riad, 2003).

- **Le Trias** : il affleure en discordance sur les massifs anciens de la haute Moulouya. Au niveau des chaînes des Horsts et des hauts plateaux, le Trias est formé par des marnes, des argiles et par des basaltes très altérés (Riad, 2003).

- **Le Jurassique** : Il est représenté par des faciès calcaro-dolomitiques et des dépôts terrigènes rouges formant le paléoseuil de la Haute Moulouya. Les formations carbonatées affleurent sur les bordures du Haut Atlas et du Moyen Atlas et à l'Ouest des Hauts plateaux (Riad, 2003)

- **Le Crétacé** : il est constitué par des marnes, grès rouges et calcaires blancs, Ces formations affleurent essentiellement le long du Haut Atlas entre le massif d'Aouli et le Haut Atlas et à l'Est de Midelt. Il débute par des conglomérats puis des marnes et des calcaires sur lesquels vient se déposer des séries évaporitiques surtout gypseuses (Nasloubi, 1993)

- **Le Quaternaire** : il est constitué de formations les plus récentes qui viennent se déposer au dessus de toutes les autres formations précédentes. Ce sont des terrasses fluviales qui affleurent sous forme de séries emboîtées et recouvertes de dépôts essentiellement limoneux et conglomératiques (Amrani, 2007).

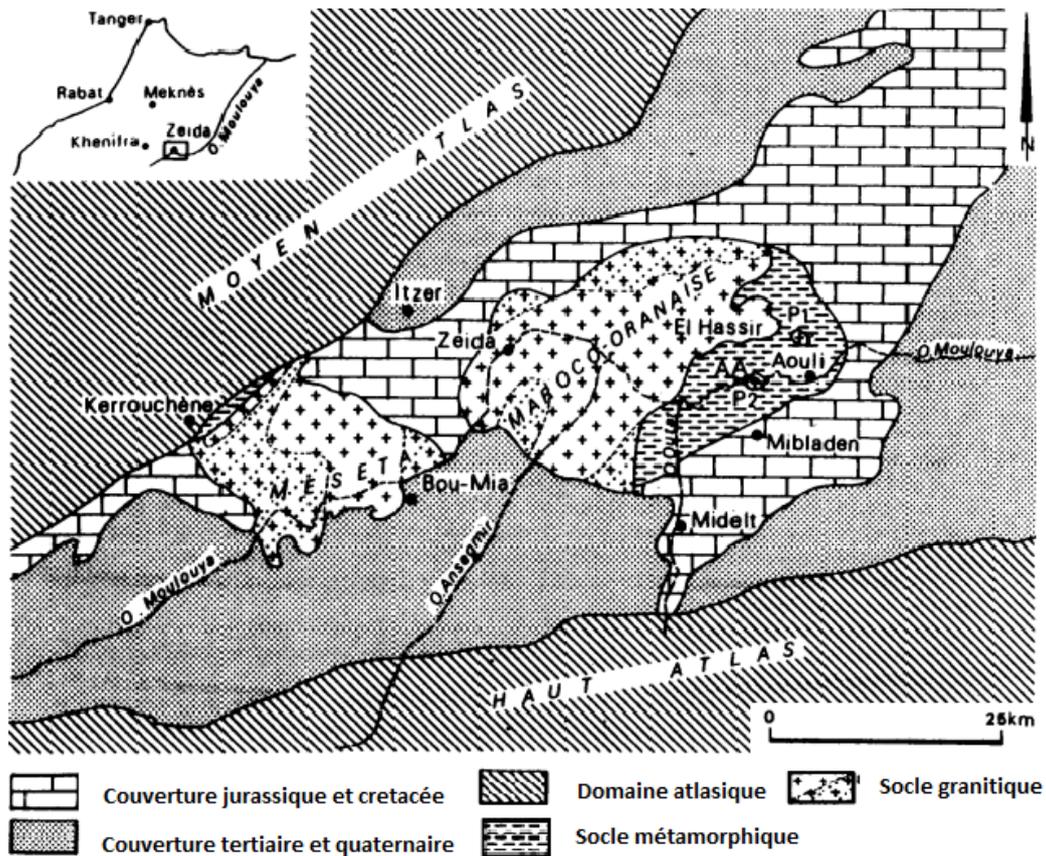


Figure 8 : Carte géologique schématique de la Haute Moulouya (Dagallier et al., 1991)

III/ Cadre climatique

Le bassin versant de la Moulouya présente un climat méditerranéen, semi-aride à aride, à faible précipitation. Pourtant en raison de son grande étendu et la diversité de ces reliefs le bassin versant de la Moulouya connaît un climat très variable d'une région à l'autre, selon (Riad, 2003) 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 Snassen et Béni Bouayache, empêchent les pluies de pénétrer à l'intérieur du bassin.

Le cumul annuel de précipitation peut varier de moins de 100 mm à un peu plus de 600 mm. Les températures moyennes varient généralement entre 5°C et 18°C l'hiver et entre 18°C et 31°C l'été (Driouech et al., 2010).

IV/ Cadre hydrologique et hydrogéologique

IV.1. Cadre hydrologique :

○ Oued Moulouya

L'oued Moulouya, principal cours d'eau du bassin prend naissance dans la chaîne du Haut et Moyen Atlas et les Hauts Plateaux. Les principaux affluents de l'oued sont : l'oued Ansegmir, l'oued Melloulou et l'oued Za. Les autres cours d'eau ne coulent qu'à l'occasion du passage des crues qui durent de quelques heures à quelques jours. L'apport moyen annuel à l'embouchure de la Moulouya est de l'ordre de 1150 Mm³/an (période 1945-2002), (ABHM)

○ Oued Ansegmir

L'oued Ansegmir qui prend naissance des versants Sud-Est du Haut-Atlas, est le principal affluent de l'oued Moulouya d'une longueur de 80 km. Il prend naissance au Haut atlas, et draine par la suite une superficie de 800km². Il est alimenté par la fonte des neiges au niveau de Jbel Ayachi.

○ Barrage Hassan II

Le barrage Hassan II contrôle les apports de la haute moulouya. Il est situé dans la plaine de Midelt à environ 12 km nord ouest de cette ville sur l'oued Moulouya, (115 m de haut/fondation), a une capacité de 400 Mm³ inauguré récemment en 2009(ministère de l'eau et environnement). Il est destiné au soutien du volume régularisé par le complexe Mohamed V-Mechraa Hammadi pour l'irrigation des périmètres de la basse Moulouya, à la protection contre les crues, les infrastructures aval, et au développement de la petite et moyenne hydraulique dans la moyenne Moulouya. Il permet actuellement d'alimenter en eau potable la région de Missouri et de produire de l'énergie électrique (Melhaoui, 2010).

IV.2. Cadre hydrogéologique

Hydro géologiquement, le calcaire et Dolomie du Lias alimentent la plupart des grosses sources de la bordure nord du Haut Atlas (Anzad-ou-Founès dont le débit est voisin de 1 m³ /s) et de la bordure orientale du Moyen Atlas sur le sillon d'Itzer.

Selon l'ABHM, le bassin hydraulique de la Moulouya compte une trentaine de nappes dont l'importance est fonction de la structure géologique et lithologique et des précipitations. L'état actuel des connaissances permet d'évaluer le volume global de recharge de ces nappes à 635 Mm³ dont seulement 60 % est exploité (380 Mm³).

Depuis la sécheresse des années 80, ces nappes sont de plus en plus sollicitées les besoins d'irrigation, d'eau potable et industrielle. Par conséquent, elles accusent une baisse des niveaux plupart des nappes accusent une baisse annuelle des niveaux d'eau qui atteint 3 m/an dans le cas de la nappe de Jbel Hamra (ABHM).

V/ Démographie et activité humaine

D'après le recensement général de la population humaine de septembre 2014, la population légale de la province de midelt (Haute Moulouya) est de 289337 habitants dont 13181 au niveau de Zeïda (lieu du centre minier Zeïda).

L'agriculture constitue actuellement l'activité essentielle de la population de la Haute Moulouya. L'agriculture en irrigué et en Bour est importante surtout dans la partie Nord du bassin, tandis que le pastoralisme domine dans la partie Sud. Dû aux conditions climatiques surtout, la sylviculture reste une activité économique plutôt marginale.

Le potentiel agricole est de 148.400 Ha, dont 65.400 Ha en GH et 83.000 ha en PMH (pérenne et saisonnière) qui est en grande partie localisée grande partie le long de l'oued Moulouya, de l'oued Za, de l'oued Isly et de l'oued Kert.

La production végétale est diversifiée mais reste dominée par la céréaliculture au niveau du bassin hydraulique. L'arboriculture fruitière, les cultures industrielles (plaines du Nord), et les cultures maraîchères occupent des places très importantes dans l'économie de la région.

En ce qui concerne l'élevage, les parcours jouent un rôle important au niveau de la zone d'action de l'ABHM. En effet, les terrains de parcours sont évalués à plus de 2,7 Millions d'hectares. A cette superficie il faut ajouter à peu près 2,282 million d'hectares de nappes alfatières et 364.000 ha d'écosystèmes forestiers et pré-forestiers. Le cheptel dans la zone d'action de l'ABHM compte 84.653 bovins, 2.034.424 ovins, 418.406 caprins et 1.707 dromadaires, soit un effectif global de 2.537.483 têtes (ABHM).

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

VI.1. Historique :

Le gisement a été découvert en 1958 par un géologue du bureau de recherches et de participations minières (BRPM) qui, en étudiant un indice de Molybdène, a repéré quelques mouches de galène dans un banc d'arkose.

Dès Octobre 1958, une campagne de sondages par long-trous a été entreprise. Cette méthode d'investigation se révéla parfaitement adaptée au gisement.

En 1959, des sondages profonds au rotary ont été effectués vers le Nord pour la recherche des arkoses minéralisées sous recouvrement de terrains plus récents. Les résultats ont été peu encourageants étant donné que les long-trous n'étaient réellement efficaces qu'à une profondeur de 15 mètres.

Une usine pilote est mise en place en 1960-62, et les études exploratoires sont développées par le BRPM puis par la SODIM, créée en 1966 (50 % BRPM et 50 % Société Zellidja). Jusqu'en 1973, 200 km de sondages sont réalisés, et le gisement entre en exploitation dès 1972. Jusqu'en 1985, la mine a fourni 16 145 000 de tonnes de tout-venant à 3,6 % Pb qui ont donné 630 373 tonnes de concentré de plomb, moins du quart de la production d'Aouli-Mibladen ; les réserves résiduelles sont estimées à 8 Mt, à une teneur équivalente (Raddi et al., 2011).

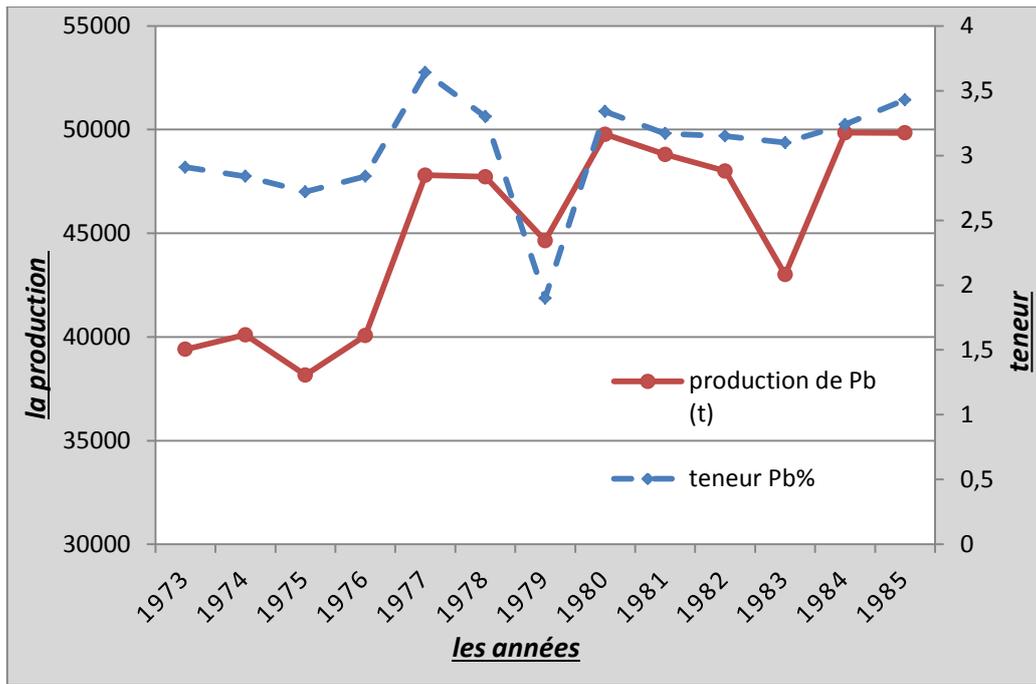


Figure 9 : Production réalisée aux centres miniers Zeïda de 1973 à 1985 (El Hachimi, 2006)

VI.2. phases d'exploitation :

- Méthode d'explosion :

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

- L'abattage :

L'abattage des couches de stériles et minerai se fait par mine verticales forées à partir du toit de la couche. Dans certains cas, des mines horizontales forées à la base du stérile nécessaires pour arracher un bloc de grès très dur de 30 à 70 cm de puissance (D.M.R, 1990). La maille de foration varie de 1,20 et 2m suivant les terrains.

- L'enrichissement :

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 vu l'importance des besoins en eau pour le traitement par flottation du minerai (EL HACHIMI. 2007). La capacité de traitement de la laverie de Zeïda est de l'ordre de 1400 000 tonnes/an de tout venant. Le concassage s'effectue en trois étapes, le produit d'alimentation a une à dimension inférieur à 1000mm et le produit concassé à une dimension inférieur a 10mm. Le broyage permet d'obtenir une dimension inférieur à 290µm dimension en de laquelle le minéraux de plomb sont suffisamment libérés. Le concentré final sortant à une concentration en solides de 12 à 20 % est envoyé directement à un épaisseur, une fois épaissie le concentré est pompé vers deux filtres. Pour sortir sous formes de gâteaux titrant 6 à 8%

d'humidité. La laverie produit environ 50 000 tonnes de concentré à une teneur de l'ordre de 69% Pb.

VI.3. Production :

Les mines de la haute Moulouya (districts Aouli – Mibladen – Zeïda) ont largement contribué à la production nationale en matière de plomb extrait dans cette région.

Après 14 années d'exploitation, le bilan de production à Zeïda:

- La production a atteint 630 172 t de concentré de plomb à une teneur de 40 à 70%.
- Une minéralisation dont la teneur en Pb>3% est sous forme de, cérusite à 70%, la galène à 30% associé a la barytine (Chouvy. 2006).
- La Production d'environ 12 millions de tonnes de résidus de traitement stockés dans des haldes sur les berges de l'Oued Moulouya (D.M.R, 1990),
- Production de 70 millions de tonnes de stériles de découverte, stockés sur les berges de l'oued Moulouya,
- Ainsi qu'une dizaine de carrières à ciel ouvert, actuellement remplies d'eau.

VI.4. Etat actuel de l'environnement à Zeïda

La protection de l'environnement n'était pas une préoccupation prioritaire au cours de l'activité de la mine, et même après l'arrêt du centre minier, le district minier a été abandonné sans être réhabilité. D'ailleurs, il n'y a pas de dispositions obligeant tout titulaire d'actes miniers de prendre des mesures nécessaires pour parer aux conséquences pouvant découler de son activité. Après l'arrêt du centre minier, le district minier a été abandonné sans être réhabilité.

Les digues à résidus miniers de traitement avec une hauteur qui dépasse les 20m non réintégrée dans le paysage de la région constituent la principale source potentielle de pollution par les éléments traces métalliques à cause de leurs grandes capacités polluantes. D'une autre part les installations de surface non aménagées contribuent à la dégradation du paysage et présente également un risque pour la population (photos 1, 2, 3, 4).

Les anciennes carrières remplies d'eaux présentent une source de contamination des eaux de surfaces et de la nappe souterraine. L'utilisation de ces eaux fortement minéralisées sans aucun traitement représente aussi un risque pour la population.



Photo 1. Usine de traitement
(Photo EL Hachimi, 2006)



Photo 2. Verse à résidu de traitement
(Photo EL Hachimi, 2006)



Photo 3. Terril de découverte
(Photo EL Hachimi, 2006)



Photo 4. Lac de carrière
(Photo EL Hachimi, 2006)

Chapitre III
Matériels et méthodes

I/ Protocole d'échantillonnage des sédiments

I.1. Choix des stations d'échantillonnage

Pour l'évaluation du degré de contamination métallique des sédiments de surface par ces métaux, une mission d'échantillonnage a été effectuée en mois de février, caractérisée par de faibles températures. Le choix des 24 stations d'études (ZM1 à ZM11, ZM17, BM13, BM16, ANS1 a ANS6) fut de manière à ce qu'elles soient accessibles et reflètent les caractéristiques chimiques principales des sédiments, pour permettre un suivi spatio-temporelle des concentrations en ETM de la station de référence jusqu'au barrage Hassan II. Dans chaque station, seule les sédiments de surface furent l'objet de prélèvement. En effet, cet horizon est très important, du fait qu'il est en contact direct et continu avec les eaux, et représente préférentiellement les dépôts récents.

I.2. Echantillonnage des sédiments

L'échantillonnage des sédiments s'est fait dans chaque station, à l'aide d'une benne en plastique pour éviter tout type de contamination, à environ 10 à 20 cm de l'interface eau/sédiments, l'échantillonnage a visé uniquement les sédiments de surface de 0 à 5 cm, sur les berges. Les échantillons sont par la suite introduits dans des sachets en plastique, bien fermés, puis stockés dans une glacière jusqu'au laboratoire, ou ils sont mis dans un réfrigérateur à 4°C et conservés jusqu'à utilisation.

Le choix des stations de prélèvement est effectué de manière à ce qu'elles reflètent les caractéristiques chimiques principales des sédiments d'une part, et pour suivre l'évolution spatio-temporelle des ETM depuis la station de référence jusqu'au barrage Hassan II. Ces stations sont réparties comme suit (figure 8)

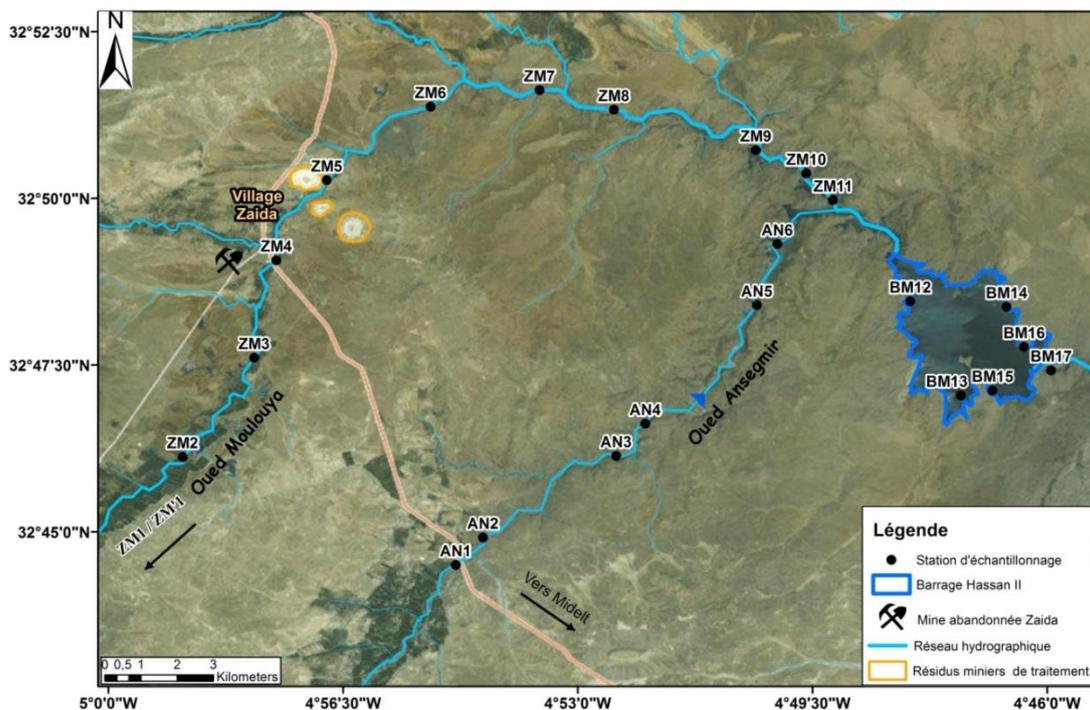


Figure 10 : Situation géographique des points d'échantillonnage

Stations sur l'oued Moulouya :

- Stations ZM1, ZM'1 : situées respectivement à 30 et km environ en amont des centres miniers, loin de toute activité minière et rejet urbaine, considérées comme des stations de référence.
- Stations ZM2-ZM4 : situées en amont de la grande verse à résidus. Ces stations a pour but de vérifier l'étendu de la pollution en amont de la mine
- Station ZM5 : cette station se situe sur l'oued Moulouya, à proximité des digues à résidus miniers, et permet de détecter l'impact direct des résidus sur les sédiments avoisinants.
- Stations ZM6-ZM11: Ces stations se situent en aval du centre minier, et permettent de suivre l'évolution de la contamination jusqu'au barrage Hassan II, pour mieux comprendre le comportement des ETM le long de l'Oued Moulouya.

Stations sur l'oued Ansegmir :

- Stations ANS1-ANS6 : le choix de ces stations à pour objectif de déterminer la contribution de l'oued Ansegmir à la contamination de l'oued Moulouya.

Stations au niveau du barrage Hassan II :

- Stations BM12-BM16 : Le choix de ces stations est important pour voir s'il ya contamination du barrage par les ETM ou non.

II/ Caractérisation des sédiments étudiés

II.1. Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est essentielle avant d'entreprendre les analyses géochimiques, elle commence par le séchage des échantillons, cette opération se fait à l'aide d'un étuve à 105°C durant 24h, un mortier en porcelaine est utilisé pour moudre les sédiments secs. Ensuite on procède au broyage des échantillons, vu que certaines analyses (ICP) nécessitent un diamètre <0.2mm (pour la mise en solution des échantillons), cette opération est assurée par un broyeur de tungstène. L'opération finale est le tamisage des échantillons, qui vise à séparer les particules supérieur à 0.2mm, de ceux qui y sont inferieur, les échantillons sont par suite séparés et mis dans des sachets en plastique en attendant l'analyse.

II.2. caractérisation physique, chimique et minéralogique

- Granulométrie (par Diffraction laser)

Au laboratoire, les échantillons ont été séchés à 40°C, les échantillons destinés à la minéralisation ont été finement broyés et mis dans des flacons en polyéthylène jusqu'à l'analyse. L'analyse granulométrique a été effectuée par tamisage mécanique humide sur une série de tamis AFNOR sur la fraction supérieur à 500µm, tandis que l'analyse de la fraction inférieure à 500µm a été effectuée en utilisant un granulomètre-laser de type Horiba LA-300 au laboratoire géoscience et environnement de la faculté des sciences et technique de Marrakech. Les différentes fractions granulométriques d'un sédiment sont regroupées selon la classification internationale. (SARKAR et HALDAR. 2005)

- Agile < 0.002 mm)
- Limon 0.02–0.002 mm
- Sable fin 0.20–0.02 mm
- Sable grossier 2.0–0.20 mm

- **Teneur en carbonates**

Le dosage des carbonates a été effectué au laboratoire des géoressources à la FSTG via le calcimètre de Bernard. Un calcimètre permet de mesurer le volume de CO₂ dégagé par action de l'acide chlorhydrique (HCl) sur le carbonate de calcium (CaCO₃) d'un échantillon de sol.

Le gaz dégagé de la réaction exerce une pression sur le liquide contenue dans la burette graduée. Le liquide passe alors d'un volume initial V1 à un volume V2. L'équation de la réaction produite à l'intérieur de la burette est la suivante :



- **Teneur en matière organique**

Le dosage de la matière organique a été effectué au sein du laboratoire des géoressources à la FST de Marrakech. En vue de déterminer le pourcentage en matière organique dans chaque échantillon de sédiment, le protocole suivant a été adopté (CEAEQ, MA. 1010 – PAF 1.0-modifié) :

❖ Dosage :

- Sécher l'échantillon de sédiment une nuit (16h) à 150°C.
- Prendre le poids du creuset vide. Ajouter 5g de sédiment séché (<2mm), noter le poids final.
- Calciner le sédiment au four à moufle à 550°C pendant 16 heures.
- Laisser refroidir dans un dessiccateur et peser l'aluminium contenant les cendres.

❖ Calcul et expression des résultats :

Les résultats de l'échantillon sont calculés à partir de l'équation suivante :

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

M.O : Matière Organique

P₀ : le poids initial de l'échantillon après élimination de l'eau liée à 110°C

P₁ : le poids de l'échantillon après incinération à 550°C.

- **Paramètres physico-chimiques**

Les paramètres physico-chimiques du sol à été mesuré au laboratoire des géoressources à la fstg. Le ph du sol ainsi que la conductivité sont mesurés dans un rapport sol/solution = 1/2,5. Les mesures sont faites avec de l'eau déminéralisée (petard, j. 1993) à l'aide d'un multi paramètre type Thermo Scientific Orion 5-Star™ RDO Multiparameter.

❖ Mode opératoire :

- peser au trébuchet 20 g (± 0.01 g) de sédiment tamisé à 2.0 mm, dans un bécher de 100

ml.

- étalonner le pH-mètre à ph 7.0 puis vérifier le ph 4.0.

❖ Analyse :

- prendre le premier bécher, ajouter à l'aide d'un distributeur 50 ml d'eau déminéralisée et agiter la suspension sur un agitateur magnétique,

- préparer l'échantillon suivant 3 minutes après d'intervalle (respecter l'intervalle de 3 min entre chaque échantillon),

- plonger avec précaution les électrodes dans la suspension du premier échantillon. Maintenir l'agitation et laisser l'aiguille du ph-mètre atteindre sa position d'équilibre avant d'effectuer la lecture. faire la mesure au temps 9 minutes.

- Teneur en ETM

- Techniques d'analyses

Les teneurs en ETM des différents échantillons ont été déterminées par un spectromètre d'émission atomique couplée à un plasma induit (ICP-AES) type Jobin Yvon Ultima 2 à sisée radiale après une digestion totale par l'acide nitrique et l'acide chlorhydrique. Les analyses ont été réalisées au laboratoire de la CNRST Rabat.

- Principe

La technique d'analyse par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectroscopy) est une méthode de mesure de la concentration en solution des éléments chimiques présents à l'état de trace, avec des intensités de bruit de fond très faible.

Le principe de l'appareil se présente comme suit:

Une pompe péristaltique envoie la solution à analyser vers un nébuliseur à l'aide d'un tube capillaire. C'est là où des courants de gaz à grande vitesse assurent sa dispersion en fine gouttelettes. L'aérosol ainsi formé passe dans une chambre où les grosses gouttelettes sont éliminées et seules celles ayant un diamètre inférieur à 8 mm qui sont entraînées par le courant de gaz vers la torche où il y a le plasma. En rappel, le plasma couplé par induction est un gaz stabilisé dans un état de plasma (fortement ionisé), confiné dans un faible volume par des champs magnétiques. De fortes énergies sont ainsi développées en son centre, atteignant une température de 10 000 K et pouvant ioniser les atomes de l'échantillon à analyser.

Les ions créés dans le plasma reviennent à leur état fondamental en émettant les rayonnements caractéristiques de chaque atome, c'est à dire correspondant à son cortège électronique. Cette émission est finalement mesurée par le spectromètre optique.

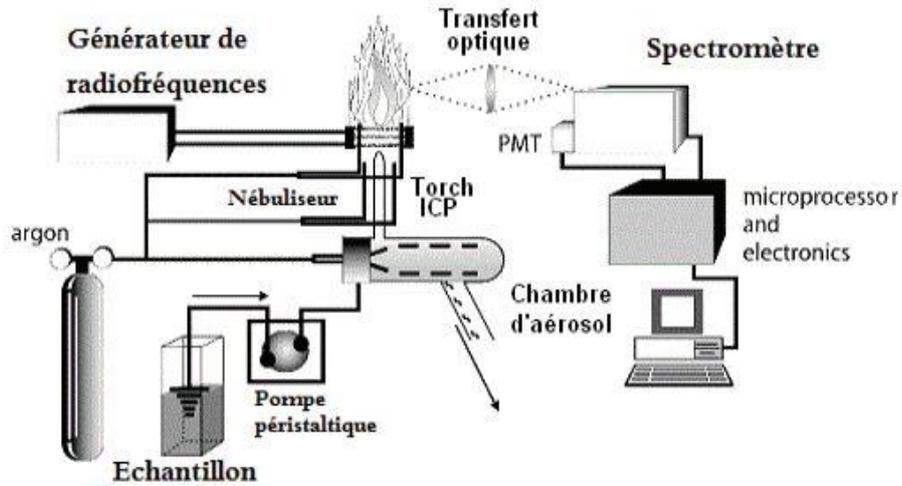


Figure 11 : Schéma du principe d'un appareil ICP-AES (EL Hamidi, 2013)

- Limite de quantification et de détection

La limite de détection de la technique dépend généralement de la technique d'introduction de l'échantillon et de la matrice de l'échantillon. Les limites de quantification pour la technique utilisée sont représentés dans le tableau suivant.

Tableau 5 : Limites de quantification

Eléments	Limite de quantification en ppm
As	0.01
Cd	0.002
Cu, Zn	0.004
Pb	0.006

L'erreur de la mesure est une erreur globale de l'ordre de 5%.

Chapitre IV
Résultats et discussions

I/ Caractérisation physique et physico-chimique des sédiments de l'oued Moulouya et de la retenue du barrage Hassan II

I.1. Caractérisation Granulométrique des sédiments

La taille des particules est l'un des facteurs les plus significatifs influençant la capacité des sédiments pour concentrer les métaux lourds (El Morhit, 2009). Grâce à leur surface spécifique plus importante par rapport aux fractions grossières, les fractions fines ont tendance à accumuler plus d'ETM. En effet selon Gounou (2008) Les ETM se trouvent préférentiellement adsorbés sur les fractions fines, car celles-ci présentent de très grandes surfaces spécifiques comportant de nombreux sites d'adsorption. Ainsi de nombreux auteurs dont (Chiffolleau et al., 2004) ont montré la relation entre la granulométrie des sédiments et les teneurs élevées en ETM qui se rencontrent en général dans les particules fines que dans les particules grossières.

Les résultats de l'analyse granulométrique des échantillons de sédiments prélevés le long de l'oued Moulouya montrent une dominance de la fraction fine (argile, limon) avec des pourcentages qui varient de 20 à 100% (figure 12). Les sédiments de la station ZM17 située en aval du barrage Hassan II se caractérisent par un faible pourcentage en particules fines, ceci est peut-être expliqué par la décantation de la fraction fine au niveau du barrage.

Les sédiments prélevés dans les différentes stations de l'oued Anseghmir, présentent une granulométrie régulière composée principalement d'argiles et de limons exceptés pour les sédiments de la station ANS6 composés majoritairement de particules argileuses.

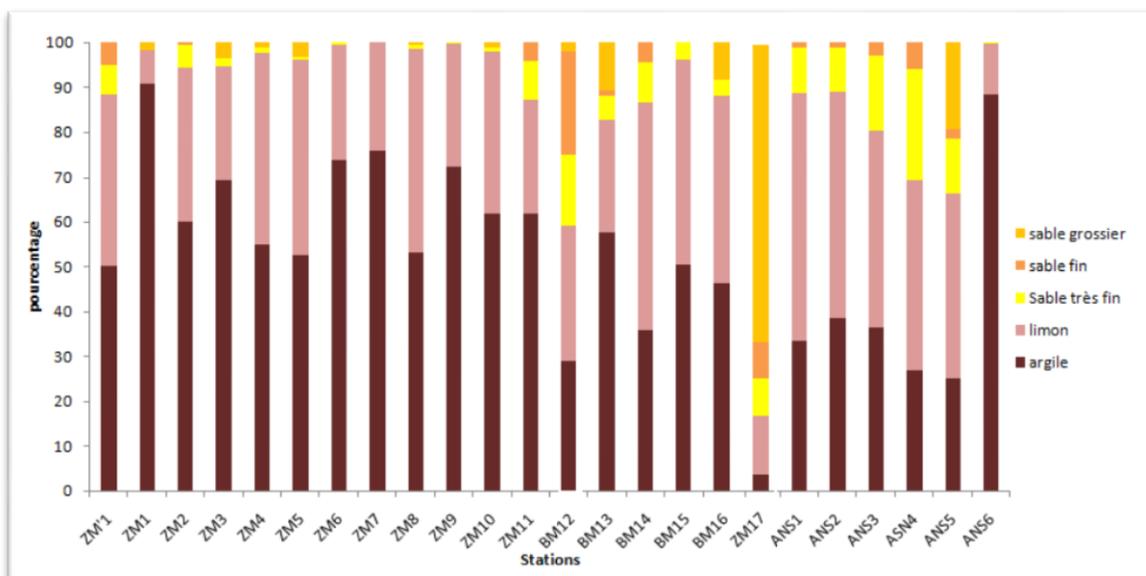


Figure 12 : Variation spatiale des fractions granulométriques des sédiments (%)

I.2. Carbonates

Les échantillons de sédiments étudiés présentent des pourcentages en carbonates généralement élevés (figure 13). Ces pourcentages élevés sont généralement dues aux formations calcaires et marno-dolomitiques traversées par les eaux de l'oued Moulouya, en outre les pH alcalins des eaux de l'oued peuvent être également l'origine d'une précipitation directe des carbonates.

Les carbonates jouent un rôle important dans les sols, leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH et les tenures élevées en carbonates rendent le sol alcalin. De plus, la surface des carbonates est le siège de phénomènes de sorption des ions métalliques (Plassard, 1999)

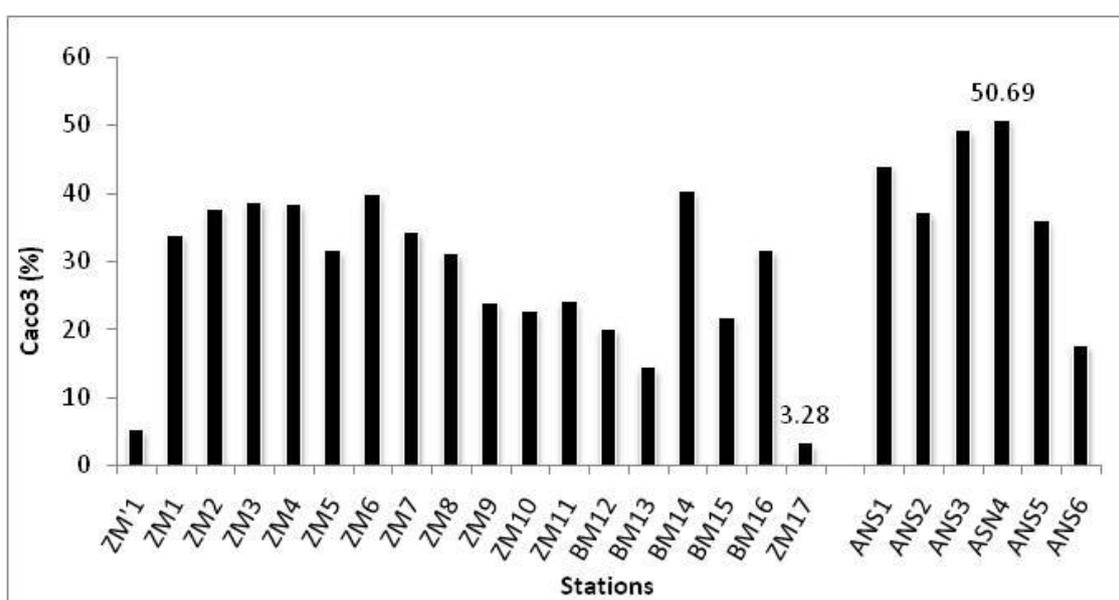


Figure 13 : Évolution de la Variation des teneurs de carbonates

L'analyse de la variation des pourcentages en carbonates dans les sédiments de surface au niveau de la zone d'étude montre que ces pourcentages varient entre 3.28% (ZM17) et 50.69% (ANS5).

Pour l'oued Moulouya et le barrage Hassan II, le pourcentage maximum 40,21% est enregistré à la station BM14 en amont du barrage, et le pourcentage minimum 3,28% est mesurée au niveau de la station ZM17 située en aval.

Les stations de l'oued Ansegmir présentent des pourcentages en carbonates plus importantes avec 50,69% comme valeur maximale (ANS4), et une valeur minimale de 17,62% (ANS6).

Une simple comparaison entre les pourcentages en carbonates enregistrées dans les sédiments sur l'oued Moulouya et ceux enregistrés dans les sédiments de l'oued Ansegmir montre que des les sédiments de l'oued Ansegmir sont plus riches en carbonates.

I.3. Matière organique

La matière organique dans les sols et les sédiments se comporte comme les argiles par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la diffusion de molécules de petites tailles qui peuvent ainsi se lier avec les substances humiques (Choudhry ,1984). Les substances humiques, par leurs nombreux groupements réactifs, sont susceptibles de fixer les ions métalliques par complexation et création de liaisons de coordination (Blanchard, 2000).

La figure 14 montre la distribution du pourcentage de la Matière Organique mesuré au niveau des sédiments de l'oued Moulouya, dans son principal affluent oued Ansegmir ainsi que dans les sédiments du barrage Hassan II.

La teneur maximale enregistré présentée par la station ANS4 est de l'ordre de 11,9%, la teneur minimal est de 0% (ANS6).

Pour l'oued Moulouya la on constate qu'il y'a pas une grande variation de la teneur en M.O. la teneur maximale 11,6% caractérise la station ZM11, la teneur minimale enregistrée est de l'order de 4% (BM15).

Les stations de l'oued ansegmir montrent une variation importante dont les valeurs enresitrées varient de 0% à la station ANS6 et 11,9 au niveau de la station ANS4.

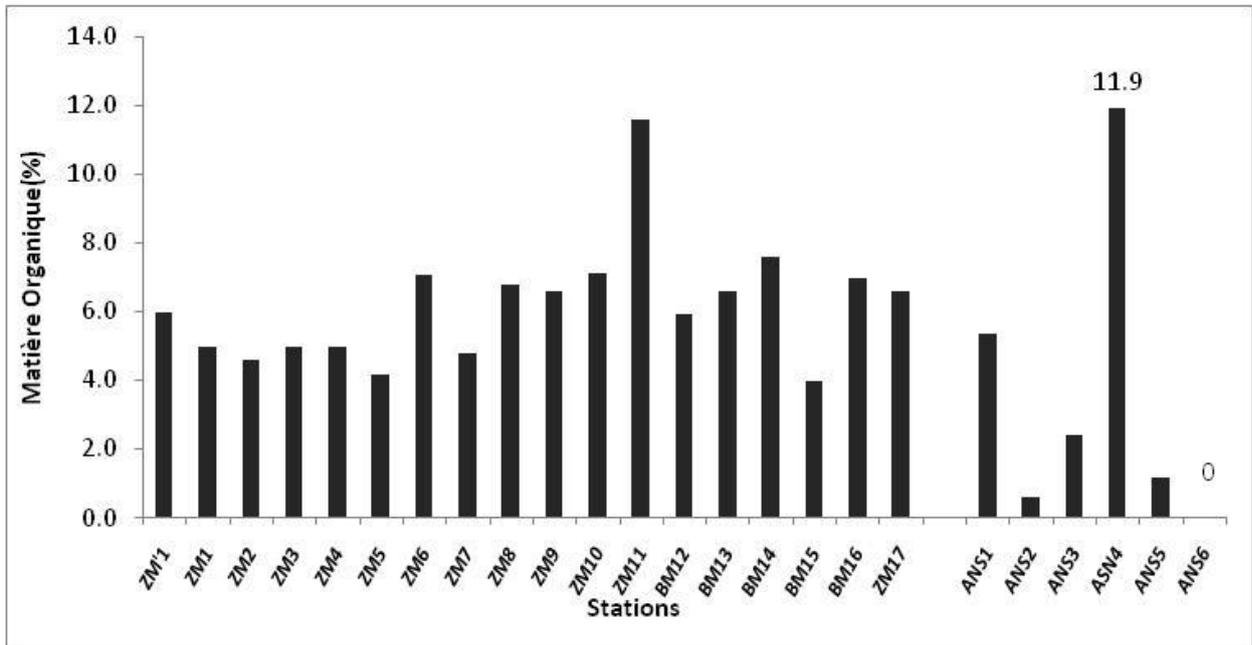


Figure 14 : Variation spatiale de Matière organique dans les sédiments (%)

II/ Etude physico-chimique :

II.1. Le pH :

Le pH est parmi les facteurs naturels les plus importants qui contrôlent la mobilité des ETM à l'interface eau-sédiment. La baisse de pH entraîne une augmentation drastique de la solubilité des métaux lourds et de leur mobilité (Salvarredy, 2008).

D'après la figure 15, les pH mesurés sont généralement alcalins, avec une moyenne de 8,3. La valeur la plus faible enregistrée sur l'oued Moulouya est de l'ordre de 7,93 à la station BM13, et la valeur maximale de 8,8 mesurée aux deux stations bm16 et 17 en aval du barrage Hassan II. Les pH mesurés dans les stations de l'oued Ansegmir varient de 8,17 (ANS6) et 8,61 (ANS4).

Ce caractère alcalin reflète bien la nature des sédiments montrant des teneurs importantes en calcite. Selon Blanchard (2000), 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, en effet, la majorité des sédiments échantillonnés sont riches en carbonates, dont l'origine est liée aux formations calcaires et marno-dolomitique riches en carbonates traversés par les eaux qui s'écoulent vers l'oued Moulouya et à la précipitation de la calcite.

Le pH alcalin des sédiments de l'oued Moulouya favorise la précipitation des ETM, alors qu'un changement du pH de ces sédiments peut engendrer la dissolution et le relargage de ces éléments dans les eaux.

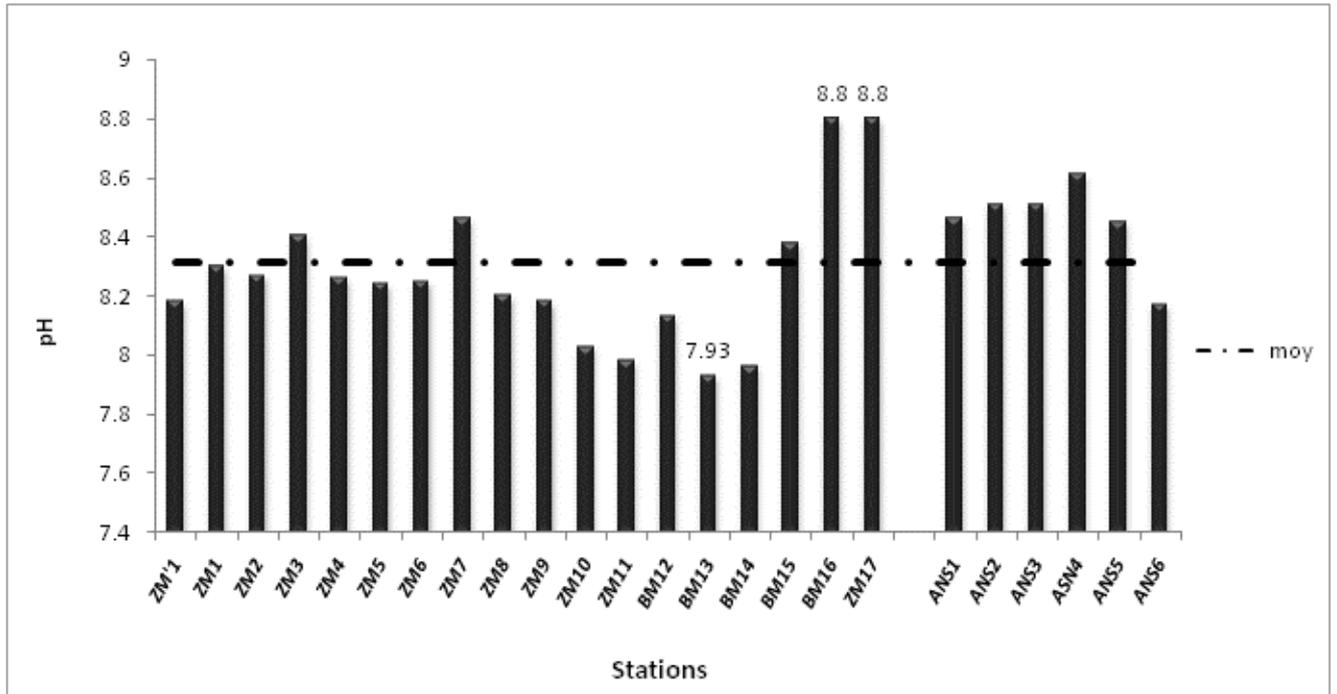


Figure 15 : variation spatiale du pH

II.2. La Conductivité :

Les résultats de mesures de la conductivité des sédiments (figure 16) présentes par la figure montrent que les valeurs enregistrés oscillent entre 76,4 μ s/cm (BM16, ZM17) et 859 μ s/cm (BM14).

Les conductivités les plus importantes sont enregistrées dans les sédiments de l'oued Moulouya au niveau de la station ZM11 (701) et au niveau de la station BM14(859), cependant les conductivités des sédiments de l'oued ansegrim restent plus faibles.

La conductivité d'une eau est un indicateur des changements de la composition en matériaux et leurs concentrations globales. Elle est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous (Nisbet et Verneau, 1970). Donc elle dépend de la nature géologique des formations traversées par les eaux et aussi de la charge solide transportée par celle-ci.

Les rejets miniers abandonnés au voisinage de l'oued Moulouya peuvent également contribuer à l'augmentation de la minéralisation des sédiments. Par le fait que ces rejets sont fortement minéralisés, l'érosion et le transport des particules fines de ces résidus vers les oueds peut donner une augmentation de la conductivité au niveau des sédiments.

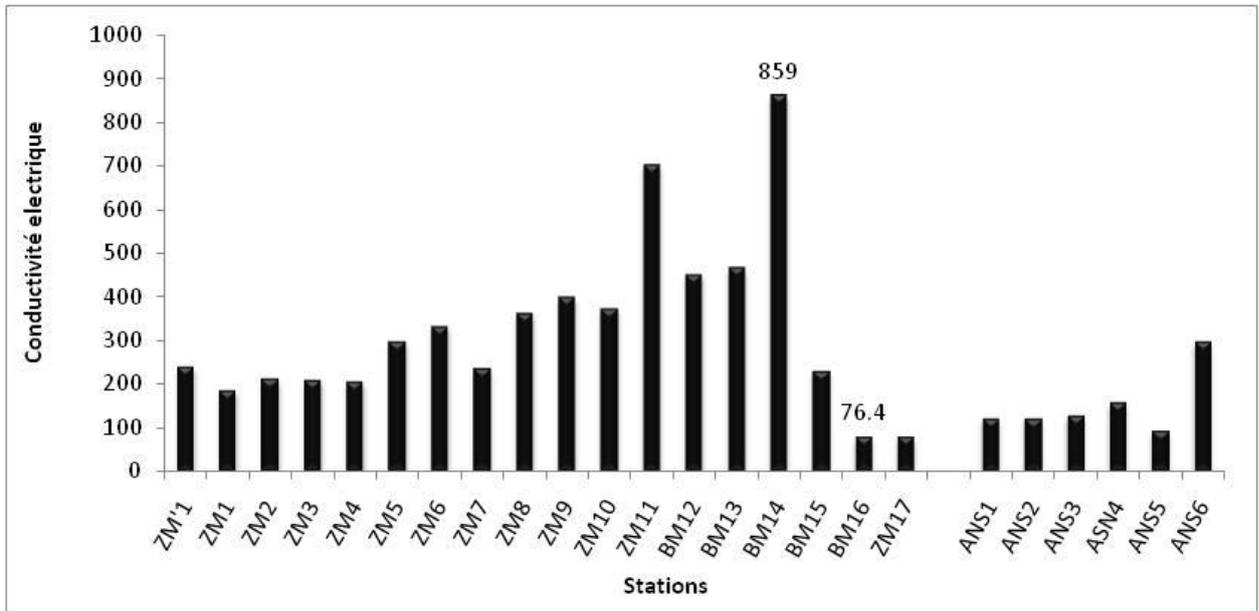


Figure 16 : Variation de la conductivité

III/ Teneurs en métaux des sédiments de l’oued Moulouya, l’Oued Ansegmir et de la retenue du barrage Hassan II

III.1. Plomb (Pb)

La figure 17 donne les variations des teneurs en Pb dans les sédiments des stations étudiées. Les teneurs en plomb pour les sédiments de l’oued Moulouya sont supérieurs à ceux enregistrés dans les sédiments des stations de références (ZM'1, ZM1) La teneur en Pb atteint sa teneur maximale au niveau des sédiments de la station ZM5 (822,184 ppm), cette valeur est très élevée comparée avec celles de références. Même si cette valeur est très élevée elle reste inférieure à la valeur moyenne 11481ppm enregistrée sur les rejets miniers. La valeur minimale est enregistrée dans les sédiments de la station ANS5 (2,669 ppm).

Les sédiments du barrage ainsi que de l’oued ansegmir montrent des faibles teneurs par rapport aux références.

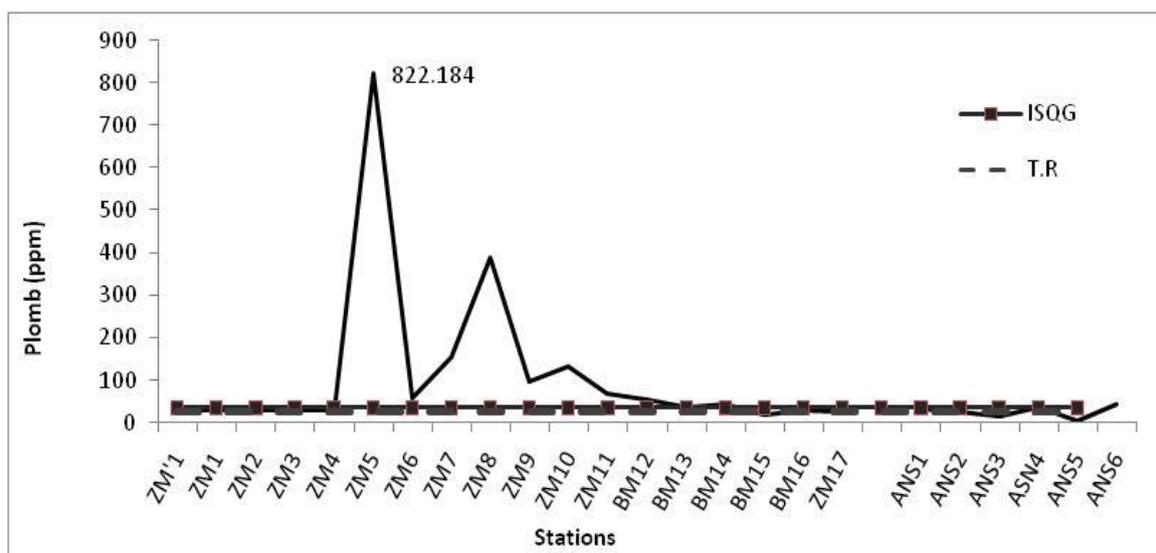


Figure 17: Variations des teneurs en Pb dans les sédiments étudiés.

*ISQG : Interim sediment quality guidelines

*T.R : Teneur de référence

III.2. Arsenic (As)

La figure 18 représente la variation des teneurs en As les sédiments des stations étudiées. Pour les sédiments de l'oued Moulouya Les teneurs en arsenic sont généralement inférieures à la moyenne enregistrée dans les sédiments des stations de références (ZM'1, ZM1) et aussi par rapport à la norme canadienne 59, sauf pour les stations (ZM5, ZM11). La teneur en arsenic atteint sa teneur maximale au niveau des sédiments de la station ZM11 (14,703 ppm), la valeur minimale est enregistrée dans les sédiments de la station ZM17 (4,119 ppm).

Pour sédiments de l'oued ansegrim, les teneurs enregistrées sont également inférieures aux celles de références à l'exception de la station ANS1.

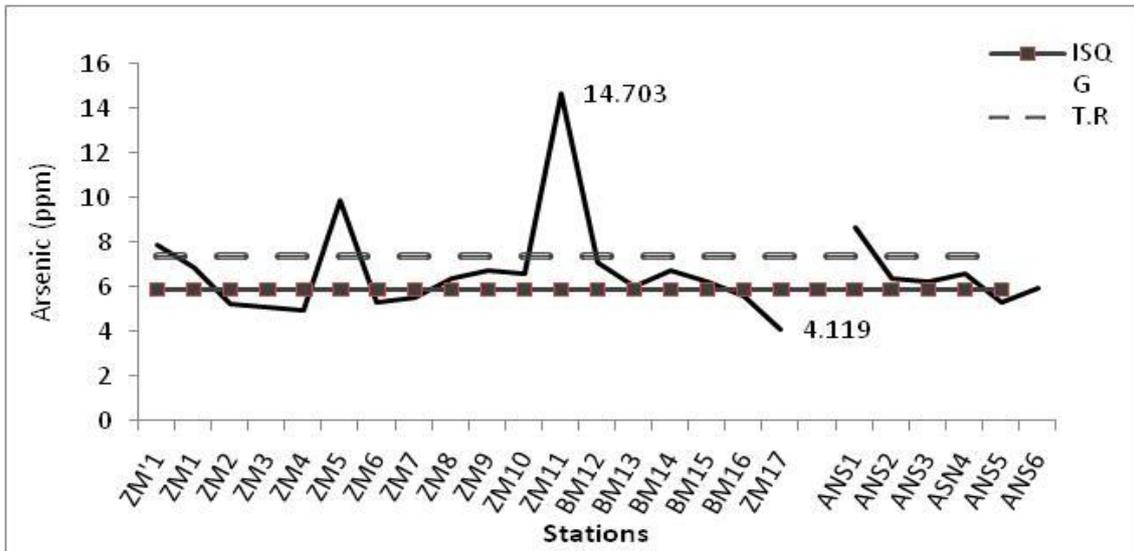


Figure 18 : Variations des teneurs en As dans les sédiments étudiés.

* ISQG : Interim sediment quality guidelines

* T.R : Teneur de référence

III.3. Cuivre (Cu)

Les variations des teneurs en Cu des sédiments dans les stations étudiées sont représentées par la figure 19 en dessus. Les teneurs en cuivre des sédiments de l'Oued Moulouya varient entre 16,962ppm enregistrée à la station ZM17 et 43,392 ppm enregistrée à la station ZM11. La teneur dans des sédiments de la station ZM5 située à coté de la mine de Zeïda dépasse légèrement les valeurs de référence. Les sédiments en aval du barrage montrent des teneurs en Cu nettement inférieures par rapport aux celles de l'amont.

Les teneurs observées dans les sédiments de l'oued Anseghir, montrent qu'il ya pas une grandes variation entre les stations ANS1-ANS5, mais en arrivant a la station ANS6 on constate qu'il ya une augmentation de la teneur en Cu pour atteindre une valeur de 37,86ppm qui dépasse les teneurs de références.

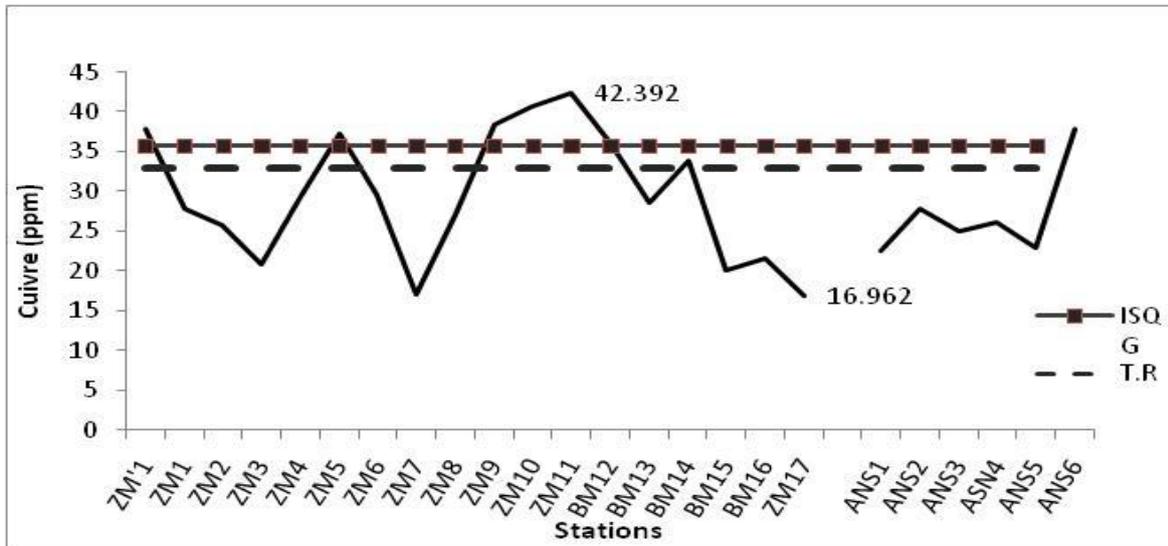


Figure 19 : Variations des teneurs en Cu dans les sédiments étudiés.

* ISQG : Interim sediment quality guidelines

* T.R : Teneur de référence

III.4. Cadmium (Cd)

La figure 20 traduit les variations des teneurs en cadmium des sédiments des stations étudiées. Les teneurs en cadmium sont très élevées par rapport aux teneurs des deux stations de références sauf les sédiments des stations BM16 et ZM17 qui montrent des faibles teneurs. La valeur maximale 0,494 ppm est mesurée dans les sédiments de la station ZM6.

Malgré que ces teneurs dépassent les teneurs des stations de références alors ils sont très faibles on les comparant avec la norme canadienne (0,6 ppm).

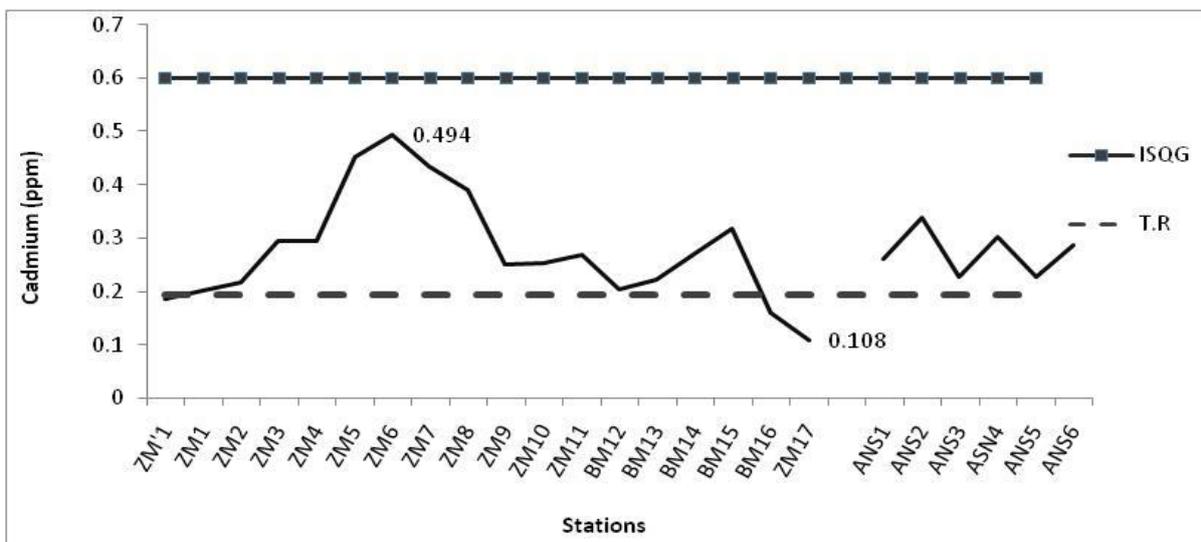


Figure 20: Variations des teneurs en Cd dans les sédiments étudiés.

* ISQG : Interim sediment quality guidelines

* T.R : Teneur de référence

III.5. Zinc (Zn)

La figure 21 donne les variations des teneurs en Zn des sédiments dans les stations étudiées. La teneur maximale 201,716ppm est enregistrée à la station ZM5 cette teneur très élevée dépasse largement les teneurs de références. Quant aux autres stations, les teneurs enregistrées sont largement faibles avec la présence de certaines stations dont les teneurs enregistrées dépassent les teneurs des stations de références mais restent au dessous de la norme. La teneur minimal est observé au niveau du barrage à la station BM15.

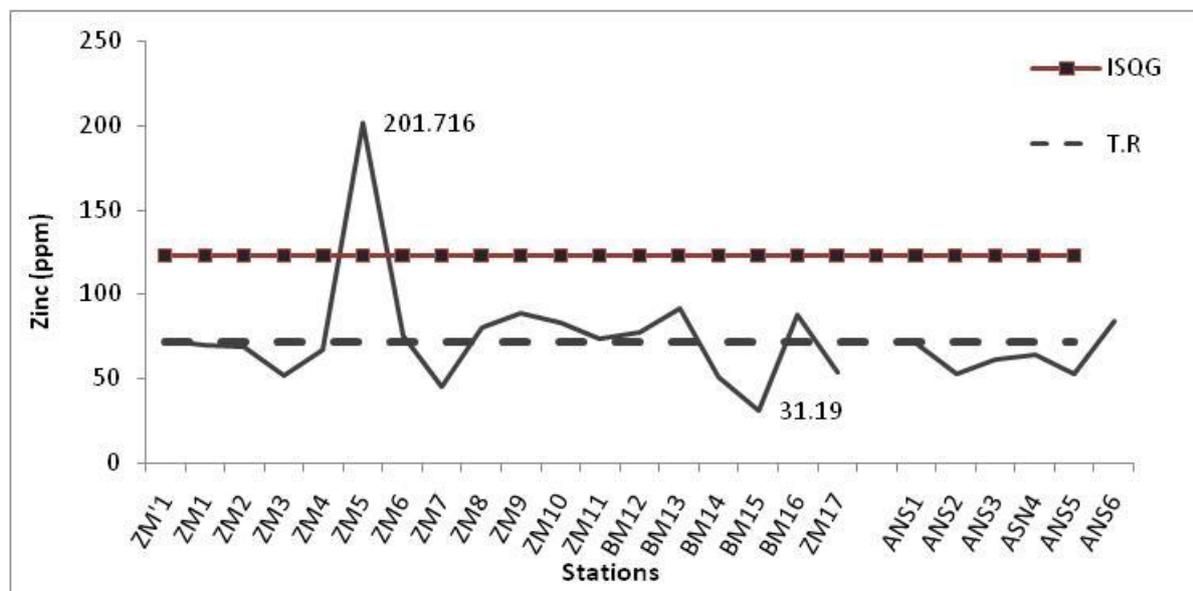


Figure 21: Variations des teneurs en Zn dans les sédiments étudiés.

* ISQG : Interim sediment quality guidelines

* T.R : Teneur de référence

IV/ Cartographie et discussion des teneurs en ETM

IV.1. Le Plomb (Pb):

Les concentrations en Pb dans les sédiments de surface de la zone d'étude sont nettement variables d'une station à l'autre, les stations de l'oued Moulouya qui se situe en aval des rejets miniers présentent des teneurs supérieures à celles enregistrées au niveau des stations de références (ZM'1, ZM1) en amont des rejets.

Comme montre la figure la zone la plus contaminée par le Pb se situe entre la mine et le barrage Hassan II. Les stations les plus contaminées en Pb sont (ZM5-ZM10). Cette contamination intense en Pb et dont la teneur maximale atteint 822,184ppm à la station ZM5. La teneur enregistrée dépasse largement la teneur des stations de références.

La distribution spatiale des teneurs en Pb montre une évolution de ces derniers, on remarque qu'il y a un enrichissement en Pb au niveau mine(ZM5), ces valeurs diminuent par la suite on va vers le barrage. En revanche les teneurs enregistrées le long de l'oued Ansegmir sont de faibles valeurs.

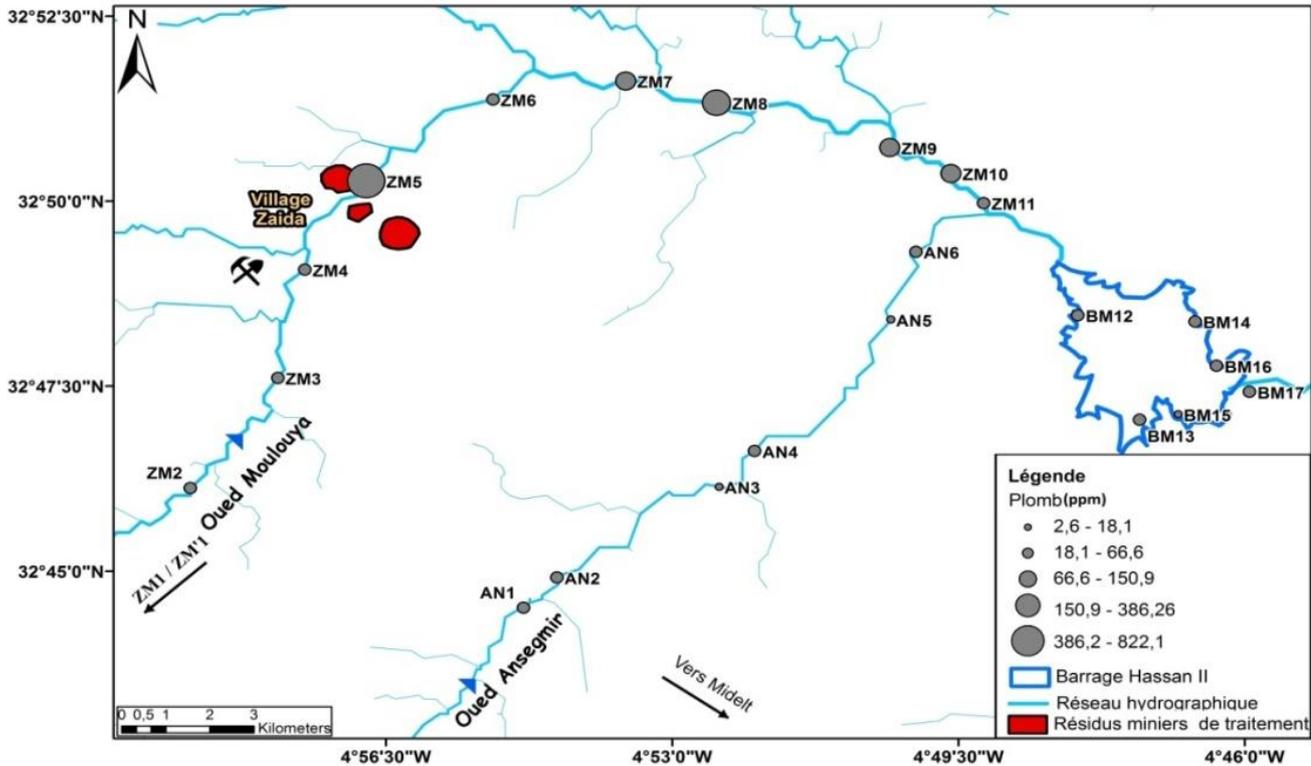


Figure 22. : Variation spatiale de Pb

IV.2. L'Arsenic (As)

L'évolution spatiale des résultats montre une diminution de la teneur en As depuis la mine vers le barrage Hassan II, à l'exception de la station ZM11.

La forte teneur enregistrée au niveau de la station ANS1 est liée probablement à l'agriculture des pommiers réponde a proximité des berges de l'oued Ansegmir, connu par l'utilisation des engrais pouvant contenir de l'arsenic ce qui peut causés la contamination des eaux de l'oued suite au ruissellement et le lessivage des sols agricoles. D'autre part il se peut que l'origine soit naturelle et lié au fond géochimique de la région.

De ce fait la contamination de cette station par l'arsenic n'est pas liée uniquement aux résidus miniers, mais peut être également liée aux apports en sédiment de l'oued Ansegmir.

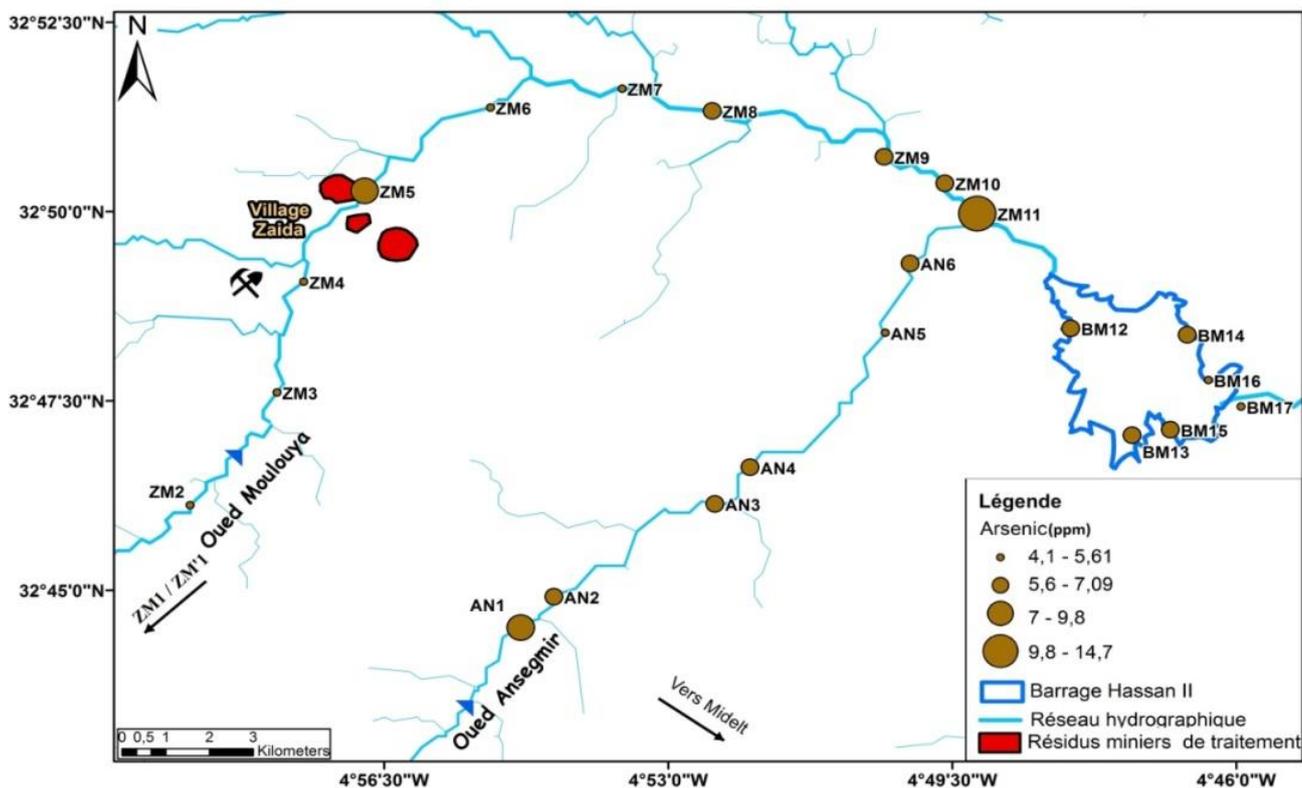


Figure 23: Variation spatiale de As

Même s'il montre une valeur assez élevée en aval de la mine (ZM5), la valeur la plus importante en arsenic est mesurée au niveau de la station ZM11.

IV.3. Le Cadmium (Cd)

Les sédiments des stations en aval de la mine présentent des teneurs plus élevées que les sédiments des stations amont (figure 23), avec une teneur maximal de 0,494 ppm a la station ZM6, une teneur 2,5 plus élevée que celles de référence (0,193 ppm). L'évolution spatiale de cadmium dans les sédiments montre un enrichissement dans les stations en aval de la mine, comparé aux stations en amont (ZM'1, ZM3). Ces teneurs subissent une atténuation vers le barrage Hassan II.

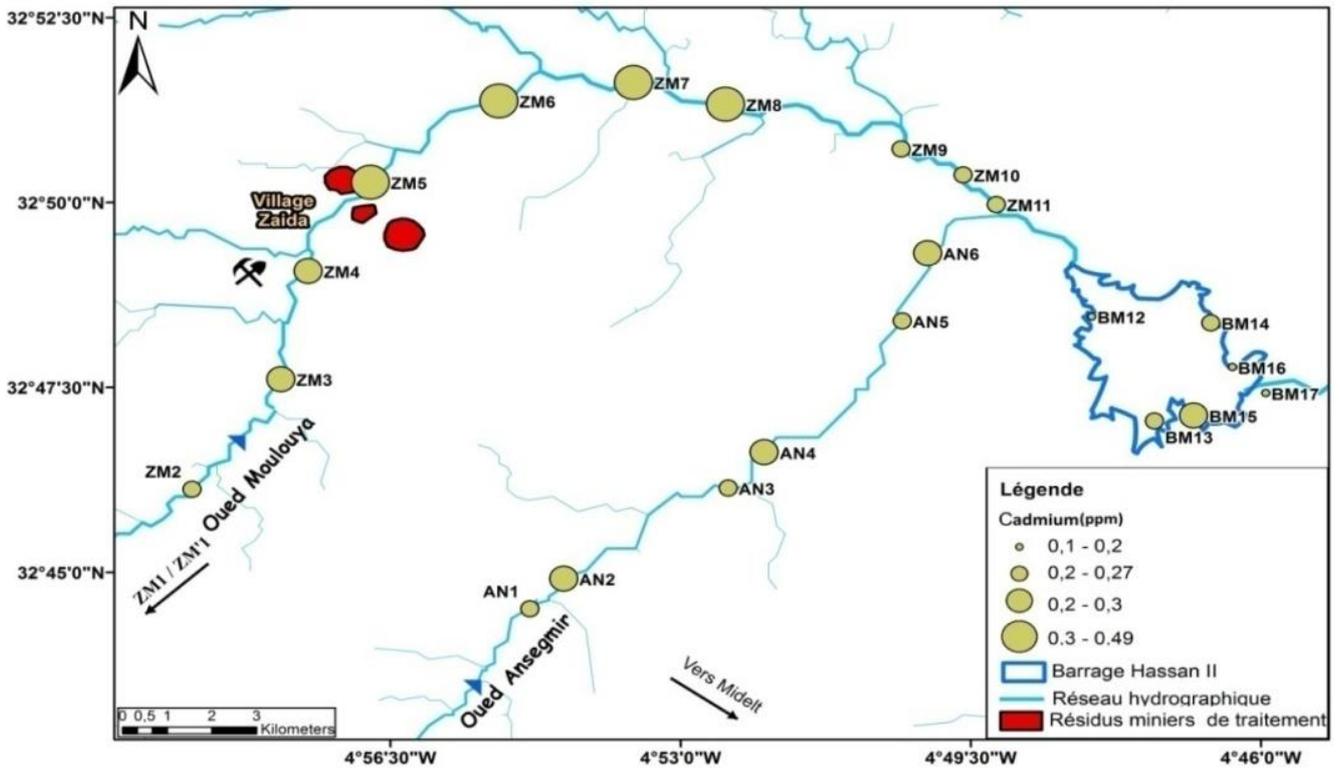


Figure 24 : Variation spatial de Cd

IV.4. Le Cuivre (Cu)

La station au niveau de la mine présente une teneur élevée en les comparant avec la teneur de référence avec un maximum de 42,39ppm avec un maximum enregistré à la station ZM11.

Les stations en aval de la mine présentent des teneurs inférieures aux teneurs enregistrés au niveau de la mine, ces faibles teneurs sont expliquées par la diminution de la capacité d'adsorption des sédiments au voisinage de la mine.

L'augmentation des teneurs en cuivre au niveau des stations ZM9-BM12 et ANS6 peut être liée soit à une origine anthropique présente dans cette région ou bien ces teneurs peuvent être liés simplement au fond géochimique.

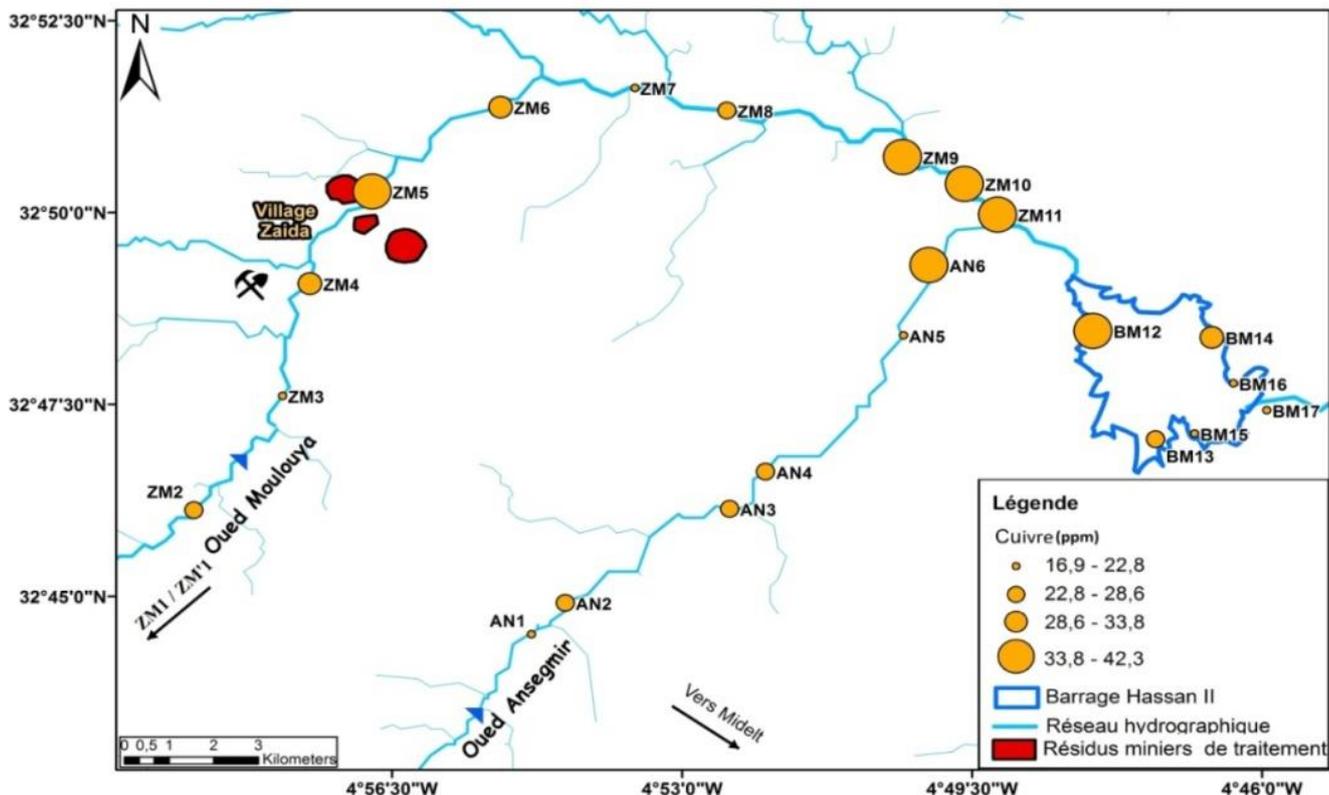


Figure 25: Variation spatiale de Cu

IV.5. Le Zinc

Le zinc se concentre essentiellement a coté de la mine (figure 25), particulièrement dans les sédiments de la station ZM5, ceci est peut être lié essentiellement à l'érosion des résidus miniers. Les stations de références présentent des teneurs plus faibles. Les teneurs en zinc dans les autres stations restent très inférieures à celle au niveau de la mine.

Les sédiments de l'Oued Ansegmir loin des rejets la mine de Zeïda présentent des faibles teneurs en Zn. Les teneurs en zinc au barrage Hassan II sont cependant faibles, ceci est dû à l'atténuation des métaux.

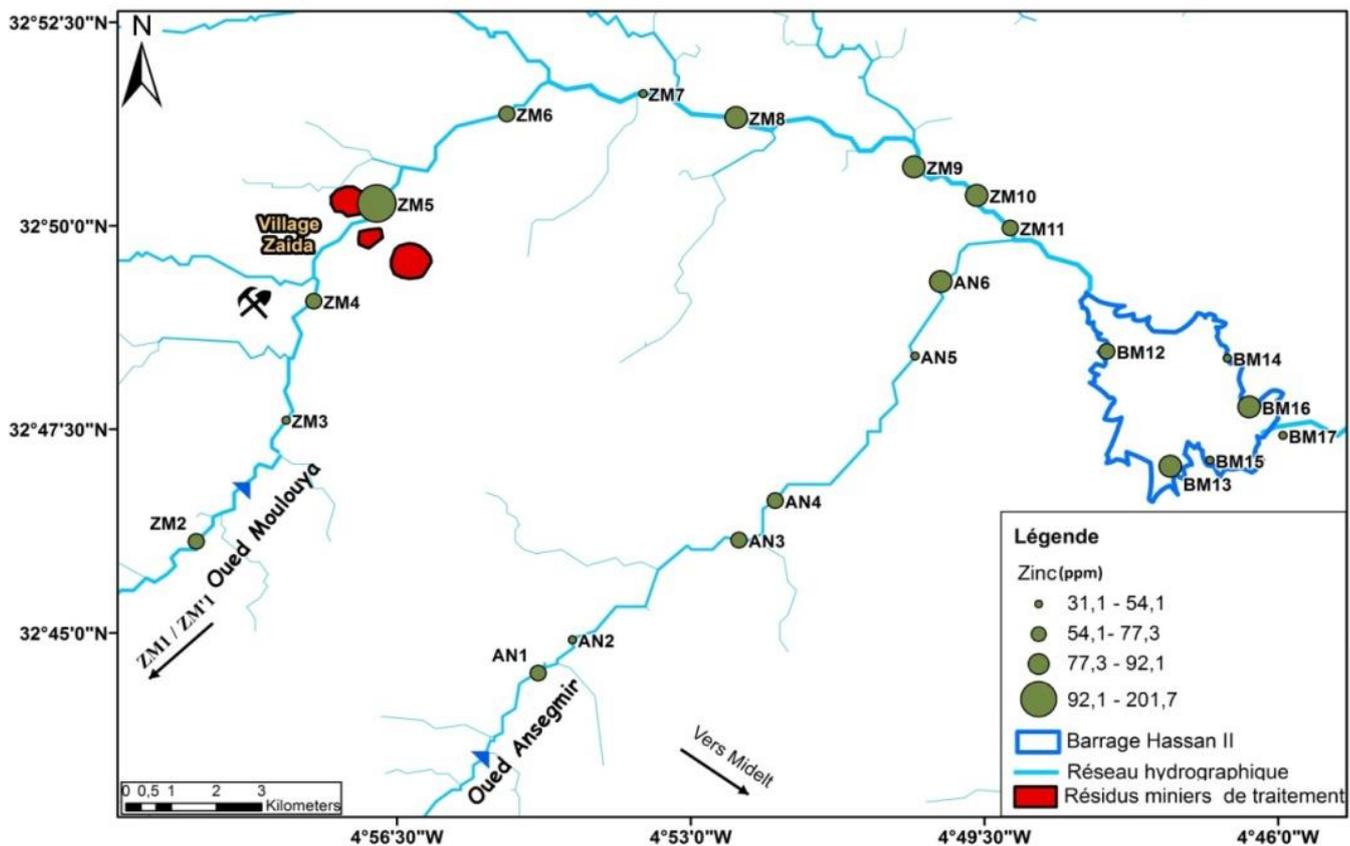


Figure 26: Variation spatiale de Zn

La contamination des sédiments peut être accordée essentiellement à l'érosion des résidus de traitement abandonnés sans réhabilitation, situées à quelques mètres des berges de l'Oued Moulouya. Ces résidus instables et de granulométrie fine et non végétalisées, sont vulnérables à l'érosion, que ça soit éolienne ou hydrique, les particules ainsi érodées sont transportées, atteignent les ressources en eau et sont déposées sous forme de sédiments, ou transportées plus en aval vers le barrage. En effet, vue sa situation proche des rejets miniers la station ZM5 présente les teneurs les plus élevées en ETM.

V/ Evaluation du degré de pollution des sédiments :

Dans cette étude, l'indice de pollution a été adopté dont l'objectif est d'évaluer le degré de contamination par les éléments traces dans les sédiments de la région de Zeïda.

- **Pollution load index « PLI »**

Cet indice empirique fournit des moyens simples de comparaison pour évaluer le niveau de la pollution par les métaux lourds (Tomlinson et al., 1980).

Pollution load index « PLI » a été déterminé pour toutes les stations d'échantillonnage comme la racine n^{ème} du produit d'un FC.

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

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

Une valeur PLI >1 indique la présence d'une pollution tandis qu'un PLI <1 indique l'absence de la pollution métallique.

Tableau 6: Variations spatiales des facteurs de pollution (IC)

Station	Pb	Cu	Zn	As	Cd	PLI
ZM'1	0.97	0.74	0.95	0.87	1.08	0.92
ZM1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
ZM2	1.05	0.68	0.95	0.66	1.17	0.88
ZM3	1.00	0.55	0.71	0.64	1.58	0.83
ZM4	1.05	0.77	0.92	0.63	1.59	0.94
ZM5	30.81	0.99	2.76	1.24	2.44	3.03
ZM6	2.17	0.78	1.04	0.67	2.66	1.26
ZM7	5.66	0.45	0.62	0.70	2.33	1.21
ZM8	14.47	0.72	1.10	0.81	2.10	1.81
ZM9	3.59	1.02	1.22	0.85	1.35	1.39
ZM10	4.86	1.07	1.14	0.83	1.35	1.46
ZM11	2.50	1.12	1.01	1.85	1.44	1.50
ZM12	1.96	0.96	1.06	0.89	1.10	1.14
BM13	1.31	0.76	1.26	0.77	1.19	1.03
BM14	1.63	0.89	0.70	0.85	1.46	1.05
BM15	0.68	0.53	0.43	0.79	1.70	0.73
BM16	1.10	0.57	1.21	0.71	0.86	0.86
ZM17	0.94	0.45	0.74	0.52	0.58	0.62
ANS1	1.23	0.60	0.97	1.10	1.40	1.02
ANS2	0.96	0.74	0.72	0.81	1.82	0.95
ANS3	0.55	0.66	0.85	0.79	1.23	0.79
ANS4	1.26	0.69	0.88	0.83	1.63	1.01
ANS5	0.10	0.60	0.72	0.67	1.22	0.51
ANS6	1.52	1.00	1.16	0.75	1.54	1.15

Pour estimer l'intensité de la contamination des sédiments de la zone d'étude, l'indice de pollution à été adopté dont le principe est fondé sur la comparaison entre les teneurs mesurés par rapport aux teneurs de références.

Le résultat de calcul de facteur de contamination (tableau 8) montrent une variation importante d'un élément à l'autre, en général en remarque qu'il ya une contamination importante en plomb en aval de la mine stations ZM4-ZM10 cette contamination reflète l'impact direct des rejets minier sur la composition de ces sédiments.

Pour le cas du cadmium en constate que presque la totalité des stations présentent des indices supérieurs à 1. Et par conséquent les teneurs de cadmium enregistrées dans ces station dépassent les teneurs de références, cela est probablement lié soit à la contamination par les rejets minier ou au fond géochimique de la région. Cependant on remarque qu'il ya pas de contamination par As, Zn et le Cu à l'exception de quelques stations qui se situent généralement en aval des rejets miniers.

Les stations de l'oued Ansegmir présentent une contamination en cadmium plus importante que celles en plomb.

VI/ Analyse statistique

Les relations entre les variables considérées ont été testées en utilisant une analyse de corrélation avec une signification statistique fixée à $p < 0,05$.

La matrice de corrélation et l'Analyse en Composantes Principales (ACP) ont été utilisées dans le but d'évaluer les relations entre les éléments traces et les paramètres physicochimiques des sédiments. Le coefficient de corrélation de Pearson, r , a été utilisé pour mesurer la relation entre deux variables quantitatives métaux-propriétés des sédiments (Acosta 2011). L'analyse typologique « Cluster analysis (CA) » est réalisée afin de révéler le lien précis entre les sites d'échantillonnage étant une indication de similitudes ou de différences entre leur contamination en métaux traces (Simeonov et al., 2000). La Classification ascendante hiérarchique (CAH) est l'approche la plus répandue, où les grappes sont formées séquentiellement en commençant par la paire d'objets la plus proche et formant des grappes supérieures. L'analyse typologique peut être utilisée pour aider à identifier la source de la pollution, que ce soit anthropique ou naturel, mais aussi de vérifier les résultats de l'ACP pour les métaux lourds (Yuans 2013). Dans cette étude, la classification ascendante hiérarchique (CAH) a été réalisée sur les données en utilisant la méthode de Ward avec comme mesure de similarité les distances euclidiennes.

Le traitement statistique des données expérimentales a été réalisé par Microsoft Excel 2010 et de sa macro XLSTAT Version 2014.5.03.

Le facteur 1 associe pH, C.E, As, Cu et granulométrie (tableau 11), le Cu présente une corrélation positive avec l'As (tableau 12), cette association peut être liée à une origine commune des deux éléments traces, les concentrations de ces deux éléments semblent être contrôlée par le pH, la C.E ainsi que la granulométrie des sédiments. Le pH ainsi que la granulométrie ne semble pas affecter la distribution du Cu et de l'As dans les sédiments étudiés, et présentent des corrélations soit négative soit non significative (tableau 12), cependant, la C.E présente une corrélation positive avec le Cu (0,62) et l'As (0,48), et correspond par conséquent au facteur le plus influent sur la distribution de ces deux éléments dans les sédiments étudiés.

Le deuxième facteur regroupe carbonates et cadmium (tableau 11), en effet, les carbonates présente une corrélation plus importante avec le Cd (0,39) que les autres éléments traces étudiés, cependant, cette corrélation reste tout de même faible pour conclure l'existence de lien entre les deux composantes.

Le troisième facteur regroupe Pb et Zn (tableau 11), avec une corrélation significative de 0,83, qui peut être liée à l'origine commune des deux éléments traces, cependant, le plomb présente aussi une corrélation positive avec le Cd (0,54), tandis que le Zn présente une corrélation avec le Cu (0,47).

Tableau 7 : Corrélation linéaire entre les variables et les facteurs.

	F1	F2	F3	F4
pH	0,6174	0,0977	0,1109	0,0565
C.E	0,4502	0,2298	0,1094	0,0178
M.O	0,0470	0,2406	0,0082	0,5107
CaCo3	0,0002	0,4075	0,0300	0,3223
As	0,3976	0,1329	0,0098	0,0884
Cd	0,2675	0,3676	0,0158	0,0591
Cu	0,5913	0,1773	0,0011	0,0485
Pb	0,3181	0,0380	0,5630	0,0027
Zn	0,3413	0,0001	0,5424	0,0093
fraction				
<63	0,4422	0,3527	0,1147	0,0189
fraction>63	0,4418	0,3529	0,1143	0,0190

Tableau 8: Matrice de corrélation (Paramètres-ETM)

Variables	pH	C.E	M.O	CaCo ₃	As	Cd	Cu	Pb	Zn	fraction <63	Fraction >63
pH	1.00										
C.E	-0.81	1.00									
M.O	-0.16	0.44	1.00								
CaCo₃	0.23	-0.14	-0.01	1.00							
As	-0.41	0.48	0.39	-0.06	1.00						
Cd	-0.17	0.14	-0.05	0.39	0.10	1.00					
Cu	-0.75	0.62	0.20	-0.27	0.58	0.05	1.00				
Pb	-0.16	0.11	0.00	0.00	0.31	0.54	0.25	1.00			
Zn	-0.23	0.10	0.03	-0.10	0.36	0.27	0.47	0.83	1.00		
fraction <63	-0.43	0.19	-0.14	0.32	0.17	0.54	0.29	0.22	0.18	1.00	
fraction>63	0.42	-0.19	0.14	-0.31	-0.17	-0.54	-0.29	-0.22	-0.18	-1.00	1.00

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$

L'ACP a permis de mettre en évidence l'existence d'une relation entre les différents métaux étudiés et les conditions physicochimiques du milieu, mais aussi entre les métaux eux même, pour vérifier ces résultats, on a effectué une analyse typologique (cluster analysis) tenant compte uniquement des ETM étudiées.

Les résultats de cette analyse montrent la distinction de trois classes différentes (figure 27-1), la classe C1 regroupant As et Cd, la classe 2 regroupant Pb et Cu, et la classe 3 contenant uniquement le Zn (figure 27-2).

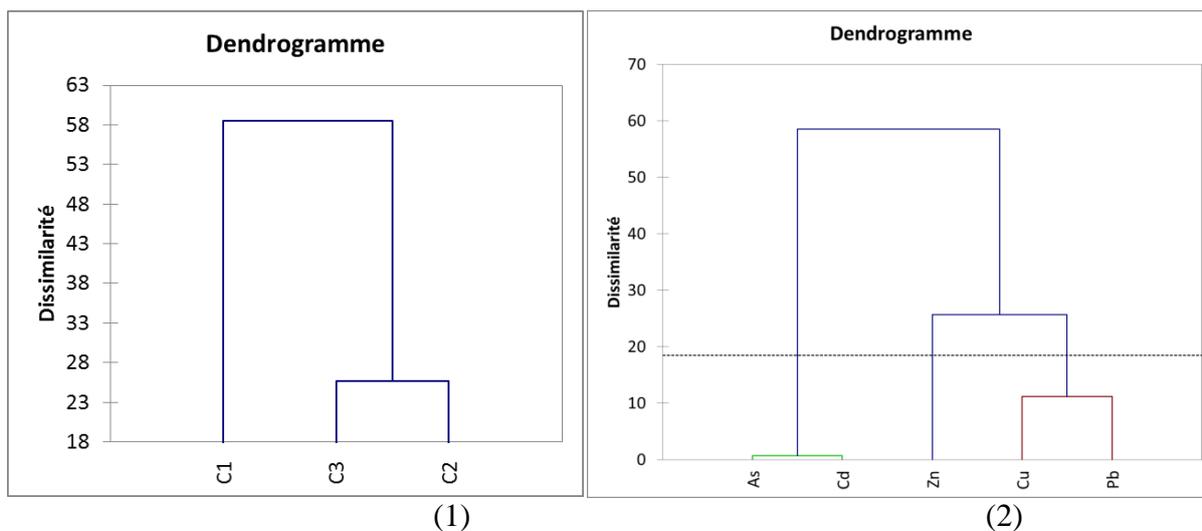


Figure 27: Dendrogramme de dissimilarité entre les éléments traces étudiés

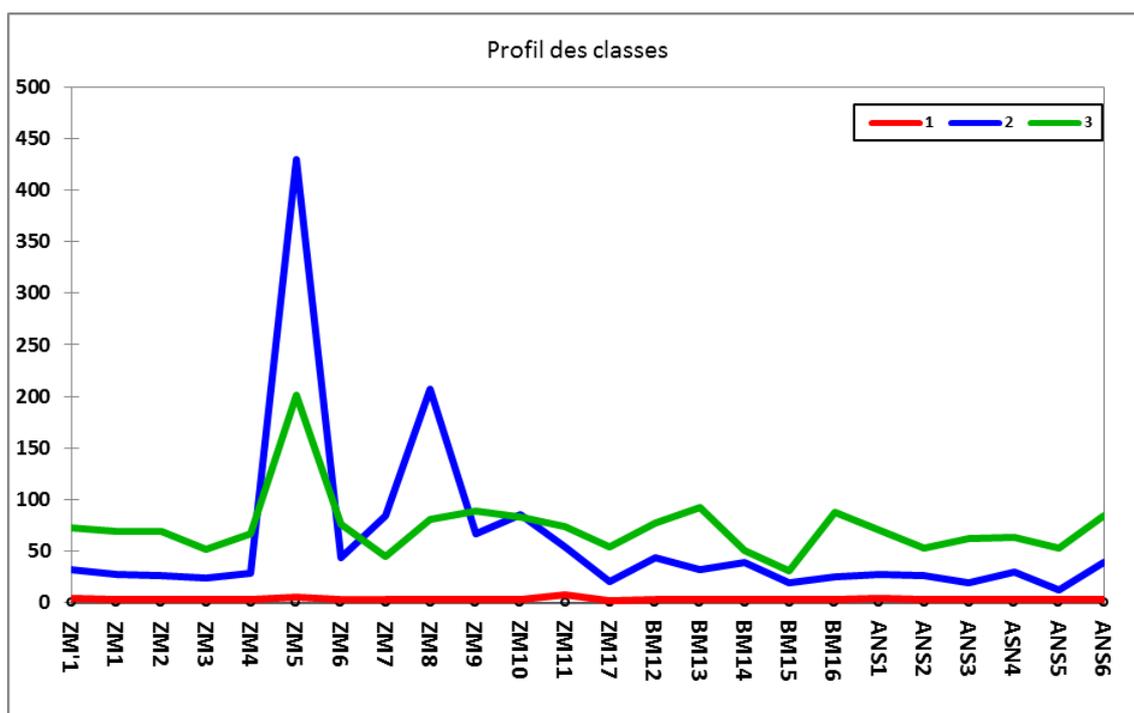


Figure 28: Profil des classes

L'analyse de la figure 27 (2) montre une similarité très importante entre le Cd et l'As (classe 1), le profil de cette classe montre une variation presque similaire le long de toutes les stations (figure 28), ceci peut être interpréter comme une origine commune de ces deux éléments traces, une origine répondue dans la zone d'étude, et qui peut et reliée a la lithologie de la région. En effet, cette classe présente une dissimilarité très importante avec les classes 2 et 3.

Le Cu ainsi que le Pb présentent une similarité importante figure 26 (2), en effet la variation de cette classe est caractérisée par la présence de deux pics, le plus important au niveau de la station ZM5, au voisinage des résidus miniers de traitement, le second, au niveau de la station ZM8, en aval des résidus miniers, les teneurs de ces deux ETM peuvent être liée par conséquent aux apports particulaire issus des rejets miniers. La classe 2 comportant le Zn présente un comportement particulier. Le Zn présente a peu près la même variation que le Pb et le Cu, avec un pic important au niveau de la station ZM5, qui peut être liée a la contamination par les résidus miniers de traitement, cependant, cette variation varie vers le barrage Hassan II, ce qui peut être due a l'apport lithogénique de la région, mais reste similaire au niveau de l'Oued Ansegmir.

Conclusion générale et recommandations

L'objectif de ce travail été de faire le diagnostic de la contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cu, As) de l'Oued Moulouya et du barrage Hassan II, au voisinage de la mine de Zeïda). Cette dernière actuellement abandonnées sans réhabilitation, constitue une menace permanente pour l'environnement en général et pour les eaux de surface en, surtout suite à l'abandon de digues de résidus de traitement métalliquement contaminées. Les analyses effectuées ont concernées les sédiments de surface (0-10 cm, 24 points d'échantillonnage) intégrant donc les apports récents, et ont permis en premier lieu de caractériser les sédiments :

- ✓ particules en majorité de granulométrie fine (< 63µm).
- ✓ riche en carbonates.
- ✓ des faibles teneurs en matière organique.

L'analyse des ETM a permis de mettre en évidence, une contamination importante au voisinage du centre minier de Zeïda, essentiellement liée au plomb. En effet, la variation spatiale des ETM montre une augmentation des teneurs en plomb en aval direct de la mine, dépassant les teneurs enregistrées en amont de la mine, ceci nous mène à dire que la principale source de contamination par le plomb n'est autre que les résidus de traitement. La comparaison des teneurs en plomb enregistrées dans la majorité des stations avec les teneurs normales a permis de détecter une contamination assez répandu. L'arsenic ainsi que le cuivre, atteint ses valeurs maximales en amont du barrage Hassan II, ces teneurs sont en effet, supérieures à celles observées en aval des résidus miniers. Le zinc et le cadmium atteignent leurs valeurs maximales en aval des rejets miniers, ce qui reflète l'apport en ETM de ces derniers vers les stations en aval.

Cependant, les résultats du facteur de contamination montrent des valeurs >1 au voisinage de rejets miniers, ce qui indique que cette zone, est touchée par la contamination métallique, surtout en Plomb, Zinc et Arsenic. Cette contamination est favorisé par les conditions physicochimiques du milieu, en effet, le pH alcalin des eaux favorise la précipitation des ETM et limite leur libération dans les eaux, ce qui engendre un enrichissement intense en ETM dans les sédiments. Le danger réside, dans le fait que ces ETM peuvent être libérés vers la colonne d'eau suite à la modification des propriétés hydrodynamique et/ou physico-chimique du milieu, une telle libération serai catastrophique vu les teneurs enregistrées, surtout pour les sédiments en aval de la mine, sachant que l'Oued Moulouya, et la principale et l'unique source d'irrigation et d'alimentation en eau pour la majorité des riverains.

Concernant les sédiments contaminés, leur remise en suspension ou leur réutilisation reste impossible, du fait qu'ils sont dangereux, étant métalliquement pollués, il faut envisager d'autres alternatives, tel que le curage pour leur dépollution.

Une dépollution totale des sédiments reste très difficile à effectuer cependant, on peut toujours s'attaquer à la source de contamination. En effet, la réhabilitation des résidus de traitement doit avoir lieu, une valorisation est possible vu les teneurs élevées en ETM qui y

sont contenu. Une solution naturelle peut être entreprise, tel que l'implantation de végétaux de forte capacité d'absorption, pour fixer les résidus et limiter leur dispersion.

Références bibliographiques

- Acosta, J.A., Faz, A., Martínez, S., Zornoza, R., Carmona, D. M., Kabas, S., 2011.** Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals behavior in mine sites for future reclamation. *Journal of Geochemical Exploration*. P 8–17
- Ahamrouni, J., 1996.** Erosion hydrique dans le bassin versant de la Moulouya (Maroc Oriental) : Recherche des zones sources d'envasement de la retenue du barrage Mohamed V. Thèse de 3^{ème} cycle, Univ. Cheikh Anta Diop., Fac. Sci. Tech., Dakar, Sénégal, 147 p.
- Akcil, A., Koldas, S., 2006.** Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14, p.1139-1145.
- Allen, H.E., Hansen, D.J., 1996.** The importance of trace metal speciation to water quality criteria. *Water Environment Research*, 68, 42-54
- Amrani, A., 2007.** Apport des données couplées d'imagerie satellitaire Etm+ de landsat 7 et modèle numérique de terrain appliquées à l'étude morphogénétique de la haute et moyenne Moulouya (Maroc).
- Aubertin, M., Bussiere, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Li, L., 2002.** La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil. Montréal, Québec, Canada. 10p.
- B.R.G.M., (1999)** Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Les résidus miniers français : typologie et principaux impacts environnementaux potentiels. *Techniques de l'industrie minière* 3 : 3^{ème} Trimestre, p 14.
- Babi, K., 2011.** Perceptions du développement minier durable par les acteurs locaux, gouvernementaux et industriels au Maroc. Mémoire, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Baghdad, B., Naimi, M., Bouabdli, A., Sonnet, P., Garcia, A.S., Bounakhla, M., Inigi 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). 13p.
- Banks, D., Younger 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.

- Belamie, R. Et Phelippot S.** 1982. Étude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin parisien par les métaux et les composés organochlorés. CEMAGREF, division qualité des eaux, pêche et pisciculture, Rap. 16, pp. 1 -8
- Blanquet, J.P., Bonnomet, V., Coquery, M., Gaudillot, A., Gondelle, F., Houeix, N., Le Goff, F., Magaud, H., Meunier, L., Sanchez, W.,** 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM, Rapport technique, INERIS, Paris, France, 85 p.
- Bouasria, S.,** 2008. Géochimie des métaux lourds dans les eaux et les sédiments du littoral marocain entre Sidi Bouzid et Souira Qdima. Thèse de doctorat, Univ. Mohamed V-Agdal, Fac. Sci. Rabat, 195 p.
- CCME.,** 2014. le conseil canadien des ministres de de l'environnement
- Chahboune, M., Chahlaoui, A., Zaid, A.,** 2013. Étude de la qualité des eaux d'une retenue située sous climat aride : cas du barrage Hassan II (Province de Midelt, Maroc). Afrique SCIENCE 10(2) (2014) 199 - 212
- Chevalier, P.,** 1996. Technologies d'assainissement et prévention de la pollution, Télé-Université, 439 p.
- Chiffolleau, J.-F., Chauvaud, L., Amouroux, D., Barats, A., Dufour, A., Pecheyran, C., Roux, N.,** 2004. Nickel and vanadium contamination of benthic invertebrates following the "Erika" wreck. Aquatic Living Resources 17, 273-280.
- Chouvy, P.A.,** 2006. impact des sites miniers abandonnés sur l'environnement : cas du Maroc.
- 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 : évaluation des risques et biodisponibilité des métaux. Centre Universitaire de Formation en Environnement, Université de Sherbrooke Montréal, Québec, Canada. 87p.
- D.M.R.,** 1990. Panorama de l'industrie minière. In : El Hachimi, M.L., El Founti, L., Bouabdli, A., Saïdi, N., Fekhoui M., et Tassé, N. - 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, 2007, pp. 1 -13.
- Dechelette, M., Et Palvadeau, S.,** 2004. Mise en place d'une campagne de prélèvement : projet ecodyn. Maîtrise de chimie, Univ. Toulon et du Var, Fac. Sci. et Tech., France, 28 p.

Décret n° 2-07-253 du 14 rejev 1429 (18 juillet 2008) portant classification des déchets et fixant la liste des déchets dangereux.

Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussiere, B., Belem, T., Mbonimpa, M., 2006.

Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *L'Afrique face au développement durable*. Volume 7 numéro 2.

Driouech, F., Mahé, G., Déqué, M., Dieulin, C., El Heirech, T., Milano, M., Benabdelfadel, A., Rouche, N., 2010 Evaluation d'impacts potentiels de changements climatiques sur l'hydrologie du bassin versant de la Moulouya au Maroc. *Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources (Proc. of the Sixth World FRIEND Conference, Fez, Morocco, October 2010)*

El Hachimi, M.L., 2006. Les districts miniers Aouli-Mibladen-Zeïda, abandonnées dans la Haute Moulouya (Maroc) : potentiel de pollution et impact sur l'environnement. Thèse de doctorat, Université. Ibn Tofail, F.S., Kenitra, 201 p.

El Hamdi, A., 2013. Étude de l'interaction du cuivre (ii) avec le phosphate de calcium di hydrate $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$: application à la dépollution des eaux. Thèse. univ. Mohamed V, Faculté des sciences Rabat. 251p.

Elaw., 2010. Environmental Law Alliance Worldwide. Guide pour l'évaluation des études d'impacts sur l'environnement de projets miniers. 130p.

Elkhatib, E.A., Elshebiny, G.M., Balba, A.M., 1992. Comparison of four equations to describe the kinetics of lead desorption from soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*

Förstner, U., Wittman, G., 1981. Metal pollution in the Aquatic Environment (2nd edn). Springer-Verlag: Berlin; 486.

Förstner, U., 1987. Metal speciation in solid wastes. Factors affecting mobility. In: *Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems.* (ed., Landner), Springer, Berlin, Lecture notes in Earth Sci. 1: 13.

Foucault, A., 1995. Dictionnaire de géologie, 4^e éd., Masson, Paris, 323p. In EL Hachimi M.L. 2006. Les districts miniers Aouli-Mibladen-Zeïda, abandonnées dans la Haute Moulouya (Maroc) : potentiel de pollution et impact sur l'environnement. Thèse de doctorat, Université. Ibn Tofail, F.S., Kenitra, 201 p.

Dallier, G., Charoy, B., 2011. pb-ba mineralization in the triassic arkoses of the haute moulouya (morocco) related to differential silicification episodes in pediments: a model. *Journal of African Earth Sciences*, Vol. 12, No. 1/2, pp. 253-265, 1991.

- Garnier, C.**, 2004. Modelisation et évaluation des équilibres de complexation entre la matière organique naturelle, les métaux traces et le proton. Thèse de doctorat. Université du sud, toulon, France. In CHARRIAU A. (2009). Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du district hydrographique international de l'escaut. Tèse de doctorat université lille1, France, 249p.
- Genivar.**, 2008. Projet Minier aurifère Canadian Malartic : étude d'impact, rapport principal, partie 3 de 3.
- Ghorbel Ben Abid, M.**, 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 carbonaté et sous un climat semi-aride. Evaluation du risque pour la santé humaine. Thèse univ. Toulouse III-paul sabatier. 233p.
- Gounou, C.**, 2008. mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments : couplage et comparaison des approches chimique et microbiologique. Thèse de doctorat. université paris 12 – val de marne. 314p
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussiere, B.**, 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. Mine Water and Environment.
- Haut-Commissariat au Plan**, Recensement général de la population et de l'habitat, 2014. Population légale du Maroc.
- Hickey, M.G., Kittrick, J.A.**, 1984. Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. J. Environ. Qual., 13, 372-376.
- INERIS** (L'Institut national de l'environnement industriel et des risques) 2007. Guide technique Mise en sécurité des cavités souterraines d'origine anthropique Surveillance – Traitement.
- Jeon, C., Park, J.Y., Yoo, Y.J.**, 2003. Characteristics of metal removal using carboxylated alginic acid. Water Res. 36: 1814-1824 In **NAOURA, J., ET BENAABIDATE, L.** - Monitoring of heavy metals in the sediments of the Inaouene River, research article, Morocco, Vol. 17(3), 2011, pp. 193-202.
- 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 In **El Hachimi, M.L.**, 2006. Les districts miniers Aouli-Mibladen-Zeïda, abandonnées dans la Haute Moulouya (Maroc) : potentiel de pollution et impact sur l'environnement. Thèse de doctorat, Université. Ibn Tofail, F.S., Kenitra, 201 p.

- Lkebir, N.**, 2012. Comportement hydrochimique, qualité des eaux et cartographie de quelques minéralisations au voisinage de la mine de Hajjar (Plaine du Haouz, Maroc). Mémoire de Master, F.S.T Marrakech.90p.
- Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., Vanclooster, M., Ahamrouni, J.**, 1996. Érosion hydrique dans le bassin versant de la Moulouya (Maroc oriental).recherche des zones sources d'envasement da la retenue du barrage Mohamed V.thèse. Univ. Chaikh anta diop faculté des sciences et techniques, 190p.
- Melhaoui, M., et Boudot, J.P.**, 2010 Diagnostic de la biodiversité aquatique dans le Bassin Hydraulique de la Moulouya. Intégration des considérations sur la biodiversité aquatique dans la planication de la gestion au niveau du bassin Hydraulique de la Moulouya.
- Mimanne, G., Benhabib, K., Benghalem, A., Taleb, S.**, 2014. Etude de l'Adsorption des Métaux Lourds (Pb et Cd) en Solution Aqueuse sur Charbon Actif et Montmorillonite Sodée de l'Ouest Algérien.
- Mouttaqi, E.C., Rjimati, L., Maacha, A., Michard, A., Soulaïmani Et Ibouh, H.**, 2011. les principales mines du Maroc. Ministère de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement direction du développement minier, volume 9. 374p.
- Nasloubi, M.**, 1993. Genèse et modélisation des minéralisations plombifères de la haute Moulouya(Maroc). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.
- Nduwayezu, I.**, 2010. Adsorption et désorption du plomb dans un sol sablonneux traité par divers amendements. Université du québec à montréal.146p.
- Plassard. F.**, 1999. Influence de la complexation sur la réaction de trois cations métalliques par le sol alcalin. Application à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales.Thèse.univ. claudes bernard lyon I, 140p.
- Raddi, Y., Essarraï, S., Michard, A.**, 2011. nouveaux guides géologiques et miniers du Maroc. Notes et mémoires du service géologique n° 564, volume9.374p.
- Remmal, T.**, 2010. Les techniques d'exploitation minière.34p
- Riad. S.**, 2003. Typologie et analyse hydrologique des eaux superficielles à partir de quelques bassins versants représentatifs du Maroc. Thèse en cotutelle. Univ. Sci. Et Tech. Lille., Univ. Ibnou Zohr., Agadir, 147p.
- Rollin, C., Quiot, F., Badreddine, R., Bour, O., Bureau, J., Burnol, A., Duro, L., Grive, M.**, 2006. Eléments traces métalliques : Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude, INERIS, France, 119 p.

- RSQL.**, 2008. Réseau de surveillance de la qualité de l'air dans le nord franche-comté. Septembre 2008. Exposition de la franche comté aux métaux toxiques particulaires en suspension. (<http://www.arpam.asso.fr>). Rapport interne
- Saadi, Z.**, 2012. Les bassins Triasico-Jurassiques de la Haute et de la Moyenne Moulouya et de la bordure méridionales du Moyen Atlas (Maroc) : Contexte sédimentaire et marqueurs géodynamiques. Thèse de doctorat d'état es Sci., Univ. Mohamed V-AGDAL, Fac. Sci., Rabat, 347 p.
- 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.
- Sarkar, D., Haldar, A.**, 2005. Physical and chemical methods in soil analysis. 193p.
- Serpaud, B., Al-Shukry, R., Casteignau, M., Matejka, G.**, 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 7, n° 4, p. 343-365.
- Serpaud, B., Al-Shukry, R., Casteignau, M., Matejka, G.**, 1994. Revue des Sciences de l'eau, 7(1994) 343-365
- Sigg, L., Stumm, W., Behra, P.**, 1992 chimie des eaux aquatique, chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Masson, France. In CHARRIAU A. (2009). Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du district hydrographique international de l'escaut. Tèse de doctorat université lille1, France, 249p.
- Simeonov, V., Stefanov, S., Tsakovski, S.**, 2000. Environmetrical Treatment of Water Quality Survey Data from Yantra River, Bulgaria. Mikrochim. Acta 134, 15-21.
- Sunda, W.G., Hanson, A.K.**, 1987. Measurement of free cupric ion concentration in sea water by a ligand competition technique involving copper sorption onto 18C SEP-PAK cartridges. Limnology and Oceanography, 32, 537-551.
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., Jeffrey, D. W.**, 1980. Problems in the assesment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index.
- Tessier, A., Fortin, D., Berzile, N., Deviutre, R.R., Leppard, G.G.**, 1996. Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between fiel and laboratory measurements. Géochimie. Cosmochim. Acta, Vol. 60, pp. 387-404.

Turekian, K.K., Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's geological society of America, bulletin72: 175-192.

Vincent, J. K., 2011. Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers. 1^{ère} édition.

Younger, P.L., Banwart, S.A., Nuttal, C., Jarvis, A.P., 1998. Mine waste and minewater pollution – Short course, The Mining Institute, Newcastle Upon Tyne

Yuan, G.L., Sun, T.H., Han, P., Li, J., 2013. Environmental geochemical mapping and multivariate geostatistical analysis of heavy metals in topsoils of a closed steel smelter: capital iron & steel factory, beijing, china. Journal of geochemical exploration.p 15– 21.

webographie

<http://club.topsage.com/thread-2897199-1-1.html>