

CENTRE D'ETUDE DOCTORALES- SCIENCES ET TECHNOLOGIES

N° d'ordre : 3475

THÈSE

En vue d'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de recherche : **Geophysics, Natural Patrimony and Green Chemistry Center (GEOPAC)**

Structure de recherche : **Laboratoire Géo-biodiversité et Patrimoine Naturel**

Discipline : **Biologie**

Spécialité : **Hydrobiologie et Environnement**

Présentée et soutenue le 05/06/2021 par :

EL FAHEM Maryem

Evaluation de l'impact de l'exploitation minière sur l'environnement au niveau du bassin hydraulique de Sebou Cas de la mine du Haut Beht (Maroc central)

JURY

MHAMDI Nadia	PES, Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat	Président
FEKHAOUI Mohamed	PES, Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat	Directeur de thèse
ARAHOU Mohamed	PES, Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat	Rapporteur/ Examineur
CHAHLAOUI Abdelkader	PES, Faculté des sciences, Université Moulay Ismaïl, Meknès	Rapporteur/ Examineur
MOUHIR Latifa	PES, Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan II, Mohammedia	Rapporteur/ Examineur
ATTRASSI Khaled	PH, Centre régional des métiers de l'éducation et de formation, Rabat	Examineur
ZOUITEN Habiba	PES, Faculté des sciences, Université Mohammed V, Rabat	Invité

Année universitaire : **2020/2021**

CENTRE D'ETUDE DOCTORALES- SCIENCES ET TECHNOLOGIES

N° d'ordre : 3475

THÈSE

En vue d'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de recherche : **Geophysics, Natural Patrimony and Green Chemistry Center (GEOPAC)**

Structure de recherche : **Laboratoire Géo-biodiversité et Patrimoine Naturel**

Discipline : **Biologie**

Spécialité : **Hydrobiologie et Environnement**

Présentée et soutenue le 05/06/2021 par :

EL FAHEM Maryem

Evaluation de l'impact de l'exploitation minière sur l'environnement au niveau du bassin hydraulique de Sebou Cas de la mine du Haut Beht (Maroc central)

JURY

MHAMDI Nadia	PES, Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat	Président
FEKHAOUI Mohamed	PES, Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat	Directeur de thèse
ARAHOU Mohamed	PES, Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat	Rapporteur/ Examineur
CHAHLAOUI Abdelkader	PES, Faculté des sciences, Université Moulay Ismaïl, Meknès	Rapporteur/ Examineur
MOUHIR Latifa	PES, Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan II, Mohammedia	Rapporteur/ Examineur
ATTRASSI Khaled	PH, Centre régional des métiers de l'éducation et de formation, Rabat	Examineur
ZOUITEN Habiba	PES, Faculté des sciences, Université Mohammed V, Rabat	Invité

Année universitaire : **2020/2021**

Dédicace

Je tiens à dédier ce modeste travail à la mémoire de mon cher PAPA NAJEM en témoignage de ses sacrifices consentis pour mon éducation, à ma chère MAMAN ZOUINA que Dieu lui accorde santé et longue vie, qui m'a encouragé et soutenue toute au long de mes études, et qui méritent tout le respect du monde.

A mes très chers frères et sœurs : Kamal, Aziza, Hassna, Mohamed Ali, Mohamed et Naama que Votre aide, votre générosité, votre soutien ont été pour moi une source de courage et de confiance. Qu'il me soit permis aujourd'hui de vous assurer mon profond amour et ma grande reconnaissance.

Un spécial dédicace à mes adorables petites nièces Douaa, Safae, Jihane et Nour Elhouda

Et petits neveux Mohamed et Ibrahim Alkhalil

A mes chères belles sœurs Zahra, Hanane, Bouchra et Fatimatou

A mes beaux-frères Abd Elhakim et Elbachir

A mon très cher oncle Aomar et sa petite chère famille : Mouna Ibrahim et Taha

A mes chers amis (e).

Remerciement

Ce travail a été élaboré au Laboratoire Géo-biodiversité et Patrimoine Naturel, du Centre de recherche de Geophysics, Natural Patrimony and Green Chemistry Center (GEOGPAC) à l'Institut scientifique Université Mohammed V, Rabat. L'accomplissement de ce travail est le fruit de plusieurs années de travail au cours des quels j'ai pu compter sur l'appui et la disponibilité de nombreuses personnes. Je tiens donc à prendre quelques lignes pour leur exprimer ma gratitude.

Mes premiers remerciements vont à Monsieur FEKHAOUI Mohamed, Professeur de l'enseignement Supérieur, Directeur de l'institut scientifique, Université Mohamed V de Rabat, mon directeur de thèse, d'avoir encadré ce travail et pour la confiance et l'autonomie que vous m'avez accordé. Je vous exprime toute ma gratitude de m'avoir guidée et largement conseillée et m'orientée toujours sur le bon chemin tout au long de cette thèse. Je vous remercie aussi pour les longues discussions et échanges sur la rédaction du manuscrit de thèse.

Je remercie Madame MHAMDI Nadia, Professeur de l'enseignement Supérieur à l'Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat pour l'honneur qu'elle m'a apporté en acceptant d'être présidente de ma soutenance.

Je remercie monsieur ARAHOU Mohamed, Professeur de l'enseignement Supérieur à l'institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat d'être Rapporteur et Examineur de ma thèse et d'accepter d'être membre du jury de ma soutenance.

Je remercie monsieur CHAHLAOUI Abdelkader, Professeur de l'enseignement Supérieur, à la Faculté des sciences, Université Moulay Ismaïl, Meknès d'accepter d'être Rapporteur et Examineur de ma thèse et d'être membre du jury de ma soutenance.

Je remercie madame MOUHIR Latifa, Professeur de l'enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan II, Mohammedia d'être Rapporteur et Examineur de ma thèse et d'accepter d'être membre du jury de ma soutenance.

Je remercie monsieur ATTRASSI Khaled, Professeur habilité au Centre régional des métiers de l'éducation et de formation, Rabat, d'accepter d'être Examineur de ma thèse et d'être membre du jury de ma soutenance.

Je remercie aussi Madame ZOUITEN Habiba professeur de l'enseignement Supérieur, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat d'être invité et membre du jury de ma soutenance. Je vous remercie aussi pour vos conseils pertinents et précieux, vos encouragements et pour votre confiance.

A tous ceux qui a un moment donné m'ont apporté leur aide et leurs encouragements j'adresse mes remerciements les plus sincères

Résumé

Les activités minières contribuent depuis longtemps à la contamination en éléments traces métalliques (ETM) des eaux de surfaces et souterraines. Le but de ce travail est d'évaluer la qualité des rejets d'exhaure de la mine du Haut Beht, située au bassin de Sebou, ainsi que la qualité des eaux superficielles, souterraines et des sédiments environnants de la mine. Les résultats ont montré une contamination des eaux en Sulfate, une contamination en Fer, Aluminium, Manganèse et Arsenic au point Ex2, et des concentrations en Pb, Cd, Zn et Cu conformes et très faibles. L'impact des rejets d'exhaure sur la qualité des eaux superficielles reste invisible à part en Es6 et Es7 où il s'est enregistré une contamination organique, et en sulfate et As au point Es8. Les concentrations en ETM sont conformes dans tous les points échantillonnés des eaux souterraines. Au niveau des sédiments une contamination en aluminium, manganèse et en Fer a été enregistrée dans la totalité des sédiments analysés. Pendant que les concentrations en éléments du Pb, Cd et Zn restent conformes et très faibles. Une contamination en cuivre a été enregistrée au point S3 et en arsenic aux points S2 et S3 avec des valeurs dépassant les valeurs limite de la norme en vigueur.

Mots clés : Sebou ; Environnement ; mine ; éléments traces métalliques ; eaux d'exhaure

Abstract

Mining activities have long contributed to trace metal elements (TME) contamination of surface and groundwater. The aim of this work is to evaluate the quality of the Haut Beht mine water discharges, located at the Sebou watershed, as well as the quality of the surface water, groundwater and sediments surrounding the mine. The results showed a contamination of waters in Sulfate, a contamination in Iron, Aluminum, Manganese and Arsenic at the point Ex2, and concentrations of Pb, Cd, Zn and Cu in conformity and very low. The impact of mine water discharges on the surface water quality remains invisible, except at the Es6 and Es7 points where organic contamination was recorded, and sulfate and As contamination at the Es8 point. The concentrations of ETM are in conformity in all the sampled points of the groundwater. In the sediment, aluminum, manganese and iron contamination was recorded in all the sediments analyzed. While the concentrations of Pb, Cd and Zn remain consistent and very low. A copper contamination was registered at the point S3 and arsenic contamination in the points S2 and S3, with values exceeding the limit values of the standard.

Key words: Keywords: Sebou ; Environment; mine ; metallic trace elements ; mine water

Liste des figures

- **Figure 1.** Facteurs déterminant le risque d'impact environnemental d'un résidu minier
- **Figure 2.** Origine des ETM dans le sol
- **Figure 3 :** Voies de dispersion dans l'environnement des polluants provenant des résidus solides miniers.
- **Figure 4 :** Situation géographique du Bassin versant de l'Oued Beht dans le contexte du bassin versant de Sebou
- **Figure 5 :** Carte géologique de la zone d'étude
- **Figure 6 :** Relief, cadre altitudinal et forme du bassin versant de l'oued Beht
- **Figure 7 :** Carte du réseau hydrographique du bassin versant du Beht en amont d'El Kansera
- **Figure 8 :** Carte de répartition des barrages sur le périmètre du bassin de Sebou
- **Figure 9 :** Qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin
- **Figure 10:** Répartition des principales nappes souterraines dans le bassin de Sebou
- **Figure 11.** Variations des précipitations moyennes annuelles dans le bassin versant de l'oued Beht
- **Figure 12 :** Variation des précipitations moyennes saisonnières dans le bassin versant de l'oued Beht.
- **Figure 13.** Variation des précipitations moyennes mensuelles dans le bassin de l'oued Beht.
- **Figure 14:** Variation du PH des points d'eau souterraine de l'amont vers l'aval de la mine.
- **Figure 15 :** variation des teneurs en ETM au niveau des eaux souterraines environnantes de la mine et leur comparaison par rapport à norme NM 03.7.001.
- **Figure 16 :** Carte de situation géographique de la zone d'étude et des stations d'échantillonnage des eaux superficielles environnant de la mine
- **Figure 17 :** Evolution des concentrations de As ; Cd ; Cu ; Pb ; Zn dans l'eau des stations d'échantillonnage durant la campagne 20014 au niveau d'oued Beht et ses deux affluents, alignées de l'amont vers l'aval de la mine

- **Figure 18** : Evolution des concentrations de As ; Cd ; Cu ; Pb ; Zn dans l'eau des stations d'échantillonnage durant la campagne 2015 au niveau des oueds (Beht et affluent 1) alignées de l'amont vers l'aval des oueds et du site minier.
- **Figure 19**: Carte de situation géographique des stations d'échantillonnage des sédiments environnant de la mine
- **Figure 20** : Evolution des concentrations en As ; Cd ; Cu ; Pb et Zn dans les sédiments des stations d'échantillonnage au niveau d'oued Beht et son affluent, alignées de l'amont vers l'aval du site minier

Liste des tableaux

- **Tableau 1** : Les sources anthropogéniques de certains métaux lourds spécifiques dans l'environnement
- **Tableau 2** : les stations météorologiques implantées au niveau du bassin de Sebou
- **Tableau 3** : plan d'échantillonnage et critères à analyser pour évaluer la qualité des eaux environnant de la mine
- **Tableau 4** : liste des paramètres et les références des méthodes d'analyses
- **Tableau 5** : résultat d'évaluation de la qualité des eaux d'exhaure, campagne 2014
- **Tableau 6** : résultat d'évaluation de la qualité des eaux d'exhaure, campagne2015
- **Tableau 7** : Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les rejets d'eau d'exhaure de la mine du Haut Beht et dans les eaux d'exhaures de cinq autres mines actives et abandonnées au Maroc et dans le monde.
- **Tableau 8** : récapitule des résultats d'analyse des eaux souterraines des deux campagnes (2014 et 2015).
- **Tableau 9** : Grille simplifiée de la qualité des eaux superficielles
- **Tableau 10** : résultat d'évaluation de la qualité des eaux superficielles, campagne2014
- **Tableau 11** : résultat d'évaluation de la qualité des eaux superficielles, campagne2015
- **Tableau 12** : récapitulatif des dépassements en éléments au niveau des eaux d'exhaures et leur comparaison aux points amont et aval des eaux superficielles durant la campagne2014
- **Tableau 13** : récapitulatif des dépassements en éléments au niveau des eaux d'exhaures et leur comparaison aux points amont et aval des eaux superficielles durant la campagne 2015
- **Tableau 14** : Les valeurs limite en ETM dans les eaux superficielles
- **Tableau 15** : les références des méthodes d'analyses de base adoptées par le laboratoire d'analyse
- **Tableau 16** : qualité physico-chimique des sédiments environnants de la mine

- **Tableau 17:** Concentration en ETM dans les sédiments environnant de la mine
- **Tableau 18 :** Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les sédiments environnants de la mine du Haut Beht et dans les sédiments environnants de six autres mines abandonnées au Maroc et dans le monde.

Liste des photos

- **Photo 1** : Les peuplements purs de Thuyas de Berbérie sur les versants sud de la mine
- **Photo 2**: Les peuplements mixtes d'oléastre et de Thuya de Berbérie sur les versants nord et les sols plus profonds
- **Photo 3** : Faciès avec oléastres dominants
- **Photo 4**: Peuplements mixtes de Thuya et de chêne vert
- **Photo 5**: Peuplements mixtes de chêne vert et chêne liège
- **Photo 6** : Reboisement de Pin d'Alpe sur le plateau nord de la mine
- **Photo 7**: Végétation de bord d'eau (ripisylve) en l'état sur les bords de l'affluent 1 d'oued Beht
- **Photo 8** : Parcelles agricoles exploitées en céréaliculture et en légumineuses sur la crête des chênes verts résiduels de la forêt d'origine.
- **Photo 9** : Parcelles agricoles occupées par des légumineuses (en Bour) et au fond un verger d'oliviers
- **Photo 10** : point d'échantillonnage S1 des sédiments aval gisement 1 sur Beht
- **Photo 11** : point d'échantillonnage S2 des Sédiments d'affluent 1 aval gisement 3

Sommaire

Dédicace.....	1
Remerciement.....	2
Résumé.....	3
Abstract.....	4
Liste des figures.....	5
Liste des tableaux.....	7
Liste des photos.....	9
Sommaire.....	10
Introduction générale.....	14
Première partie : Généralité bibliographique.....	16
Chapitre I : l'exploitation minière et l'environnement :.....	17
1. Introduction :.....	17
2. Les étapes d'un projet minier :.....	17
2.1 Prospection :.....	17
2.2 Développement :.....	18
2.2.1 Construction des routes d'accès :.....	18
2.2.2 Préparation et déblaiement du site :.....	18
2.3 Exploitation minière active :.....	18
2.3.1 Exploitation à ciel ouvert :.....	19
2.3.2 Exploitation des Placers :.....	19
2.3.3 Exploitation souterraine :.....	19
2.4 Extraction du minerai :.....	20
2.5 Enrichissement :.....	20
2.6 Evacuation des résidus :.....	21
2.7 Réhabilitation et fermeture de site minier :.....	22
3. Notions d'impact environnemental, pollution, contamination :.....	22
4. Impacts de l'exploitation minière sur l'environnement :.....	23
5. Résidus miniers et impacts environnementaux potentiels.....	25
5.1 Notion de résidu minier.....	25
5.2 Principaux impacts environnementaux d'un résidu minier :.....	26
5.2.1 Facteurs déterminants l'impact d'un résidu minier.....	26
5.2.2 Impacts environnementaux d'un résidu minier.....	28
6. Notion de drainage minier acide et pollution :.....	29
7. L'impact des exploitations minières riches en sulfures :.....	32
8. Impacts potentiels de l'exhaure des mines sur l'environnement :.....	32

9. Conclusion.....	33
Chapitre II : généralité sur les métaux lourds (ETM) :.....	34
1. Définition des métaux lourds :.....	34
2. Sources et dispersion des ETM :.....	35
2.1 Les sources naturelles :.....	35
2.2 Les sources anthropiques :.....	36
2.3 Les éléments traces métalliques dans les sédiments :.....	38
2.4 Sources des métaux dans les sédiments de surface :.....	39
2.5 La dispersion des ETM:.....	40
3. Les ETM, origine et toxicité :.....	41
3.1 L'arsenic :.....	41
3.2 Le cadmium :.....	42
3.3 . Le cuivre :.....	44
3.4 Le plomb :.....	45
3.5 Le zinc :.....	46
Chapitre III : Cadre juridique, réglementaire et institutionnel en vigueur : le secteur minier et la protection de l'environnement:.....	48
1. Références juridiques et réglementaires : Le secteur minier.....	48
2. Références juridiques et réglementaires : Le secteur de l'environnement.....	50
2.1. Législation relative à la réglementation de l'exploitation des carrières :.....	51
2.2. Législation relative aux études d'impact sur l'environnement :.....	51
2.3. Législation relative à la lutte contre la pollution de l'air :.....	52
2.4. Législation relative à la gestion de l'eau :.....	52
2.5. Législation relative à la mise en valeur de l'environnement :.....	53
2.6. Loi portant charte communale :.....	53
2.7. Législation relative aux traitements des déchets :.....	54
2.8. Législation relative à l'exploitation et la conservation de la forêt :.....	54
2.9. Les orientations des documents d'urbanisme et de développement :.....	54
Deuxième partie : impact de l'exploitation minière sur l'environnement cas de la mine du Haut Beht.....	55
Chapitre 1 : Etat des lieux environnementaux de la zone d'étude.....	56
1. Délimitation de la zone d'étude:.....	56
1.1. Introduction :.....	56
1.2. Eléments hydrodynamiques :.....	56
1.3. Biodiversité :.....	57
2. Milieu physique :.....	58
2.1. Situation géographique :.....	58
2.2. Cadre géologique :.....	58

2.3. Cadre hydrogéologique du bassin versant de l'Oued Beht :.....	60
2.3.1. Eaux de surface :.....	62
2.3.2. Eaux souterraines :.....	64
2.4. Climat:.....	65
2.4.1. Précipitations annuelles:.....	66
2.4.2. Précipitations saisonnières :.....	67
2.4.3. Précipitations mensuelles :.....	67
2.5. Pédologie et géochimie du sol :.....	68
3. Milieu biologique :.....	69
3.1. Végétation :.....	69
3.1.1. Le peuplement pur de Thuya :.....	69
3.1.2. Les peuplements mixtes d'Oléastre et de Thuya :.....	70
3.1.3. Les peuplements mixtes de Thuya et de Chêne vert :.....	71
3.1.4. Peuplement humide de Chêne vert et Chêne liège sur versant nord :.....	72
3.1.5. Végétation des zones humides et de bord de l'eau (ripisylve) :.....	73
3.2. La Faune sauvage :.....	73
3.2.1. Les Amphibiens et les Reptiles :.....	74
3.2.2. Les Oiseaux :.....	74
3.2.3. Les Mammifères :.....	75
3.2.4. Les Poissons :.....	75
3.3. Milieu humain :.....	76
Chapitre 2 : Impact de l'exploitation minière sur la qualité des eaux :.....	78
1. Introduction :.....	78
2. Matériel et méthode :.....	79
2.1. Inventaire des ressources en eau de la zone d'étude :.....	79
2.2. Plan d'échantillonnage de la qualité des eaux environnantes :.....	80
2.3. Matériel de prélèvement :.....	83
2.3.1. Matériels des prélèvements destinés aux analyses physico-chimiques :.....	83
2.3.2. Matériels des prélèvements destinés aux analyses bactériologiques :.....	84
2.4. Mesure in situ :.....	84
2.5. Méthodes d'analyse des échantillons d'eau adoptées par le laboratoire d'analyse :.	85
3. Résultats et discussion.....	88
3.1. Evaluation de la qualité des eaux d'exhaure :.....	88
3.1.1. Caractérisation et origine des eaux d'exhaure :.....	88
3.1.2. Qualité physico-chimique et charge métallique des eaux d'exhaure :.....	89
3.1.3. Eaux d'exhaure et drainage minier acide (DMA) :.....	98
3.2. Évaluation de la qualité des eaux souterraines :.....	99

3.2.1.	Hydrochimie et bactériologie des eaux souterraines :.....	100
3.2.2.	Contamination métallique des eaux souterraines :.....	102
3.3.	Evaluation de la qualité des eaux superficielles :.....	104
3.3.1.	Hydrochimie et bactériologie des eaux superficielles :.....	105
3.3.2.	Impact du rejet des eaux d'exhaure sur la qualité des eaux superficielles :.....	112
3.3.3.	Pollution métallique des eaux superficielles :.....	115
Chapitre 3 : Impact de l'exploitation minière sur les sédiments.....		120
1.	Introduction :.....	120
2.	Matériel et méthode :.....	121
2.1.	Stations d'échantillonnage :.....	121
2.2.	Méthodes d'analyses :.....	124
3.	Résultats et discussion:.....	125
3.1.	Caractérisation physico-chimique des sédiments environnants de la mine :.....	125
3.2.	Contamination métallique des sédiments environnants de la mine :.....	128
4.	Conclusion :.....	135
Conclusion générale.....		136
Bibliographie.....		138
Annexes.....		150

Introduction générale

Le but de l'exploitation minière est de satisfaire la demande de ressources en métaux et en minéraux afin de développer les infrastructures et d'améliorer la qualité de vie de la population, étant donné que les substances extraites constituent bien souvent les matières premières destinées à la fabrication de nombreux biens et matériaux. Il s'agit, par exemple, de minéraux métallifères ou de métaux, de charbon, de minéraux industriels employés dans le secteur chimique ou dans la construction, etc. (Européenne, 2009)

Au Maroc, la contamination métallique des écosystèmes aquatiques a attiré l'attention des chercheurs d'horizons très différents. Elle constitue en effet, l'un des aspects de pollution le plus menaçant pour ces milieux. Par ses effets néfastes, elle pourrait engendrer des situations critiques sérieusement dangereuses affectant parfois l'équilibre écologique des écosystèmes. En effet, cette pollution constitue un problème d'actualité qui préoccupe toutes les régions soucieuses de maintenir leur patrimoine hydrique à un haut degré de qualité (Makhoukh et al., 2011; Wadjinny, 1998).

Le manque d'eau qui est une substance vitale, est un sérieux problème dont souffre la majorité des pays. Cette situation résulte de deux processus fondamentaux : la rareté de plus en plus excessive des ressources et la dégradation de la qualité des sources existantes, notamment les eaux de surface. Cette détérioration de la qualité est une conséquence directe du déversement des rejets de toutes sortes (industriels, agricoles, urbains...) au niveau des cours d'eau. (Azzaoui et al., 2002)

L'exploitation d'une mine souterraine perturbe l'équilibre hydrogéologique en créant des drains artificiels qui modifient les écoulements naturels et qui nécessitent d'évacuer l'eau d'exhaure s'écoulant par gravité vers les points les plus bas des travaux. Pendant la période d'exploitation, une mine de grande dimension produit, en climat tempéré, plus d'eau que de minerai (Fabriol, 2005).

Pour comprendre le comportement des polluants et la mobilité des éléments traces métalliques dans l'environnement minier, plusieurs études ont été consacrées à la problématique de l'impact des mines abandonnées sur l'environnement dans le monde (Ahmedat et al., 2018; Armiento et al., 2017; Benvenuti et al., 1997; Galán et al., 2003; González and González-Chávez, 2006; Hilton et al., 1985; Jian-Min et al., 2007; Luoma and Rainbow, 2008; Mlayah et al., 2009; Tessier, 2012).

Des études antérieures au voisinage des centres miniers d'Aouli et Mibladan dans la Haute Moulouya ont montrés, comme impact négatif des activités minières, une contamination des eaux de surface, des sédiments, des sols et des plantes (El Hachimi et al., 2005), ainsi qu'une pollution par les métaux lourds des eaux de surface d'oued Moulouya (Baghdad et al., 2009).

Le présent travail s'inscrit dans cette perspective générale visant l'évaluation de l'impact de l'exploitation minière sur l'environnement à travers le diagnostic de la situation actuelle de la contamination et son évolution dans le temps pour assurer la sauvegarde de l'environnement au niveau du bassin du Sebou contre les nuisances induites par l'activité minière.

La mine du Haut Beht est située au niveau du bassin de Beht (sub-bassin du bassin hydraulique de Sebou). Oued Sebou draine l'un des principaux bassins versants du Maroc en terme des ressources hydriques. Cependant il est soumis à une forte anthropisation. En effet les eaux du Sebou connaissent depuis plusieurs années une dégradation notable de leur qualité suite aux rejets domestiques et industriels (Derwich et al., 2010). Il est à noter que 7% des unités industrielles du pays sont implantées dans la région de Fès, 3.2 % dans la région de Meknès et 3.1% dans la région de Kénitra (Azzaoui et al., 2002).

Dans le cadre d'une étude globale de l'impact de l'exploitation minière de la mine du Haut Beht sur l'environnement, que nous avons élaboré une caractérisation physico-chimique des rejets des eaux d'exhaures et une évaluation de leur charge en éléments traces métalliques. Ainsi que l'évaluation de l'impact du rejet de ces eaux d'exhaure sur la qualité des eaux superficielles, souterraines et des sédiments environnant la mine.

PREMIÈRE PARTIE :
GÉNÉRALITÉ BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : l'exploitation minière et l'environnement :

1. Introduction :

L'activité minière et le secteur des métaux ont connu un développement important ces dernières années, mais ils ont été depuis longtemps l'un des grands piliers de l'économie marocaine (Wadjinny, 1998). L'exploitation minière est susceptible d'induire un nombre important d'impacts environnementaux suite aux effets directs ou indirects qu'elle a sur le milieu naturel, en cours d'activité de la mine ou après sa fermeture.

Selon plusieurs facteurs, ces impacts diffèrent d'une mine à l'autre. Les impacts sur l'environnement de l'exploitation minière peuvent être localisés loin et au-delà de la périphérie du site minier (Brodtkom, 2001). La méthode suivie pour l'exploitation minière d'un gisement varient entre les projets miniers en fonction des types de métaux ou de matériaux à extraire de la mine (Worldwide, 2010).

2. Les étapes d'un projet minier :

Pour l'exploitation minière d'un gisement, plusieurs étapes sont achevées durant un projet minier commençant par les prospections minérales jusqu'à la fin de l'exploitation et l'après-clôture de la mine. Chaque phase d'exploitation minière est liée à plusieurs types d'impacts environnementaux (Worldwide, 2010). Ces phases d'exploitation minière sont :

2.1 Prospection :

Durant la phase de prospection la localisation et la valeur du dépôt de minerai sont déterminées, car aucun projet minier ne peut commencer qu'après la connaissance de l'extension et la valeur du dépôt de minerai (Campbell et al., 2004; Worldwide, 2010). En effet cette phase comprend les enquêtes, les études de terrain, les essais de sondage et d'autres excavations exploratoires (Worldwide, 2010), ainsi que l'élaboration des cartes prévisionnelles pour guider et orienter la prospection et la recherche minière (Laffitte et al., 1965).

Afin de faciliter la circulation de véhicules lourds transportant les installations de forages durant cette phase d'exploitation, le nettoyage de vastes aires de végétation (typiquement en lignes) est nécessaire, ce qui entraîne des impacts négatifs sur l'environnement. Vu le que les prochaines phases du projet minier peuvent ne pas s'ensuivre si l'exploration ne trouve pas des quantités suffisantes de dépôts de minerai à hautes teneurs, plusieurs pays recommande une Etude d'Impacts Environnementaux (EIE) spécifique à la phase d'exploration d'un projet minier (Worldwide, 2010).

2.2 Développement :

Si la phase d'exploration prouve l'existence d'un dépôt de minerai assez important et d'une teneur suffisante, le promoteur de projet peut alors commencer à planifier le développement d'une mine (Worldwide, 2010).

Cette phase du projet minier comprend plusieurs composantes distinctes :

2.2.1 Construction des routes d'accès :

Dans un site minier, la construction des routes d'accès est primordiale pour amener les approvisionnements et les équipements lourds au site ou pour expédier les métaux minerais traités. Quand les routes d'accès construites passent à travers des zones écologiquement sensibles ou près de communautés précédemment isolées, elles peuvent engendrer des impacts environnementaux importants, ce qui nécessite d'inclure dans l'étude d'impact sur l'environnement (EIE) du projet une évaluation complète des impacts environnementaux et sociaux de ces routes (Worldwide, 2010).

2.2.2 Préparation et déblaiement du site :

Le déblaiement des terrains est nécessaire pour la construction des zones d'hébergement du personnel et de stockage des équipements. Cette action est effectuée même avant de procéder aux opérations de minage de terrains, ce qui induit des impacts significatifs sur l'environnement surtout quand le site minier se situe dans une zone sous-développée, difficilement accessible ou au voisinage des zones écologiquement sensibles. Ce qui nécessite l'intégration dans l'EIE du projet minier l'évaluation des impacts associés à la préparation et au déblaiement du site (Worldwide, 2010).

2.3 Exploitation minière active :

Une compagnie minière peut commencer les travaux miniers après la construction des routes d'accès et l'achèvement des travaux de préparation et déblaiement du site.

Tous les types d'exploitation minière consistent en principe d'extraction et de concentration d'un métal en provenance du sol. La différence entre les projets miniers réside dans le mode d'extraction et de concentration du minerai métallique proposée. Mais dans presque la totalité des cas l'excavation d'une couche de roche appelée 'morts terrains' est nécessaire pour accéder au dépôt du minerai métalliques qui sont généralement emprisonnés dans cette couche de roche faible en teneur et induisant la dilution du minerai (Worldwide, 2010). Ainsi les méthodes les plus communes utilisées pour l'exploitation minière sont :

2.3.1 Exploitation à ciel ouvert :

L'exploitation à ciel ouvert nécessite l'enlèvement des couches de mort terrain et de minerai de faible teneur, car le dépôt de minerai est encaissé profondément dans le sous-sol. Avant d'entamer cette exploitation, la végétation et les arbres surplombant le dépôt de minerai sont rasés et brûlés, et à l'aide de la machinerie lourde (bouteurs/ bulldozers et camions-bennes), les mort terrains sont enlevés pour accéder au minerai (L'Huillier and Jaffré, 2010).

L'exploitation à ciel ouvert est l'une des exploitations minières les plus destructives de l'environnement. Car le minerai se trouve à une profondeur importante, et le déplacement de la végétation initiale des zones d'exploitation est nécessaire (surtout dans les forêts tropicales). Ainsi que la création d'un puits de mine, dont la profondeur est au-dessous du niveau de la nappe phréatique, induisant l'accumulation des eaux de fond (eaux d'exhaure). Le pompage de ces eaux en continu est indispensable pour la continuation des travaux miniers, mais lors de la fermeture de la mine ce pompage d'eau de fond s'arrête, ce qui induit la formation d'un lac de puits de mine. (Worldwide, 2010).

2.3.2 Exploitation des Placers :

L'exploitation des placers est le mode d'exploitation minière utilisé lors de l'encaissement du dépôt du minerai dans une plaine d'inondation ou dans les sédiments du lit d'un cours d'eau. Le processus d'abattage hydraulique est utilisé afin d'extraire le minerai à l'aide des jets hydrauliques, des dragues et des bouteurs.

L'exploitation des placers est une exploitation minière destructive de l'environnement car elle vise la récupération de l'or des sédiments ou des plaines inondables, en libérant des grandes quantités de sédiments impactant la qualité des eaux de surface largement loin en aval de la mine de placer (Worldwide, 2010).

2.3.3 Exploitation souterraine :

Pour accéder au minerai dans l'exploitation souterraine, des mort terrains doivent être enlevés. Cet accès est assuré à l'aide de tunnels ou de puits qui conduisent à un réseau de tunnels souterrains plus horizontal. Dans l'exploitation souterraine ou exploitation par paliers ou exploitation par blocs foudroyés, des sections ou des blocs de roche sont éliminés en bandes verticales, ce qui induit des cavités souterraines connectées. Ces cavités sont remplies généralement avec des agrégats cimentés et des mort terrains.

L'exploitation souterraine est moins destructive de l'environnement, mais elle est plus couteuse et présente des risques de sécurité (chute d'objets, asphyxie par les gaz d'explosif ; effondrement ;...) plus élevés par rapport aux autres types d'exploitation minière. Bien que les plus grands projets d'exploitation minière sont celles à ciel ouvert, il y a un nombre important de mine d'exploitation souterraine en opération dans le monde (Worldwide, 2010).

2.4 Extraction du minerai :

La compagnie minière débute par l'extraction du minerai après le déplacement des morts terrains à l'aide des machineries spécialisées et d'équipements lourds comme les camions-bennes, les chargeurs et les wagons de mine. Ces derniers transportent le minerai vers les installations de traitement à travers les routes spécialement dédiées pour le de transport des matériaux et qui sont généralement des pistes.

L'action de transporter le minerai vers l'usine de traitement à travers les pistes induit des impacts importants sur l'environnement, comme les émissions de poussière mobile, ce qui nécessite l'intégration de l'évaluation de cet aspect/impact dans l'EIE (Worldwide, 2010).

2.5 Enrichissement :

Les minerais métalliques comportent des teneurs importantes en métaux, mais ils produisent aussi des quantités de déchets importantes. Si on prend l'exemple du métal du cuivre, la meilleure teneur peut présenter seulement entre 0,25-0,50 % du total minerai extrais. L'or aussi peut atteindre quelques centièmes d'un pour cent du total extrais comme teneur optimal, ce qui nécessite comme étape suivante de l'exploitation minière l'enrichissement du minerai à travers le broyage ou concassage du minerai et la séparation du matériau non métallique du minerai des métaux faibles (Worldwide, 2010).

Le broyage en étant l'une des plus couteuses phases d'enrichissement, il facilite l'extraction du métal à travers la libération de fines particules, mais après de l'extraction du métal ces particules deviennent des résidus dont le broyage induit le dégagement complet des contaminants contenant dans le minerai.

L'Enrichissement se fait à l'aide des techniques de séparation physique ou chimique soit la concentration par gravité, la séparation électrostatique, la séparation magnétique, la flottation, l'extraction par voie électrolytique, l'extraction par solvant, la précipitation, la lixiviation et l'amalgamation (souvent en utilisant du mercure). Cette étape d'exploitation minière produit des quantités importantes de déchets dont le type diffère selon le minerai extrais et la méthode

d'enrichissement utilisé (des résidus ; des matériaux de lessivage ; déchets rocheux ;etc...)(Worldwide, 2010).

Le mode de stockage de ces déchets miniers dans des digues ou parc à résidus présente un risque majeur pour l'environnement et la gestion de ces espaces reste comme préoccupation majeure des acteurs miniers en cours d'exploitation de la mine ou même après sa fermeture.

2.6 Evacuation des résidus :

Les métaux non métalliques contenant de faible teneur en minerai sont considérés comme déchet minier. Ces déchets peuvent contenir des concentrations importantes en métaux toxiques indésirables comme le plomb, le cadmium, et l'arsenic.

De grande quantité de déchets miniers ou résidus sont générés après l'extraction d'un métal. Des quantités qui sont semblables ou dépassent parfois largement le volume de minerai extrais. L'acceptabilité environnementale d'un projet minier est liée essentiellement au mode proposé par une compagnie minière pour la gestion des volumes importants des résidus et de déchets toxiques.

Le But primordial de la gestion et de l'entreposage des résidus à long terme est d'empêcher la mobilisation et le dégagement des constituants toxiques des résidus miniers dans l'environnement.

Les modes de gestion et d'évacuation des résidus sont soit :

- (1) l'utilisation de 'bassin de réception des résidus' qui sont des bassins de décantation des résidus miniers ;
- (2) l'assèchement et l'évacuation des résidus secs comme remblai utilisé pour le remblayage des pistes ou le remplissage des tailles au fond;
- (3) l'entreposage sous-marin des résidus.

La méthode la plus utilisé à travers le monde est la deuxième (élimination des résidus secs), et c'est l'option la moins impactant négativement l'environnement suivis de la première (bassin de décantation des résidus) dont son utilisation est moins courante car elle présente des risques à long terme liés à l'étanchéité et risque d'écrasement du mur de décantation en plus du risque des infiltrations sur l'environnement. Et en dernier rang la troisième méthode (entreposage sous-marin des résidus). Cette méthode est rarement utilisée et elle est proposée pour des mines situées près des environnements de mer profonde, ou dans de rares cas dans les lacs d'eau douce.

Mais puisqu'elle a induit des impacts négatifs sur l'environnement elle a été interdite après l'adoption de lois et normes environnementaux qui interdisent tout déversement de résidus à l'air libre, dans une cour d'eau ou même dans la mer profonde (Worldwide, 2010).

2.7 Réhabilitation et fermeture de site minier :

Après fermeture de la mine et l'arrêt de l'exploitation minière active, l'objectif du plan de réhabilitation d'un site minier est de ramener le site à un état qui ressemble le plus possible à l'état initial avant son exploitation.

La plupart des mines impactant négativement l'environnement n'ont produit ces impacts qu'après fermeture de la mine et arrêt des opérations minières. Sachant que ces impacts peuvent persister pendant des décennies et même des siècles, il est primordial de fournir dans l'EIE un plan de réhabilitation et de fermeture détaillé de chaque projet minier proposé (Worldwide, 2010).

3. Notions d'impact environnemental, pollution, contamination :

La notion d'impact environnemental est liée essentiellement aux changements des paramètres d'un milieu naturel. Les activités minières peuvent impacter la qualité de l'environnement à travers la transformation de plusieurs composants : eaux; sols; faune ; flore;...

La pollution désigne, Selon la Directive Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000, toute dégradation de l'environnement lié directement ou indirectement aux activités humaines à travers l'introduction des substances exogènes de nature chimique, physique ou biologique dans l'environnement d'origine. Ces substances sont potentiellement toxiques pour les organismes vivants, et elles perturbent de manière plus ou moins importante le fonctionnement naturel des écosystèmes (Union Européenne, 2000).

Ainsi on peut définir la pollution comme sous-produit de l'activité humaine qui peut impacter toutes les composantes de l'environnement (Air ; Eau ; Sol ; Faune ; Flore) de la santé humaine.

Le terme polluer signifie étymologiquement plafonner, souiller, salir, dégrader. La pollution résulte de l'introduction dans un milieu de substances conduisant à son altération, la notion d'altération est fondamentale. Donc un rejet n'est considéré par définition comme polluant que s'il amène une altération ou dégradation (Gaujous, 1995).

Le problème se pose dès que le rejet aura un effet sur la qualité du milieu récepteur et si cet effet a des conséquences jugées négatives, il s'agit donc d'une pollution. Le polluant et le produit, la substance ou l'élément chimique responsable de la pollution (Chaoui, 2013; Gajous, 1995).

Il ressort des définitions précédentes que le terme pollution englobe pratiquement toute action humaine susceptible de modifier quantitativement un paramètre chimique, voir même physique, des milieux naturels. En ce sens, les définitions incluent des actions perturbatrices de l'environnement de l'Homme qui sont souvent désignées sous le terme général de nuisance (Ramade, 1992).

Le terme contamination désigne la présence anormale d'une substance (contaminant) dans un milieu qui, à son tour, devient susceptible de constituer une source ou un vecteur de pollution pour son entourage. Plus généralement, la contamination est une augmentation de teneurs ayant pour cause une activité anthropique. Ce terme ne préjuge pas la nocivité de cette augmentation ni du risque qu'elle peut faire encourir à l'Homme ou à l'écosystème (BRGM., 1999). Selon Baize (1997). La notion de contamination s'associe d'une part à un accroissement des teneurs d'un contaminant suite aux activités humaines et d'autre part à un accroissement du risque de nuire aux fonctions des milieux naturels (Baize, 1997).

Le contaminant peut être soit un élément (élément trace métallique) ou phase minérale présent d'origine dans le minerai ou un réactif chimique ajouté lors des filières d'enrichissement qui suite aux opérations minières est susceptible d'avoir un impact négatif et significatif, direct ou indirect, sur un écosystème récepteur et est présent à une concentration significativement élevée par rapport à la concentration naturelle (BRGM, 1999) (El Hachimi et al., 2005).

4. Impacts de l'exploitation minière sur l'environnement :

Les deux types d'opérations minières, à ciel ouvert et souterraines, produisent des déchets miniers, présentant généralement des caractéristiques physico-chimiques différentes pouvant être importantes et l'impact de ces déchets miniers sur l'environnement peut durer plusieurs siècles après la fermeture des mines (Boularbah et al., 2006; Coulthard and Macklin, 2003).

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 de la méthode d'exploitation minière, la nature

géologique de l'encaissant, la géométrie et la morphologie du gisement et bien d'autres facteurs (Chaoui, 2013).

Par conséquent, l'activité minière entraîne des nuisances pour l'environnement potentiellement assez différentes à savoir :

- Perturbation et changements du paysage et des volumes de roches qu'elle concerne (Alloway and Ayers, 1999);
- Pollution de l'eau par le drainage minier acide issue du lessivage des minéraux oxydés, généralement c'est le cas d'oxydation des sulfures. En effet, les dépôts de déchets miniers en contact libre avec l'environnement, génèrent un grand changement de conditions de stabilité de ces substances chimiques (Alloway and Ayers, 1999);
- Impact lié à la génération de poussières atmosphériques via la mobilisation des matériaux produits à l'aide d'explosif (Stocks et al., 1974) ;
- Perturbation de l'esthétique du milieu et risques liés à la modification de la topographie, à la présence de galeries, carrières, excavations, haldes, terrils, etc. (El Hachimi et al., 2005);
- Dégradation de la qualité des sols au voisinage des sites miniers notamment en aval par des transports de sédiments contaminés en métaux (Luo et al., 2006);
- Pollution et dégradation de la qualité des eaux souterraines (Djabri et al., 2009; Yapi et al., 2014) ;
- Problème de sécurité publique suite à la création de cavités entraînant des effondrements ou affaissements (Banks et al., 1997; Down and Stocks, 1977);
- Risques liés à la présence d'installations de surface non protégés pouvant compromettre la sécurité publique telles que les ateliers, laveries, etc. (El Hachimi et al., 2005).

Certaines de ces modifications du milieu sont difficilement réparables dans le temps, pendant que d'autres modifications constituent un risque évident ou potentiel vis-à-vis des personnes et des biens situés à proximité (risques d'effondrement, reprise d'affaissement, instabilité des dépôts de surface ;...) ; car elles portent atteinte ou pourront porter atteinte aux caractéristiques essentiels du milieu environnant.

En fonction du contexte local, et pour chaque site minier et type d'exploitation minière, l'ensemble ou une partie de ces impacts environnementaux éventuels est perçus.

5. Résidus miniers et impacts environnementaux potentiels

5.1 Notion de résidu minier

Un résidu minier peut être défini comme tout produit ou dépôt qui résulte de la recherche et de l'exploitation minière ou de traitement de minerai. Ces produits peuvent être des produits naturels (minéralisés non exploitables ou des stériles francs) ou des produits artificiels plus ou moins transformés issus des différentes phases de traitement et d'enrichissement du minerai (rejets de laveries, rejets de fonderies) contenant d'éventuels additifs chimiques minéraux ou organiques (El Hachimi et al., 2013) (BRGM, 1999) (Aranguren, 2008). Ces résidus, dont les volumes sont fonction de type d'exploitation à ciel ouvert ou souterraine, sont stockés et gérés sur les sites d'extraction.

L'extraction et la valorisation de toute matière première produisent, quelle que soit la nature de celle-ci, son lot de résidus dont l'abondance est fonction de la richesse du gisement, des techniques d'exploitation, et du mode de traitement (Daroussin et al., 1998).

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

- **Stériles francs de découverte** et/ou de traçage de galerie : ce sont les sols et terrains recouvrant le minerai, décapés pour une mise en exploitation à ciel ouvert, ou les matériaux stériles extraits lors du percement de galeries, puits ou descenderies dans le cas d'une mine souterraine. Ils sont de teneurs faibles en métaux et en éléments accompagnateurs. Ces stériles sont stockés sur place en forme de **terrils**, utilisés pour sécuriser les bords des pistes menant aux gisements d'exploitation minière ou pour le remblayage des tailles au fond.
- **Résidus d'exploitation** : minerai pauvre séparé du minerai concentré par tri précoce et stocké sur place dans l'attente d'un traitement éventuel.
- **Résidus de traitement** (rejets de l'usine d'enrichissement ou laverie) : obtenus suite aux opérations de pré-concentration du minerai et séparation du concentré. Ils sont généralement constitués de particules finement broyées, de sables fins et limons issus du traitement du minerai par gravité ou flottation. Ces résidus sont souvent transférés vers une digue à stériles ou déposés en versés.

Les résidus et les boues issus d'une laverie contiennent fréquemment des teneurs significatives en éléments accompagnateurs tels que les éléments traces métalliques ou en minéraux secondaires tels que les sulfures de fer (la pyrite, etc.) et leurs produits d'oxydation.

Ils peuvent contenir des concentrations résiduelles non négligeables en réactifs utilisés pour la séparation et la concentration des métaux valorisables.

- **Rejet de grillage ou de fusion du minerai** : scories, produit de nettoyage des fours de grillage ou de conduits d'évacuation des fumées (BRGM, 1999).

5.2 Principaux impacts environnementaux d'un résidu minier :

5.2.1 Facteurs déterminants l'impact d'un résidu minier

Les résidus provenant de l'exploitation minière peuvent, suite à la masse qu'ils représentent ou à leur nature chimique porter atteinte à différents éléments de l'environnement, en particulier l'eau, les sols, le paysage, la végétation et l'homme.

Selon le (BRGM, 1999), la plupart des impacts qu'un résidu minier peut avoir sur l'environnement (figure 1) résultent d'une combinaison de :

- L'éventuel mouvement dans l'espace de ses particules solides (mobilité).
- La potentielle capacité polluante de ses composantes chimiques.

➤ **La mobilité du résidu** (figure 1) résulte de la finesse, de l'homogénéité de la taille de ces particules et de la vitesse des vecteurs de transport, ce qui les rend particulièrement susceptibles à une dispersion dans l'environnement (dans le cas d'un lieu de stockage mal conçu et non réaménagé).

Par ailleurs, les principales atteintes possibles à l'environnement dans le cas des industries extractives sont, outre l'impact visuel des installations et des stockages de résidus, les risques de dispersion, par l'air et l'eau des constituants des résidus initialement présents dans le minerai et son encaissant (Daroussin et al., 1998).

Ainsi divers compartiments physiques (eaux, sédiments, sols) et composantes biologiques (plantes, animaux, êtres humains) de l'environnement peuvent être atteints par les polluants des résidus miniers suite aux diverses voies de dispersion (BRGM, 1999).

Les particules constituant un résidu minier peuvent être déplacées dans l'environnement en tant que matière en suspension dans les cours d'eau suite à l'érosion par les eaux de ruissellement ou en tant que poussière portées par le vent. La quantité de matériel déplacé, la vitesse d'érosion et l'étendue environnementale affectée dépendront à la fois des caractéristiques du résidu (tailles des particules, humidité, etc.), du lieu de stockage (forme,

positionnement dans le bassin versant, etc.) et de l'intensité des éléments climatiques auxquels ils sont soumis (pluies, vents, régime de température, etc.).

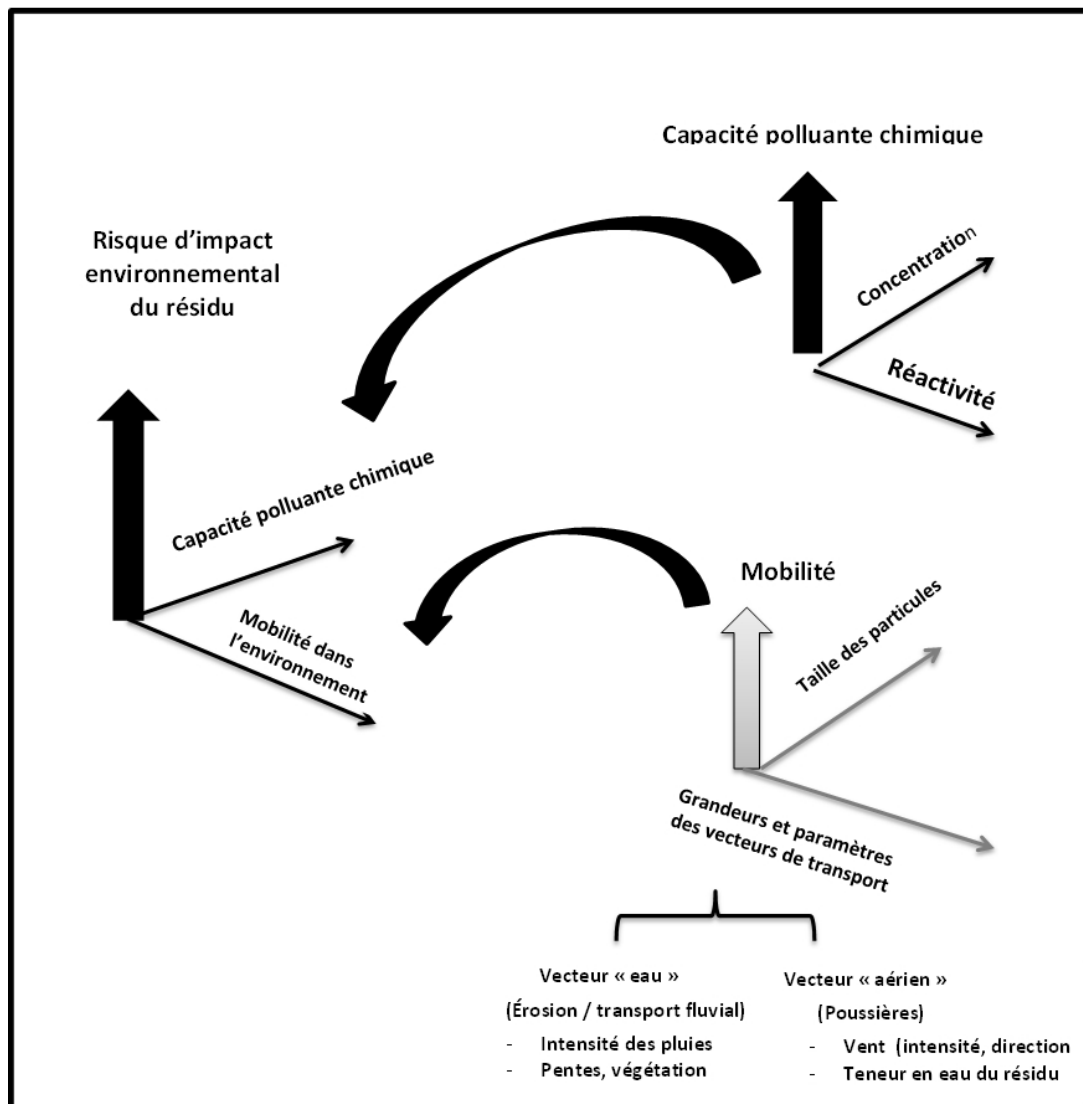


Figure 1. Facteurs déterminant le risque d'impact environnemental d'un résidu minier (BRGM, 1999)

➤ **La capacité polluante chimique du résidu** est déterminée par la nature et la forme chimique des éléments et composés « contaminants » présents dans le résidu d'une part, et d'autre part pour chaque élément contaminant, par sa quantité totale, sa réactivité, la nature et la forme chimique des composés polluants produits.

La combinaison du facteur quantité et du facteur réactivité déterminera la quantité totale d'un contaminant qui sera transformée en forme soluble par unité de temps. La vitesse de solubilisation et la réactivité de l'élément contaminant peuvent varier énormément en fonction

de la nature de la phase minérale porteuse et par la présence dans le minerai de certaines phases minérales pouvant ralentir fortement la vitesse de solubilisation (par exemple, un excès de phases carbonatées ralentissant l'oxydation de la pyrite) (BRGM, 1999).

5.2.2 Impacts environnementaux d'un résidu minier

Les impacts environnementaux d'un résidu minier dépendent de sa nature, selon qu'il possède une réactivité chimique significative ou non.

Dans le cas d'un résidu ne possédant pas de réactivité chimique significative, les impacts environnementaux éventuels (BRGM, 1999) sont:

- Le résidu constitue une source de matière en suspension, suite à l'érosion par les eaux de ruissellement, entraînant ainsi une dégradation de la qualité des eaux et de la nature du fonds des cours d'eau en aval du site.
- Le résidu constitue une source de poussière volante, donc de nuisance pour les habitants suite aux éventuelles retombées ; les résidus de laverie peuvent être particulièrement sujets à ce type de transport hors du site suite à la finesse des particules et atteindre les sols et les terres agricoles.
- L'impact sur la qualité esthétique de l'environnement ; cela peut être le cas pour tous les résidus à volume important dont les lieux de stockage n'ont pas été réaménagés. L'impact visuel ou paysager d'un dépôt est d'autant plus sensible que ses dimensions sont importantes.

Dans le cas des résidus possédant une réactivité chimique c'est-à-dire contenant des composés chimiques potentiellement polluants, d'autres impacts s'ajoutent à ceux mentionnés auparavant :

- Il peut être responsable d'une contamination chimique des eaux de surface et / ou souterraines. Le drainage minier acide, par exemple, peut être responsable de l'acidification d'un cours d'eau et des teneurs élevées en fer, sulfate et, éventuellement, en élément traces métallique polluants.
- Il peut être responsable des rejets importants de matières solides contaminées dans les sols des versants ou les alluvions, suite à l'érosion des résidus de laverie. Ces résidus peuvent renfermer à la fois des quantités non négligeables en éléments accompagnateurs présents dans le minerai (métaux lourds, As, etc.) et éventuellement

des quantités résiduelles significatives en réactifs chimiques ajoutés dans les filières de traitement (BRGM, 1999).

6. Notion de drainage minier acide et pollution :

Le **drainage minier acide** (DMA) est défini comme étant le résultat de l'oxydation en conditions atmosphériques des sulfures (par l'eau, l'oxygène, le dioxyde de carbone et les concentrations en Fe^{3+}), telles la pyrite (FeS_2), l'arsénopyrite (FeAsS_2) et d'autres produits, générés par ces réactions d'oxydation (Shaw et al., 1998). Cette oxydation des sulfures est catalysée par des bactéries (E.G. *Thiobacillus Ferrooxidans*) (Courtin-Nomade, 2001). Cette oxydation naturelle entraîne la production d'affluents acidifiés et chargés d'ions métalliques solubilisés (eaux minières contaminées) qui peuvent poser de sérieux problèmes dans les milieux aquatiques récepteurs (BRGM, 1999). Il s'agit d'un phénomène largement répandu et étudié à travers le monde.

L'exploitation minière perturbe l'équilibre chimique des roches en les plaçant brutalement dans des conditions oxydantes engendrant le DMA ; elle permet l'introduction de l'oxygène dans l'environnement géologique et donc l'oxydation des minerais qui étaient initialement à l'état réduit. Le même phénomène se produit quand les minéraux réduits sont apportés en surface et déposés dans les haldes à résidus miniers (Wiggering, 1993).

Ainsi, les caractéristiques chimiques généralement rencontrés dans un cas classique de DMA sont :

- Une forte acidité (pH faible) ;
- Des concentrations élevées en fer dissous ;
- Des concentrations élevées en ETM (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni, As, etc.) ;
- Des concentrations élevées en divers ions majeurs (SO_4^{2-} , ..).

Le mécanisme le plus largement étudié dans le DMA est celui de l'oxydation de la pyrite (FeS_2) qui est le minerai le plus souvent impliqué dans ce processus. La pyrite, est omniprésente avec la plupart d'autres sulfures métalliques et peut exister en association avec les autres éléments chalcophiles comme As, Pb, Cd, Zn, Co, Cu, Mo, Ga, In, Hg, Mo, Re, Sb, Se, Sn, et Te (Banks et al., 1997).

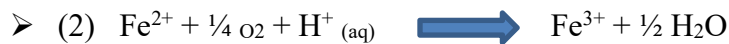
L'oxydation de la pyrite implique une série de réactions, qui consiste en une réaction d'initiation et un cycle de propagation (Stumm and Morgan, 1981).

La réaction d'initiation (réaction 1) implique la parution d'ions Fe^{2+} en solution, non pas par dissociation simple de la pyrite, mais par oxydation de celle-ci selon la réaction (Brown M, 2002) :



Pyrite + Oxygène + Eau Fer ferreux + sulfates + protons

Le cycle de propagation est par la suite établi, ceci implique l'oxydation de l'ion ferreux (Fe^{2+}) en ion ferrique (Fe^{3+}) par consommation de protons H^+ :



A des valeurs de pH dépassant 2,3 à 3,5 le fer ferrique pas soluble dans l'eau et il précipitera comme hydroxyde ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), laissant peu de Fe en solution et abaissant le pH :



Tout le fer ferrique qui reste en solution est réduit par la suite, la pyrite qui produit de cette du fer ferreux supplémentaire et l'acidité (proton H^+)

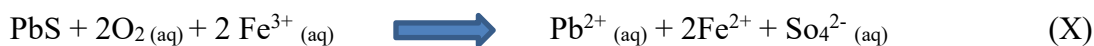


Une fois le fer ferrique (Fe^{3+}) a été formé, l'oxydation subséquente de la pyrite par le fer ferrique qui reste dans la solution est rapide, et produit de l'acide sulfurique (réaction 4).

L'oxydation de la pyrite et des autres sulfures peut être réalisée par les ions Fe^{3+} agents oxydant forts (Boon et al., 1998). Ainsi, les autres sulfures minéraux s'oxyderont de la même façon que la pyrite, en produisant des métaux lourds et du sulfate.

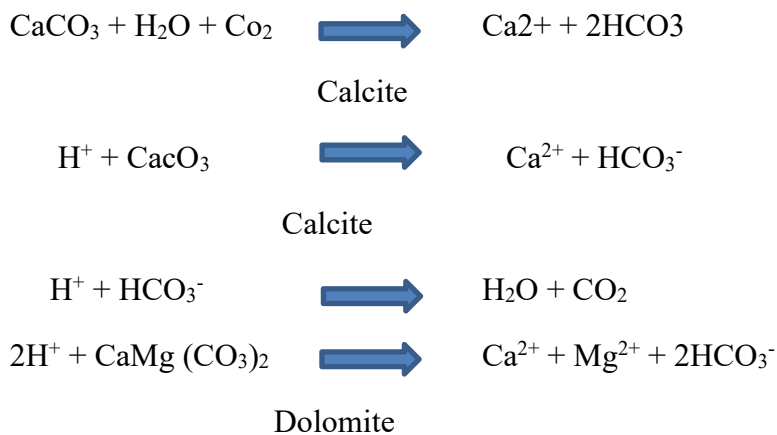
Cependant, il est à noter que l'oxydation des sulfures métallique communs de la forme MS ne génère pas d'acide (Exemple : Réactions X, Y, Z). Selon (Younger, 2000), là où il y'a peu de pyrite à être oxydée, l'oxydation des autres sulfures minéraux présents dans le minerai n'engendre pas des valeurs de pH acides.

Les réactions d'oxydation de la galène, de la blende, et de la chalcosine par exemple, sont écrites dans ce cas comme suit :



Par ailleurs, selon (BRGM, 1999), les phénomènes de DMA ne se rencontrent pas dans toutes les exploitations minières de minerais sulfurés, en particulier quand il y a présence de phases minérales capables de neutraliser l'acidité produite. En effet, la vitesse de solubilisation des éléments traces métalliques contaminants peut être fortement ralentie par la présence dans le minerai de certaines phases minérales (par exemple, l'effet d'un excès de phases carbonatées sur l'oxydation de la pyrite). En effet, lorsque le milieu est riche en carbonates, l'acidité produite est neutralisée par la dissolution des carbonates, il s'agit du **drainage minier neutre** (DMN).

Selon (Garrels, 1960), (Lowson, 1982), (Mayo et al., 2000), les réactions de neutralisation de l'acidité sont comma suit :



Selon (Brown M, 2002), la capacité des sulfures à produire de l'acide est déterminée par le contenu relative des phases minérales génératrices d'acides et des phases consommant l'acide; si les minéraux qui consomment l'acide, tel que la calcite et la bauxite sont présentes, l'eau résultante, bien que contenant des concentrations élevées en sulfate et de métaux, peut être pH neutre.

Ainsi, bien que des conditions acides sont présentes dans un micro – environnement autour de grains de minéraux de sulfures métalliques, l'eau qui s'écoule des roches ou du tas des résidus miniers ne sera pas nécessairement acide. Le terme de drainage minier acide n'est cependant pas dons universellement applicables à toutes les décharges d'eau minières, bien que l'usage commun veut dire que ces termes sont souvent utilisés même pour des cas d'eau minières non acide.

7. L'impact des exploitations minières riches en sulfures :

L'impact majeur des activités minières concerne l'eau. Cet impact est surtout majeur quand l'exploitation concerne du minerai riche en sulfure. L'oxydation des sulfures génère des drainages acides (Gray, 1997; Salomons, 1995), ces drainages acides (DMA) peuvent être tempérés par le type d'emplacement du gisement (Plumlee and Nash, 1995). Les roches encaissantes présentent un fort pouvoir tampon, alors les DMA seront neutralisés entraînant la précipitation ou l'adsorption des métaux lourds dans les matières en suspension ou les sédiments (Arroyo et al., 2004; Brunel, 2005; Corsi and Landim, 2002; Iribar et al., 2000; Juillot, 1998; Oyarzun et al., 2004; Parsons et al., 2001). En revanche, quand l'encaissant n'a pas ou a un faible pouvoir tampon la génération du DMA devient très difficile à atténuer (Alpers et al., 2003; Banks et al., 1997; Espana et al., 2005; Marques et al., 2001; Salomons, 1995).

Une grande partie des études sur l'impact des activités minières, et particulièrement sur les exploitations des gisements riches en sulfures, se trouvent dans les pays les plus développés. En revanche les impacts causés par cette activité dans les pays en voie de développement ont été beaucoup moins étudiés. Et l'Afrique, l'Amérique du Sud et l'Asie manquent cruellement d'études de cas alors qu'une bonne partie de l'activité minière se trouve concentrée dans ces régions (Salvarredy Aranguren, 2008).

8. Impacts potentiels de l'exhaure des mines sur l'environnement :

Lorsque la mine est opérationnelle, l'eau de mine doit être continuellement retirée de la mine pour faciliter la récupération du minerai. Cependant, une fois que les opérations minières prennent fin, le pompage et la gestion de l'eau de mine souvent s'arrêtent aussi, entraînant une possible accumulation des eaux dans les fractures de roche, puits, tunnels, puits à ciel ouvert et aussi des rejets incontrôlés dans l'environnement (Worldwide, 2010).

Les impacts du prélèvement des eaux souterraines peuvent inclure :

- La réduction ou l'élimination de l'écoulement de l'eau de surface,
- La dégradation de la qualité des eaux de surface et des usages bénéfiques qui y sont associés;
- La dégradation de l'habitat (non seulement les zones riveraines, sources, et autres habitats de marécages, mais aussi des habitats des hautes terres comme des bois

résineux puisque le niveau de la nappe phréatique s'abaisse au-dessous de la zone des racines profondes);

- Une production réduite ou éliminée des puits d'approvisionnement domestiques,
- Des problèmes de qualité et de quantité associés au re-pompage des eaux souterraines vers des eaux de surface en aval à partir des zones déshydratées.

Les impacts pourraient durer plusieurs décennies. Pendant l'opération de déshydratation (d'exhaure), le déversement de l'eau pompée après traitement approprié, peut souvent être utilisé pour atténuer les effets négatifs sur les eaux de surface.

Toutefois, lorsque l'exhaure cesse, les cônes de dépression peuvent prendre des décennies pour se recharger et peuvent continuer à réduire le ruissellement à la surface.

Les mesures d'atténuation qui reposent sur l'utilisation de l'eau pompée pour créer des zones marécageuses peuvent seulement durer aussi longtemps que l'opération d'exhaure a lieu (Worldwide, 2010).

9. Conclusion

L'exploitation des mines à ciel ouvert ou souterraines peut entraîner des modifications parfois très importantes de l'organisation de l'espace paysager.

Les mines sont susceptibles d'être à l'origine de vides souterrains ; d'excavations, de déchets miniers (halles et terriles), de bassins ou bâtiments (ateliers, laveries) dont la réintégration dans l'environnement est difficile, Car en plus de l'impact visuel des installations et des stockages de résidus, il y'a les risques de dispersion, par l'air ou par l'eau, des constituants des résidus miniers.

L'évaluation des risques des mines et de l'exploitation minière sur l'environnement passe par une meilleure connaissance des lieux et des impacts environnementaux pour prévenir et minimiser les nuisances.

Chapitre II : généralité sur les métaux lourds (ETM) :

1. Définition des métaux lourds :

Appelé aussi, éléments toxiques, métaux en traces ou encore éléments traces métalliques (ETM), les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe. Du point de vue chimique, les métaux lourds sont les éléments de la classification périodique formant des cations en solution.

Du point de vue physique, les métaux lourds sont définis comme étant des éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (arsenic) provenant le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, ayant une masse volumique élevée, supérieure à 5g/cm^3 (Minear and Keith, 1982). Cependant, certains métaux lourds, tel que le Zinc, présentent une masse volumique relativement faible, inférieure à 5g/cm^3 (Miquel, 2001).

Du point de vue science de la terre, les métaux lourds sont les éléments traces qui se présentent dans tous les compartiments de l'environnement mais en très faibles concentrations (inférieure à 0,1%). On connaît soixante-huit éléments métalliques parmi quatre – vingt composants qui présentent une concentration dans la croûte terrestre qui ne dépasse pas 0,1% pour chacun d'eux (Cambier and Mench, 1998). Ils sont présents en traces d'où l'appellation éléments traces. Ils se trouvent dans le sol sous forme d'ions libres ou de complexes solubles ou insolubles. L'ensemble de ces métaux constitue les métaux totaux du sol. Généralement, les métaux sont peu mobiles, mais ils se transportent, changent de forme chimique et ne se biodégradent pas. En conséquence, ils persistent longtemps dans les sols et s'y accumulent parfois jusqu'à représenter un important pourcentage du sol (Herrick and Friedland, 1990).

Du point de vue science de la vie, les métaux lourds se trouvent par définition en concentration inférieure à 100 mg/Kg de matière sèche dans les organismes vivants, végétaux ou animaux, non affectés par des carences ou des toxicités (Coïc and Coppenet, 1989; Loué, 1993; Nieboer and Richardson, 1980). Ainsi, on distingue deux catégories de métaux en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : les métaux essentiels (tels que le calcium, le cobalt, le cuivre, le fer, le potassium, le magnésium, le manganèse, le nickel et le zinc), Ils jouent un rôle biologique important et servent comme des micronutriments, des cofacteurs d'enzymes, des biocatalyseurs ou encore des constituants de molécules comme l'hémoglobine. Ce sont des oligo-éléments essentiels et nécessaires à de faibles doses, leur teneurs insuffisantes peuvent entraîner des carences qui provoquent des maladies (Bruins et al., 2000; Nies, 1999).

Le deuxième type sont les métaux toxiques qui par contre n'ont aucun rôle biologique et sont non essentiels et éventuellement toxiques (plomb, cadmium, mercure, ...) d'où l'appellation éléments toxiques. En effet, souvent la notion de métaux lourds est souvent associée aux notions de pollution et de toxicité. Ainsi, les métaux lourds sont des éléments métalliques potentiellement toxiques à des teneurs élevées pour les systèmes biologiques (Dudka and Miller, 1999; Wilkinson et al., 2003). Cependant, même les métaux essentiels peuvent s'avérer toxiques pour diverses formes de vie, à des teneurs plus élevées. Ils ont la propriété de s'intégrer et de s'accumuler dans la chaîne alimentaire, et de devenir ainsi toxique pour l'homme, consommateur final (Liang et al., 2000).

2. Sources et dispersion des ETM :

2.1 Les sources naturelles :

La plupart des ETM sont présents naturellement dans les roches et les sols. L'altération naturelle de ces roches, surtout lors de la pédogenèse, sous l'influence des processus physiques, chimiques et biologiques, entraîne la libération des ETM dans les sols, les lacs, les rivières et l'air (Järup, 2003; Wuana and Okieimen, 2011). On pourrait y ajouter les poussières et les fragments de météorites très riches en métaux lourds. Ces apports se déposent soit sur les plantes qui peuvent les absorber soit pénétrer dans les sols à partir de leur surface (Baize, 1997). Parmi les autres sources naturelles, on peut citer la décomposition des végétaux et des détritiques des animaux, l'érosion par le vent, la fumée des incendies des forêts, les exsudats des végétaux, les pulvérisations océaniques et l'activité des sources thermales (Galloway et al., 1982; Schulz et al., 2000).

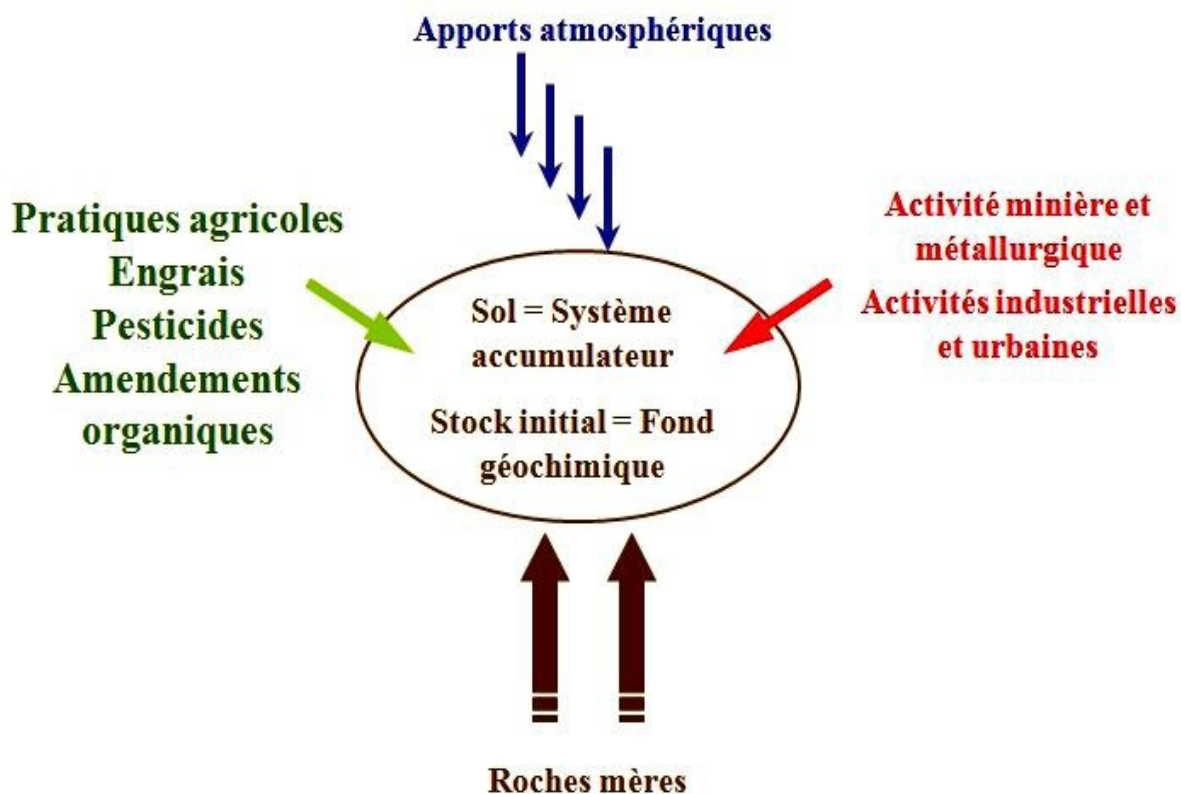


Figure 2. Origine des ETM dans le sol (Robert and Juste, 1999)

2.2 Les sources anthropiques :

Une quantité importante des ETM est introduite dans l'environnement par l'intermédiaire des sources anthropiques (Wuana and Okieimen, 2011). Par ses diverses activités (Tableau 1) l'homme modifie les cycles biogéochimiques des métaux en faisant varier leurs flux naturels entre les compartiments et en transformant leur forme physico-chimique. Parmi les sources anthropiques, on trouve :

- L'exploitation minière qui est l'un des premiers contributeurs qui a conduit à un accroissement de la pollution par les ETM. En fait, elle génère des résidus de minerais, sous forme de fragments finement moulus ou de particules résiduelles qui se transportent par le vent ou par l'eau. Ils contaminent ainsi les sols environnants et les sols alluviaux en aval. L'altération de ces fragments libère des ions métalliques dans le sol, qui, sous cette forme, deviennent potentiellement bio-disponibles (Mansor, 2008).

- Les industries, principalement métallurgiques, pétrochimiques et électroniques (Tableau 1), émettent de nombreux types de produits polluants, des poussières, des aérosols et des résidus de processus de transformation, notamment des processus de combustion incomplète ou de refonte de matériaux utilisés. Aussi, l'introduction de technologies à haute température dans les processus de fusion et de combustion des carburants fossiles (charbon, fuels...) a augmenté considérablement le taux de libération pour certains métaux qui sont susceptibles de parcourir des centaines, voire des milliers de kilomètres à partir de leur source (Mansor, 2008).
- Les amendements agricoles incluant les engrais organiques, les pesticides, les fertilisants en oligo-éléments (cuivre, zinc, manganèse...), les fumiers, les lisiers, les épandages, les boues des stations d'épuration, les composts urbains et les produits de traitement phytosanitaires (sels de cuivre, arséniate de plomb), etc.

Ils apportent des métaux dans des sols qui en contiennent déjà. Même si les additions à l'origine ne sont pas à des concentrations suffisamment élevées pour être toxiques, les seuils critiques peuvent être atteints avec les applications répétées (Saidi, 2004).

Les processus naturels ne conduisent que rarement à des concentrations élevées des ETM dans l'environnement contrairement aux apports anthropiques qui s'ajoutent aux apports naturels et font augmenter les concentrations en ETM dans les sols, les eaux et l'air (Tableau 2) (Galloway et al., 1982). La forme chimique des apports en ETM est souvent plus disponible pour les êtres vivants que celle des éléments d'origine naturelle. Ils présentent donc, plus de risque pour les écosystèmes (Tremel-Schaub and Feix, 2005).

Tableau 1. Les sources anthropogéniques de certains métaux lourds spécifiques dans l'environnement

ETM	Sources	Références
As	Pesticides, préservation du bois	Thangavel and Subbhuraam (2004)
Cd	Peinture, pigments, stabilisateurs plastiques, incinération de matières plastiques contenant du cadmium, engrais phosphatés...	Salem et al. (2000) ; Pulford and Watson (2003)
Cr	Tanneries, industries de l'acier, cendres...	Khan et al. (2007)
Cu	Pesticides, engrais...	Khan et al. (2007)

Hg	Libération à partir de l'exploitation minière Au-Ag, la combustion du charbon, les déchets médicaux...	Memon et al. (2001) ; Wuana and Okieimen (2011) ; Rodrigues et al. (2012)
Ni	Les affluents industriels, les appareils de cuisine, les instruments chirurgicaux, les alliages d'acier, les automobiles, les batteries...	Tariq et al. (2006)
Pb	Émission aérienne de la combustion des combustibles au plomb, fabrication des batteries, herbicides et insecticides...	Thangavel and Subbhuraam (2004) ; Wuana and Okieimen (2011)

2.3 Les éléments traces métalliques dans les sédiments :

Les sédiments sont représentés par des apports allochtones ou autochtones, organiques ou minérales, arrivant ou se déposant dans un écosystème aquatiques sous diverses formes dissoutes et particulaires. Ces deux fractions sont transportées par les cours d'eau et peuvent être déposées dans le milieu (rivière, oued, etc.) avant d'atteindre le bassin de sédimentation (Lac, Barrage, Mer, etc.). Les sédiments sont la conséquence de l'érosion des affleurements rocheux et des sols.

Différents facteurs influencent la sédimentation des particules comme par exemple : le débit, la direction et la stabilité du courant, les turbulences, la forme et la profondeur des cours d'eau, la taille des particules, etc.

Afin qu'une particule sédimente, la vitesse du courant doit descendre sous une valeur critique d'autant plus faible que la particule est petite. Selon Capilla (2003), sur une échelle de temps courte (de l'ordre de l'année), deux comportements alternent : en période d'étiage, les faibles courants favorisent le dépôt des sédiments ; en période de crue au contraire, la forte érosion augmente le nombre des particules en suspension. Sur une échelle de temps plus longue, la tendance globale de sédimentation peut avoir lieu dans les zones de faible vitesse, ainsi que dans les estuaires où s'ajoutent les mécanismes chimiques (Elazhari, 2013).

2.4 Sources des métaux dans les sédiments de surface :

L'origine des éléments métalliques dans les sédiments peut être soit naturel, soit anthropique. Suite au développement industriel, les métaux sont d'avantage utilisés dans la nouvelle technologie (métallurgique et électronique). L'activité minière et ses industries associées restent les sources principales des métaux lourds dans les sédiments. Cependant, il existe d'autres sources (Callender, 2003; Mohcine et al.) :

- Les engrais et pesticides utilisés dans le domaine agricole,
- Les déchetteries des villes et les déchets médicaux,
- Les émissions des unités industrielles,
- Les affluents des égouts et boues.

Naturellement, les métaux sont présents dans la croûte terrestre, la distribution de leurs concentrations est hétérogène à la surface du globe (Garret, 2000). L'altération et la désagrégation des roches (érosion mécanique), ainsi que leurs dissolutions par voie chimique (acide carbonique ou humique) peuvent induire un enrichissement de l'eau en éléments métalliques. L'eau transporte les débris rocheux et les divers sels en solution vers l'aval, et dès que la vitesse du cours d'eau diminue (Faible pente), on assiste à une sédimentation des particules en suspension. Dans ces conditions les ETM s'accumulent au fond et dans les berges des cours d'eau. Globalement, les émissions d'éléments traces métalliques d'origine anthropique restent de loin les plus abondants par rapport à ceux d'origine naturelle. Ci-dessous quelques, exemple de comparaison d'émissions anthropique et naturelle (Pb, Zn et As) :

- Pb : D'après Nriagu (1979), Les émissions issues des activités anthropiques constituent 80% du plomb dans l'environnement, tandis que les émissions naturelles sont de 4% et sont souvent sous forme inorganique,
- Zn : D'après Nriagu (1991, 1996), les émissions naturelles ne représentent que 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel.
- As : les émissions naturelles présentent environ 30% des émissions total, tandis que les émissions anthropiques, en constituent 70%, surtout sous forme d'émissions minières et industrielles (Elazhari, 2013).

2.5 La dispersion des ETM:

La dispersion des ETM dans l'environnement à partir des différentes sources s'effectue sous forme dissoute dans l'eau et sous forme particulaire dans l'atmosphère pour les éléments désignés comme atmosphiles (parmi ceux-ci, Cu ; Zn ; Cd ; Ag ; Sb ; Sn ; Hg ; et Pb), ou même sous forme de composés volatils (dans l'atmosphère).

Parmi les vecteurs de dispersion des ETM dans l'environnement, outre l'atmosphère qui constitue le principal véhicule de pollution contribuant à la contamination de toutes les autres composantes de la biosphère, les eaux et les sédiments peuvent disséminer des métaux traces issus de sources diverses. Les sols constituent un évier géochimique pour ces contaminants (El Aafi, 2016).

Par ailleurs dans un site minier, diverses origines éventuelles de polluants métalliques sont à distinguer. Ces polluants atteignent divers compartiments physiques et cibles biologiques de l'environnement par les différentes voies de dispersion (figure 3).

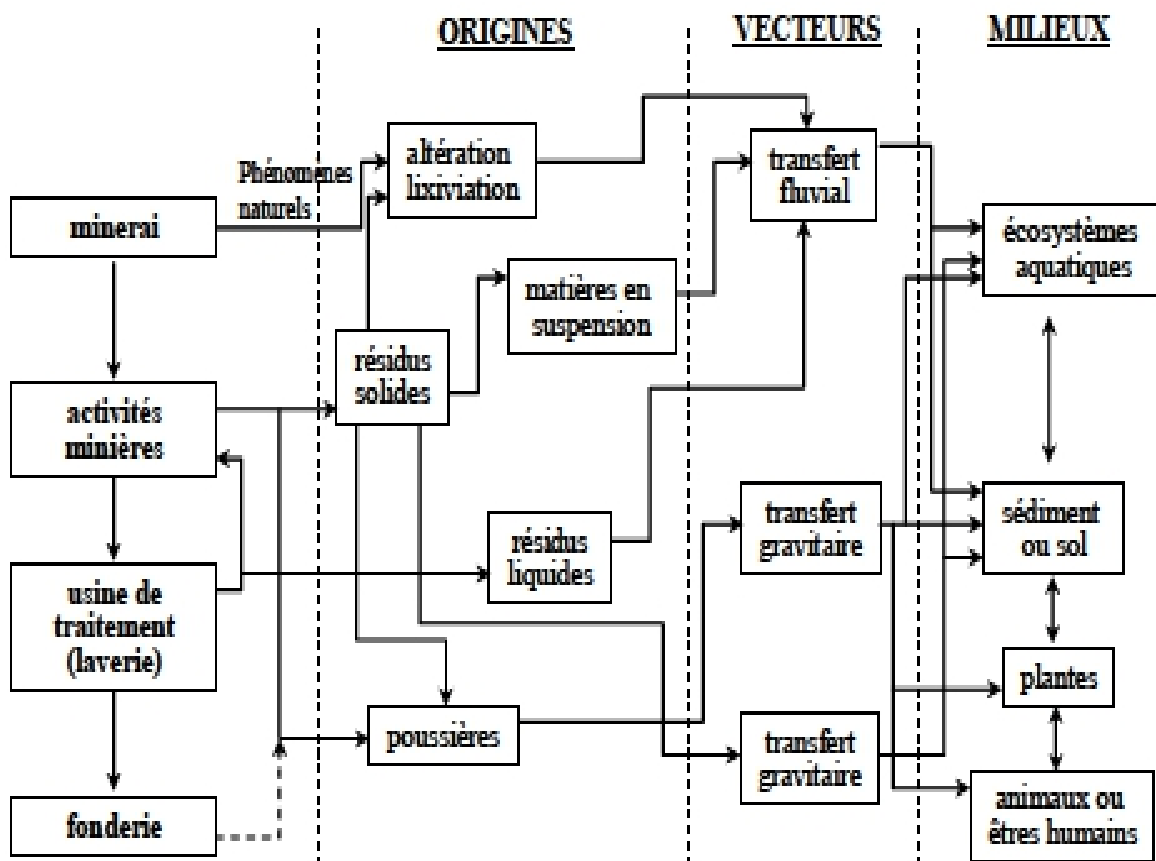


Figure 3 : Voies de dispersion dans l'environnement des polluants provenant de résidus solides miniers (BRGM, 1999).

3. Les ETM, origine et toxicité :

3.1 L'arsenic :

C'est un élément ubiquiste et quasi universel que l'on trouve dans chacun des réservoirs de l'environnement : roches, sols, atmosphère, hydrosphère et biosphère. C'est le 51ème en terme d'abondance dans la couche terrestre (Dictor et al., 2004) où sa teneur moyenne est de 1,5 à 3 mg/kg (John and Leventhal, 1995). Néanmoins certains charbons peuvent atteindre des taux allant jusqu'à 1500 mg/kg (Piver, 1983).

a- Origine :

Il existe plusieurs sources de contamination par l'arsenic :

- L'agriculture : On le retrouve dans certains sols agricoles suite à des traitements antifongiques pour les semences et l'application d'insecticides sur les cultures, notamment en viticulture et arboriculture (Tremel-Schaub and Feix, 2005).
- L'industrie en particulier l'industrie minière et métallurgique de cuivre, de plomb, de zinc et de l'or, qui rejette des quantités notables d'arsenic dans la nature. Aussi, l'arsenic et ses dérivés sont employés dans le traitement du bois sous pression, la fabrication d'émail et de céramique en verrerie, le durcissement des alliages de cuivre et de plomb en métallurgie. L'arsenic peut être utilisé aussi dans les feux d'artifice, les microprocesseurs et les éléments photoélectriques dans l'industrie de l'électronique où l'arséniure de gallium qui représente un nouveau semi-conducteur très prometteur (Tremel-Schaub and Feix, 2005).
- Les mines : L'arsenic est naturellement présent dans les roches et les minerais d'arsenic et les minerais d'autres métaux comme le Fer, le Cu, l'Ag, l'Au, le Zn, le Cd, le Hg, l'U, le Sn, le Pb, le Se, le Ni, le Co (Boyle and Jonasson, 1973; Criddle and Stanley, 2012). Pendant l'extraction minière de ces éléments, l'arsenic est mobilisé sous forme gazeuse ou solide en tant que produit secondaire qui peut être dispersé dans les autres compartiments de l'environnement. Même sur les sols où les activités ont cessé, l'érosion éolienne et hydrique des roches, des minerais et des résidus miniers, le lessivage de gisements et de déblais abandonnés contenant l'arsenic, font que la pollution perdure.

b- Toxicité :

L'arsenic est l'un des composés les plus toxiques puisqu'il occupe la première position dans la liste des éléments toxiques élaborés par l'agence des substances toxiques (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (ASTDR), sur la base de sa prévalence dans les sites pollués et de sa toxicité potentielle élevée pour l'homme du fait qu'il est facilement absorbé par la voie digestive. La toxicité de l'arsenic dépend de sa nature chimique : l'arsenic inorganique (pure ou quand il est lié à l'oxygène, au chlore ou au soufre) est beaucoup plus toxique que l'arsenic organique (quand il est chimiquement lié au carbone ou à l'hydrogène).

L'exposition chronique à l'arsenic entraîne des troubles cutanés de type d'hyperkératose palmaire et plantaire et de pigmentation noirâtre des plantes de pieds (maladie des pieds noirs). L'arsenic est aussi classifié comme une substance cancérigène pour l'homme (Tremel-Schaub and Feix, 2005).

Chez les plantes, l'arsenic est phytotoxique, l'ion arsénite étant plus phytotoxique que l'ion arséniate (Oremland and Stolz, 2003). Ce dernier est un analogue chimique du phosphate, et il est incorporé dans les cellules racinaires à travers les transporteurs de phosphate (Zhao et al., 2009). Une fois à l'intérieur, l'arséniate peut inhiber la phosphorylation au niveau des membranes mitochondriales (Finnegan and Chen, 2012). A des concentrations élevées, l'As réduit la photosynthèse et le rendement des cultures en influençant la capacité reproductive de la plante et la production du fruit (Garg and Singla, 2011). Aussi, il s'accumule dans les parties racinaires et foliaires (Bergqvist and Greger, 2012).

3.2 Le cadmium :

Le cadmium est un métal relativement rare dans la croûte terrestre (0,2 mg/kg), 67ème élément par ordre d'abondance dans la lithosphère. C'est un élément naturel présent dans certains minerais sous forme d'impuretés. Il ne se trouve pas à l'état élémentaire dans la nature ; il est généralement présent dans des minerais de zinc ou de plomb. Il peut se former suite à une altération et une érosion des roches cadmifères et constituer également un produit de raffinage d'autres métaux tel que le Cu, le Pb et le Zn.

La concentration normale en cadmium dans l'air et dans l'eau est de 0,001µg/m³ et 1µg/l respectivement (Haguenoer and Furon, 1982). Dans les sols, la concentration en cadmium est

de 0,1 à 11ppm selon qu'il dérive des roches éruptives, métamorphiques ou sédimentaires (Weissenhorn, 1994).

a- Origine :

Le cadmium est introduit dans l'environnement à partir des sources naturelles par sa libération en grande partie dans les rivières lors de l'usure de la roche ou par sa libération lors des feux de forêts. En plus des apports naturels, les apports anthropiques de cadmium dans les sols sont importants (Wuana and Okieimen, 2011). Il est très utilisé en électronique suite à sa forte résistance contre la corrosion et son apparence brillante. Il est utilisé dans l'industrie des automobiles, des avions, des navires, dans le domaine des constructions et des moyens de communications...etc. Les sulfures de cadmium sont utilisés comme colorants dans diverses industries : plastiques, céramique, peintures et textiles. Le cadmium est aussi un produit de base dans l'industrie des batteries grâce à sa parfaite réversibilité lors des réactions électrochimiques sur un large intervalle de température, sa faible vitesse d'autodécharge et sa récupération facile à partir des batteries usées. Aussi dans l'industrie minière de plomb et de zinc, car les teneurs en cadmium sont élevées dans les sols de surface voisins de mines de plomb et de zinc et plus particulièrement près des fonderies (Valerio et al., 1995). Aussi, on peut trouver le cadmium dans les sols agricoles suite à des traitements par des engrais phosphatés (Tremel-Schaub and Feix, 2005).

b- Toxicité :

Le cadmium occupe la septième position dans la liste des substances toxiques. Le cadmium n'est essentiel pour aucune fonction biologique et a une toxicité élevée pour l'homme (Perronnet et al., 2000), l'exposition chronique excessive au cadmium peut entraîner une insuffisance rénale, une pathologie osseuse (Itaï Itaï, décrit au Japon), voire favoriser une hypertension artérielle. Le cadmium est bioaccumulable et répertorié comme toxique, il est considéré comme cancérigène pour l'homme et il présente des effets génotoxique. Il est assez mobile et facilement disponible, il risque soit de passer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux pour lesquelles il présente une forte phytodisponibilité, il peut s'accumuler dans les racines ou les parties aériennes (Grant et al., 1998), comme il peut migrer en profondeur pour aller contaminer les nappes phréatiques (Jacobs and Foreman, 2005).

3.3 . Le cuivre :

Le cuivre est assez fréquent dans la nature, sous forme par exemple de chalcopyrite. Ses caractéristiques chimiques n'autorisent cependant pas l'existence de fortes concentrations dans les eaux naturelles. La composition moyenne de la croûte terrestre en cuivre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg selon les auteurs (Baize, 1997).

a- Origine :

Le cuivre est présent dans l'environnement suite aux processus naturels tels que les éruptions volcaniques, les incendies de forêts et l'érosion naturelle comme la désagrégation par les intempéries et l'abrasion des roches, des sols et des sédiments par le vent et l'eau. Une fraction faible mais néanmoins significative de cuivre naturel est constamment en mouvement et transportée dans l'environnement. Outre les apports naturels, le cuivre peut provenir des utilisations anthropiques, ils résultent de trois groupes d'activités.

- Sources agricoles : Les traitements fongicides sous forme de sulfate et lisiers, pesticides, et engrais ;
- Sources industrielles : Le cuivre est un contaminant qui accompagne notamment le zinc, le plomb et le cadmium dans les activités métallurgiques des métaux non ferreux. Les activités d'extraction et d'exploitation du minerai de cuivre. Les sels de cuivre sont utilisés dans l'industrie de la photographie, les tanneries, l'industrie textile, les traitements de surface (circuits imprimés, galvanoplastie, dépôts chimiques...)(Goyer, 1981; Yong et al., 1992);
- Sources urbaines : Boues de station d'épuration, composts d'ordures ménagères (Baize, 1997).

b- Toxicité :

Le cuivre est un élément essentiel aussi bien pour l'homme que pour la plante (Welch and Shuman, 1995). Il semble poser plus de problèmes de carence chez les végétaux, le bétail et l'homme, que de toxicité. L'intoxication n'est atteinte qu'à des doses très importantes. Les manifestations pathologiques chez l'homme sont plutôt liées à une carence en cuivre qui entraîne une anémie résistante au traitement par le fer, des retards de croissance associés à des troubles du métabolisme osseux, des lésions cardiaques, des troubles du système nerveux, etc. (Bourrellet et al., 1998).

Cependant, chez les plantes, le cuivre peut provoquer une phytotoxicité dans certains cas. Il induit des symptômes de chlorose ferrique et une diminution de l'absorption du fer et du phosphore (Loué, 1993). Il induit également une réduction de la photosynthèse et une réduction de la croissance des feuilles et des racines (Mateos-Naranjo et al., 2008; Pedersen et al., 2000) et il diminue la nodulation des légumineuses même à faible concentration (Kopittke et al., 2007). Le cuivre s'accumule dans les racines et pour cette raison sa concentration dans les plantes est très bien réglementée (Kopittke et al., 2007; Pedersen et al., 2000).

3.4 Le plomb :

Le plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. On le trouve principalement dans les minerais comme la galène (PbS). La concentration moyenne en plomb de la croûte terrestre est de l'ordre de 13 à 16 mg/kg.

De nombreux auteurs s'accorderaient pour affirmer que les sols non contaminés contiendraient 10 à 30 mg/kg, tandis que les sols situés loin des centres urbains et industriels mais affectés par des contaminations diffuses présenteraient des concentrations comprises entre 30 et 100 mg/kg. Des concentrations supérieures à 110ppm de plomb traduiraient l'existence d'une source polluante à proximité (Juste et al., 1995).

a- Origine :

Les émissions de plomb peuvent provenir des poussières volcaniques véhiculées par le vent, elles sont reconnues d'une importance mineure. D'autres processus naturels, comme la dégradation et l'érosion du sol et les feux de forêt, contribuent de façon significative à la libération de plomb. Mais généralement, ces processus naturels ne conduisent que rarement à des concentrations élevées de plomb dans l'environnement contrairement aux apports anthropogènes qui résultent de quatre groupes d'activités :

- Les sources principales sont liées à l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion. Le métal est rejeté par les gaz d'échappement sous forme d'aérosols ou de poussières associant le plomb, le brome et le chlore. Une partie de ces composés se dépose sur les couches supérieures de l'atmosphère. On estime que plus de 95% du plomb susceptible de contaminer l'environnement par retombées atmosphériques aurait pour origine le trafic automobile;

- Les sources industrielles : le plomb peut être libéré dans leur environnement par des usines traitant le minerai ou réalisant la récupération des batteries ou encore pratiquant l'affinage du plomb ;
- Les sources urbaines : boues des stations d'épuration. Aussi dans les eaux de distribution, le plomb peut provenir de la corrosion des canalisations ;
- Les sources agricoles : Certains pesticides à base de plomb (arséniates) ont été employés autrefois dans des terrains agricoles (Baize, 1997; El Aafi, 2016).

b- Toxicité :

Le plomb n'est ni essentiel ni bénéfique pour les êtres vivants. Il est très toxique pour l'homme, car il occupe la deuxième position dans la liste des substances toxiques. Ses effets concernent le système cardio-vasculaire, le système nerveux central et périphérique et les reins, voire le système auditif et visuel (Fergusson, 1990; Plumlee and Nash, 1995). Le fœtus et le jeune enfant sont particulièrement sensibles à l'effet toxique neurocomportemental du plomb, caractérisé par une baisse peu ou pas réversible des facultés cognitives (Goyer and Clarkson, 1996).

Chez les plantes, le plomb diminue la croissance des racines spécialement les racines principales même en présence de faibles concentrations. Elles deviennent épaisses, courtes et très ramifiées. Aussi, des précipitations de plomb ont été observées dans les zones apicales chez les plantes traitées par le plomb (El Aafi, 2016; Kopittke et al., 2007).

3.5 Le zinc :

Le zinc fait partie de la nature. La plupart des roches et de nombreux minéraux en contiennent dans des proportions diverses. Le zinc est également présent de façon naturelle dans l'air, l'eau et le sol. La concentration naturelle en zinc dans la croûte terrestre varie entre 10 et 300 mg/kg (Malle, 1992), pour une valeur moyenne de 70 mg/kg (de matière sèche). À certains endroits, le zinc a été concentré à des niveaux beaucoup plus importants sous l'influence de procédés géologiques et géochimiques. De telles concentrations, que l'on retrouve à la surface de la terre et dans le sous-sol, font l'objet d'une exploitation sous forme d'extraction de minerais. Le minéral le plus courant à base de zinc est la sphalérite (ZnS). Le zinc métallique est produit à la fois à partir de minerais et du recyclage des produits contenant du zinc.

a- Origine :

Le zinc et ses composés sont naturellement présents dans la croûte terrestre. Les apports naturels de zinc se font principalement par le transport éolien des particules du sol, les émissions liées aux éruptions volcaniques, par génération d'aérosols marins et par émissions suite aux feux de forêts (El Aafi, 2016; INERIS, 2017). Les apports anthropiques de zinc et de ses composés dans l'environnement résultent majoritairement des activités suivantes :

- Les sources minières et industrielles : Traitement du minerai, le raffinage, la galvanisation du fer, la construction de toitures et de gouttières, les piles électriques, les pigments, la protection anticorrosion, la peinture antirouille et les industries pharmaceutiques ;
- Les épandages agricoles : les engrais phosphatés contiennent des quantités significatives (en tant qu'impureté) ;
- Les usures de produits manufacturés : Usure des pneus, Corrosion des toitures et gouttières,
- Incinération d'ordures ménagères et les eaux de station d'épuration (INERIS, 2017).

b- Toxicité :

Le Zn est un élément essentiel et peu toxique pour l'homme et ses dangers résultent plutôt d'une déficience (Bourrelier et al., 1998). Bien que l'homme puisse proportionnellement gérer des quantités importantes de cet élément, trop de zinc peut tout de même provoquer des problèmes de santé importants comme des irritations de la peau, des crampes d'estomac, des vomissements, des nausées et de l'anémie. De très hauts niveaux de zinc peuvent endommager le pancréas et perturber le métabolisme des protéines (ATSDR, 2005).

Le zinc est fortement phyto-disponible, et se trouve en quantité plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Il est peu phyto-toxique (Kim and McBride, 2009; Long et al., 2003), sauf sur les sols fortement pollués. Le zinc affecte la croissance et la production de la matière sèche, en particulier des racines, il affecte aussi la teneur en chlorophylle et d'autres pigments et l'efficacité photosynthétique. Il influence également la nutrition minérale et peut entraîner une déficience en fer induisant la chlorose (El Aafi, 2016; Manivasagaperuma et al., 2012; Sagardoy et al., 2009).

Chapitre III : Cadre juridique, réglementaire et institutionnel en vigueur : le secteur minier et la protection de l'environnement:

1. Références juridiques et réglementaires : Le secteur minier

- Sur le plan institutionnel :

L'activité minière sous le protectorat a été marquée par les faits majeurs suivants :

- Publication du Dahir minier de 1914
- Création de l'Office Chérifien des Phosphates (OCP) en 1920 avec le monopole de l'exploration, l'exploitation et la commercialisation des phosphates.
- Création du Service des Mines et de la Carte Géologique en 1921.
- Création du Bureau de Recherches et de Participations Minières (BRPM) en 1928 pour développer les autres substances minières et énergétiques en partenariat avec les opérateurs privés. À la fin du protectorat cet organisme avait des participations dans plus de 30 sociétés.
- Promulgation du dahir du 16 avril 1951 portant règlement minier au Maroc.
- Création d'une coopérative regroupant les artisans miniers de la région de Tafilalet (CADET) en vertu du Dahir n 1-60-019 du 1 Décembre 1960. La région de Figuig sera par la suite intégrée à cette zone donnant naissance à la CADETAF.
- Compte tenu du rôle important que joue le secteur minier dans l'économie nationale, un Ministère de l'Énergie et des Mines a été créé en 1977 dont les attributions et l'organisation ont été définies par le décret no 2-79-293 du 27 Juin 1979 et l'arrêté no 3-81 du 14 Novembre 1980.
- Création de l'Office National des Recherches et d'Exploitations Pétrolières (ONAREP) en 1981 pour mener à bien les recherches en matière d'hydrocarbures, tâche qui était dévolue auparavant au BRPM. Il y a lieu de signaler que le secteur minier national s'était doté dès 1940 d'une association professionnelle qui a connu les appellations successives suivantes : « Groupement des Industries Minières du Maroc », « Chambre Syndicale des Industries Minières du Maroc », « Association des Industries Minières du Maroc » en 1957, et « Fédération de l'Industrie Minérale » depuis 1998 (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, 2013).

- Sur le plan réglementaire :

- Dahir du 9 Rajab 1370 (6 avril 1951) relatif aux mines.
- Aménagement du Dahir du 16 Avril 1951 portant règlement minier à travers une série de Dahir et Décrets.
- Décret n ° 2.14.541 du 8 Août 2014 déterminant les attributions et l'organisation du Ministère de l'Énergie, des Mines, Eau et Environnement – Département de l'Énergie et des Mines- publié au Bulletin Officiel n° 6289 du 8 Décembre 2014.
- Décret n ° 2.15.807 d'application des dispositions de la loi 33.13 sur les mines sur la procédure d'octroi des titres miniers.
- Loi n ° 15-74 relative à la zone minière de Tafilalet et Figuig, publiée au Bulletin Officiel n° 6502 du 22 septembre 2016.
- Loi n ° 33.13 sur les mines, Bulletin Officiel n ° 6380 du 23 juillet 2015 (El Atilah et al., 2018).
- Promulgation du Dahir du 24 Décembre 1960 portant statut du personnel des entreprises minières, plus communément appelé « statut du mineur » qui a fixé les règles particulières qui déterminent les rapports entre travailleurs et employeurs dans les mines (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, 2013).

- Sur le plan des mesures incitatives :

Il s'agit des codes des investissements miniers du 13 Août 1977 et du 29 Décembre 1986 prévoyant une série de mesures incitatives en faveur des investissements dans le secteur minier;

- Dans le domaine de la formation :

L'État a assuré au secteur minier la formation des cadres et techniciens dont il a besoin par la création de 3 écoles :

- L'École Pratique des Mines de Touissit (EPMT) fondée en 1954 pour former les techniciens et agents de maîtrise;
- L'École Nationale de l'Industrie Minérale (ENIM) fondée en 1972, elle forme une centaine d'ingénieurs dans toutes les disciplines ayant une relation avec la mine;
- École des Mines de Marrakech (EMM) : créée en 1975, elle forme chaque année une cinquantaine de techniciens d'agents de maîtrise.

- **Investissements :**

Parallèlement à ces mesures, l'État a dû consentir d'importants efforts sur le plan financier pour mener les recherches de nouvelles substances minérales. Cette mission qui est assurée par le BRPM depuis sa création en 1928 a abouti à la découverte de la presque totalité des gisements métalliques de notre pays. Plusieurs de ces gisements ont pu être découverts grâce aux vestiges des anciens et d'autres étaient des gisements en sub-surface. Pour pallier à la faiblesse des investissements privés dans l'activité minière, l'État à travers le BRPM a dû également s'investir dans l'exploitation et la valorisation minières. Les missions du BRPM ont ainsi été élargies par le Dahir de 1976 à l'exploitation et la valorisation des gîtes minéraux autres que les phosphates en plus des substances énergétiques (charbon, pétrole, uranium, schistes bitumineux, ...). Ceci s'est traduit pour le BRPM par un portefeuille de participations comprenant en 1976 près d'une trentaine de filiales et sociétés en participation.

La stratégie de développement du secteur minier hors phosphates à l'horizon 2025 a été mise en place en 2013 et s'articule autour de trois axes principaux : 1) moderniser la législation minière pour accompagner les ambitions des opérateurs miniers et attirer d'autres investisseurs, notamment étrangers, 2) accélérer le rythme de la cartographie géologique pour couvrir l'ensemble du territoire, et 3) restructurer l'activité minière artisanale. L'objectif est de multiplier par deux le nombre d'emplois, par trois le nombre de transactions et par dix le volume d'investissement (El Atillah et al., 2018).

2. Références juridiques et réglementaires : Le secteur de l'environnement

Au Maroc, la loi 11-03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement promulguée par le Dahir n° 1-03-59 du 12 mai 2003 (B.O. n° 5118 du 19 juin 2003) ainsi que la loi 12-03 relative aux études d'impact sur l'environnement promulguée par le Dahir n° 1-03-60 du 12 mai 2003 (B.O. n° 5118 du 19 juin 2003) donnent la définition de l'environnement suivante : « l'ensemble des éléments naturels et des établissements humains ainsi que les facteurs économiques, sociaux et culturels favorisant l'existence et le développement des organismes vivants et des activités humaines ».

L'attention de l'exploitant est attirée sur la parfaite connaissance du contenu ainsi que sur le respect de toutes les lois liées à l'activité du projet d'exploitation notamment :

2.1. Législation relative à la réglementation de l'exploitation des carrières :

- Le Dahir du 05 mai 1914, réglementant l'exploitation des carrières, tel que modifié et complété par le Dahir du 25 juin 1917 et du 7 octobre 1929
- Le Dahir n 1-02-130 de rabii 2 1423 (13 juin 2002) portant sur la promulgation de la loi n 08-01 relative à l'exploitation des carrières.
- Le Code du Travail (loi 65-99)
- la loi 22-80 relative à la conservation des Monuments historiques et des sites, des inscriptions, des objets d'art et d'Antiquité.
- Décret n° 2-57-1647 du 24 jourmada I 1377 (17 décembre 1957) fixant certaines règles d'application des dispositions du dahir du 9 rejeb 1370 (16 avril 1951) portant règlement minier au Maroc, relatives aux taxes d'institution ou de renouvellement des titres miniers, à la taxe annuelle des concessions, ainsi qu'aux obligations de travaux à la charge des concessionnaires et des permissionnaires de recherche ou d'exploitation des mines.
- la circulaire conjointe n° 87 du 08 juin 1994 entre les ministres de l'intérieur, l'équipement et l'agriculture au sujet de l'ouverture et du contrôle des carrières.
- Circulaire concernant les autorisations de l'exploitation des carrières (Ministère de l'Équipement et du Transport, 2002).

2.2. Législation relative aux études d'impact sur l'environnement :

- Dahir n° 1-03-60 du 10 rabii I 1424 (12 mai 2003) portant promulgation de la loi n° 12 -03 relative aux études d'impact sur l'environnement.
- Loi 12-03 relative aux Etudes d'Impact sur l'Environnement (bulletin officiel du 19/06/2003),
- Les décrets 2-04-263 et 2-04-264 relatifs à l'application de la loi 12-03,
- Le Dahir du 25 aout 1914 relatif aux établissements insalubres, incommodes ou dangereux
- Décret n 2-04-564 fixant les modalités d'organisation et de déroulement de l'enquête publique relative aux projets soumis à l'étude d'impact environnementale.
- Décret n 2-04-563 relatif aux attributions et au fonctionnement du comité national et des comités régionaux des études d'impact sur l'environnement (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, 2003c).

2.3. Législation relative à la lutte contre la pollution de l'air :

- Dahir n° 1-03-61 du 10 rabii I 1424 (12 mai 2003) portant promulgation de la loi n° 13 -03 relative à la lutte contre la pollution de l'air.
- Loi n 13-03, relative à la lutte contre la pollution de l'air
- Décret 2-09-286 et la Loi 2-09-631, relatifs à la fixation des normes de qualité de l'air,
- Décret n° 2-09-631 du 23 rejeb 1431 (6 juillet 2010) fixant les valeurs limites de dégagement, d'émission ou de rejet de polluants dans l'air émanant de sources de pollution fixes et les modalités de leur contrôle (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, 2003a).

2.4. Législation relative à la gestion de l'eau :

- Dahir n° 1-95-154 du 18 rabii I 1416 (16 août 1995) portant promulgation de la loi n° 10-95 sur l'eau.
- Dahir n° 1-99-174 du 16 rabii I 1420 (30 juin 1999) portant promulgation de la loi n° 19-98 modifiant et complétant la loi n° 10-95 sur l'eau .
- Loi 10-95 sur l'eau promulguée en 1995, renouvelée en loi 36-15.
- Décret n° 1275-02 définissant la grille de qualité des eaux de surface.
- Décret n° 2-04-553 du 13 hija 1425 (24 janvier 2005) relatif aux déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines.
- Décret n° 2-97-224 du 21 jomada II 1418 (24 octobre 1997) fixant les conditions d'accumulation artificielle des eaux.
- Décret n° 2-07-96 du 19 moharrem 1430 (16 janvier 2009) fixant la procédure d'octroi des autorisations et des concessions relatives au domaine public hydraulique.
- Décret n° 2-00-474 du 17 chaabane 1421 (14 novembre 2000) fixant la procédure de reconnaissance de droits acquis sur le domaine public hydraulique.
- Décret n° 2-97-875 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif à l'utilisation des eaux usées.
- Décret n° 2-97-787 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif aux normes de qualité des eaux et à l'inventaire du degré de pollution des eaux.
- Décret n° 2-05-1326 du 29 jomada II 1427 (25 juillet 2006) relatif aux eaux à usage alimentaire.

- Décret n° 2-97-488 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif à la composition et au fonctionnement des commissions préfectorales et provinciales de l'eau.
- Décret n° 2-97-414 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif aux modalités de fixation et de recouvrement de la redevance pour utilisation de l'eau du domaine public hydraulique.
- Décret n° 2-97-489 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif à la délimitation du domaine public hydraulique à la correction des cours d'eau et à l'extraction des matériaux.
- Arrêté conjoint du ministre de l'intérieur, du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, du ministre de l'industrie, du commerce et des nouvelles technologies et du ministre de l'artisanat n° 2944-13 du 1er hija 1434 (7 octobre 2013) fixant les grandeurs caractéristiques et les coefficients spécifiques de pollution des activités industrielles.
- Arrêté n° 2283-03 du 29 chaoual 1424 (24 décembre 2003) relatif aux redevances d'utilisation de l'eau du domaine public hydraulique pour l'approvisionnement en eau des populations.
- Arrêté n° 1443-02 du 3 chaâbane 1423 (10 octobre 2002) portant fixation des termes de référence de l'étude des répercussions sur le domaine public hydraulique (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, 2015).

2.5. Législation relative à la mise en valeur de l'environnement :

- Dahir n° 1-03-59 du 10 rabii I 1424 (12 mai 2003) portant promulgation de la loi n° 11 -03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement.
- Loi n 11-03 relative à la protection et la mise en valeur de l'environnement (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, 2003b)

2.6. Loi portant charte communale :

- Dahir n 1 -02-297 du 25 rajab 1423 (2002) portant promulgation de la loi n 78-00 portant sur la charte communale.
- La charte communale (loi 78-00)

2.7. Législation relative aux traitements des déchets :

- Dahir n ° 1-06-153 du 30 chaoual 1427 portant promulgation de la loi n ° 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination. (B.O. n ° 5480 du 7 décembre 2006).
- Loi 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination.
- Décret n° 2-14-85 du 28 rabii I 1436 (20 janvier 2015) relatif à la gestion des déchets dangereux.
- Arrêté de la ministre déléguée auprès du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, chargée de l'environnement n° 3184-15 du 9 hija 1436 (23 septembre 2015) pris pour l'application des articles 5, 6, 7 et 11 du décret n° 2-14-85 du 28 rabii I 1436 (20 janvier 2015) relatif à la gestion des déchets dangereux (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, 2006).

2.8. Législation relative à l'exploitation et la conservation de la forêt :

- Dahir (20 hija 1335) sur la conservation et l'exploitation des forêts.
- Dahir du 04/03/1925 (BO 647 du 17/03/1925) sur la protection et la délimitation des forêts d'arganier,
- Dahir portant sur la loi 1-76-350 du 20/09/1976 relatif à l'organisation de la participation des populations au développement de l'économie forestière (BO n°3334 du 20/09/1976).
- Décret n° 2-97-657 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif à la délimitation des zones de protection et des périmètres de sauvegarde et d'interdiction.

2.9. Les orientations des documents d'urbanisme et de développement :

- La loi 12-90 relative à l'urbanisme
- Circulaire du premier ministre n 6/2010 du 14 juin 2010-12-06 (l'Espace, 1992)

**DEUXIÈME PARTIE : IMPACT DE
L'EXPLOITATION MINIÈRE SUR
L'ENVIRONNEMENT CAS DE LA
MINE DU HAUT BEHT**

Chapitre 1 : Etat des lieux environnementaux de la zone d'étude

1. Délimitation de la zone d'étude:

1.1. Introduction :

La zone d'étude est délimitée en fonction de la distribution géographique des impacts des activités de la mine et de l'étendu des éléments des milieux physique, biologique et humain. En effet la délimitation finale de la zone d'étude correspond à la coalescence des zones d'influence de ces principaux éléments considérés.

La zone d'étude est localisée au niveau du bassin de Beht qui est un sub-bassin du bassin hydraulique de Sebou. Ce dernier est situé entre les méridiens 3°50' et 6°40' W et les parallèles 33° et 35° N et il occupe une superficie de 40.000 km². Ce bassin comprend le 1/3 des ressources en eau de surface du Maroc, et il est drainé par l'oued Sebou qui prend naissance dans le Moyen Atlas et parcourt environ 500 km avant de rejoindre l'océan Atlantique près de Kenitra.

Le bassin hydrographique du Sebou est le plus riche en ressources en eau au Maroc. Les apports en eau du bassin s'élèvent à plus de 5 Milliards de m³/an, et constitue l'une des régions les plus importantes au niveau national à potentiel en terres irrigables et irriguées et en industries. Toutes ces activités affectent la qualité de l'eau au niveau de ce bassin et provoquent des modifications plus ou moins marquées sur les communautés vivantes (Kenfaoui, 2008).

1.2. Eléments hydrodynamiques :

La zone d'étude, qui est localisée au niveau du bassin hydraulique de Sebou, se situe au niveau du bassin versant d'oued Beht qui est l'un des affluents principaux de l'oued Sebou. Le bassin d'oued Beht occupe la partie sud-ouest du bassin de Sebou et il s'étend sur une superficie de 4118,02 km² (Qaouiyid et al., 2016). La mine du Haut Beht se situe à la limite d'oued Beht et ses deux affluents 1et 2 (Figure 4). La limite adoptée de la zone d'étude est constituée du bassin versant global de l'oued Beht y compris sa partie amont.

Le sens de l'écoulement de l'eau des affluents 1 et 2, est de direction Sud-Nord avant de se jeter dans l'oued Beht.

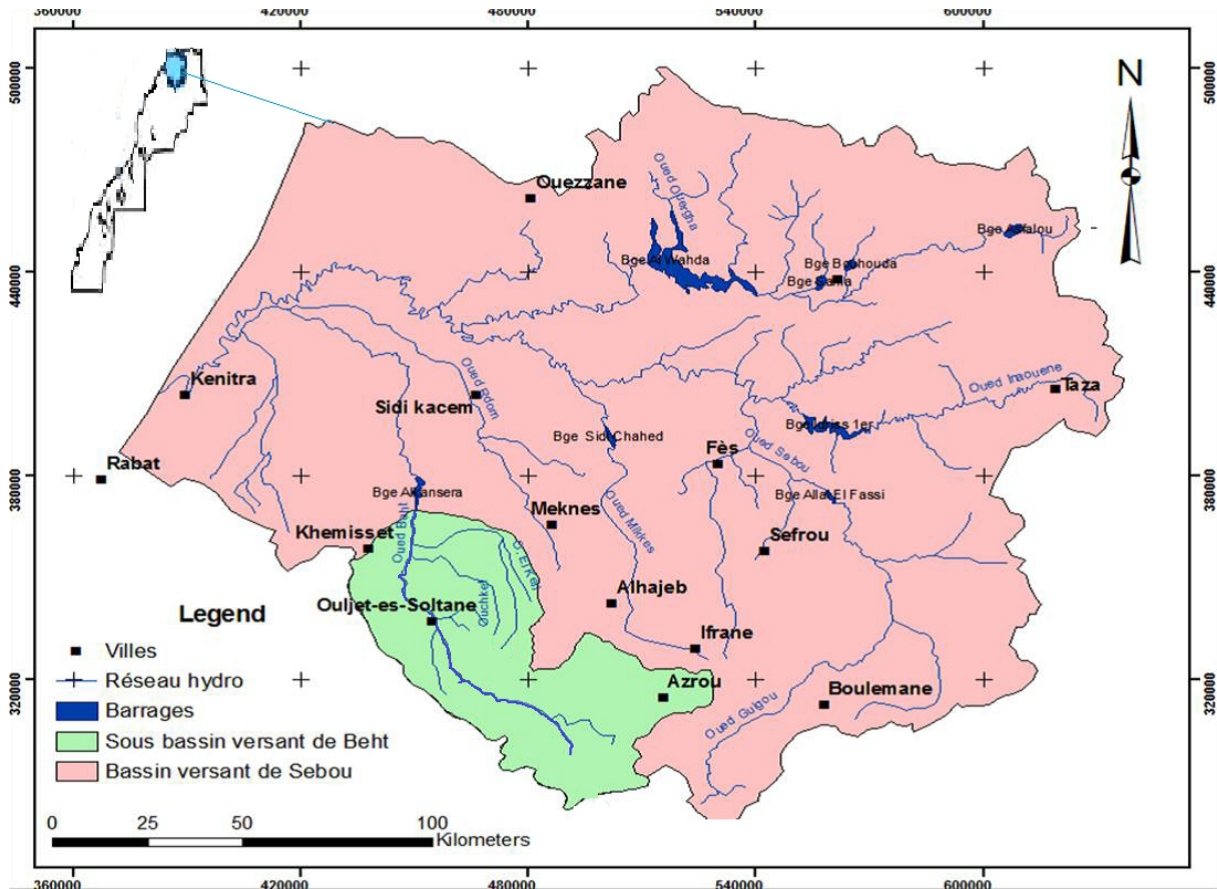


Figure 4 : Situation géographique du Bassin versant de l'Oued Beht dans le contexte du bassin versant de Sebou (ABHS, 2011).

1.3. Biodiversité :

Le site de la mine est situé dans le massif central marocain. La forêt près de la mine présente de très riches peuplements (de 400 à 800 m d'altitude), avec une densité élevée, environ 400 à 450 tiges à l'hectare.

2. Milieu physique :

2.1. Situation géographique :

Le bassin versant de l'Oued Beht, occupe la partie sud-ouest du bassin versant du Sebou au nord-ouest du Maroc (figure 4), Le bassin versant de l'oued Beht est étalé sur une superficie de 4603,77 Km², il est limité au nord par la plaine du Gharb et le plateau de Meknès, au sud par le bassin de l'Oum-Erbia, à l'ouest par le bassin de Bouregreg et à l'est par le Moyen Atlas. Ses limites s'inscrivent entre les méridiens 5° et 6° ouest et les parallèles 33° et 34° nord (Abdallaoui, 1998).

Le bassin de l'oued Beht est allongé et se présente sous la forme d'un rectangle d'environ 155 km de long sur 29 km de large. Le point culminant se trouve à la côte 2057 m (Jbel Bou Ikhitan) et le point le plus bas à la côte 100 m. L'altitude moyenne est de 830 m environ (Abdallaoui, 1998).

2.2. Cadre géologique :

Du point de vue géologique, Le bassin versant de l'oued Beht est constitué de trois unités qui se distinguent par des composantes géologiques et structurales différentes (figure 5):

- La zone extrême ouest des rides pré-rifaines, situé au nord-est, elle est constituée d'un complexe marneux tertiaire surmontant une série marno-calcaire et dolomique du jurassique.
- Le complexe de Mâamora Orientale, situé au nord-ouest du bassin de Beht, couvrant une bande de très faible extension, où les affleurements sont représentés par des sables gréseux du Plio-quaternaire surplombant des marnes miocènes.
- L'oued Beht au sud, qui draine le domaine mesétien à formations primaires.

Pour la plus grande partie, le bassin versant est intégré au domaine morphogénétique d'âge alpin (Abdallaoui, 1998; DGH, 1991). Les principales formations paléozoïques du district de la mine sont : les schistes noirs à graptolites du Silurien (Gothlandien); les schistes micro-conglomératiques ; les quartzites ordoviciens (Ashgillien)(Ben Abbou, 1990; Izart et al., 2001); les schistes jaunes liés à des bancs gréseux et des calcaires du Dévonien (moyen à supérieur) et les formations viséennes constituées de trois unités: l'unité inférieure schisto-gréso-conglomératique, l'unité médiane schisto-calcaire et l'unité supérieure schisto-gréseuse.

La série carbonifère s'accomplit par les flyschs du Namurien. Par ailleurs, le district de la mine est le siège d'un magmatisme d'une part basique exprimé par des sills et des dykes (lamprophyres d'âge 277 ± 4 et dolérites) et d'autre part acide: granite calco-alcalin (apophyses d'oued Beht datées de 243 ± 7 Ma (Jébrak, 1984), microgranites et rhyolites (Remmal et al., 1999). Les terrains du district de la mine sont influencés par un métamorphisme régional épizonal, et de contact (skarns, cornéennes et schistes tachetés) en rapport avec un éventuel pluton masqué dont les apophyses d'oued Beht sont les témoins. Le district de la mine s'inscrit dans une zone de dislocation correspondant à la faille majeure de plusieurs kilomètres de Smaala-Oulmès (NE-SW) (figure 5). Cette faille se termine vers le NE par plusieurs rameaux de même direction et montre des ramifications NNE-SSW (Cailleux, 1974; Izart et al., 2001; Tahiri, 1994; Tahiri and Hoepffner, 1987). Ce système de failles est tronqué, plus au nord, par l'accident chevauchant de Tafoudeit mettant en contact les formations namuriennes et les terrains viséens du district de la mine (Ben Abbou, 1990; Izart et al., 2001; Sebbag, 1970).

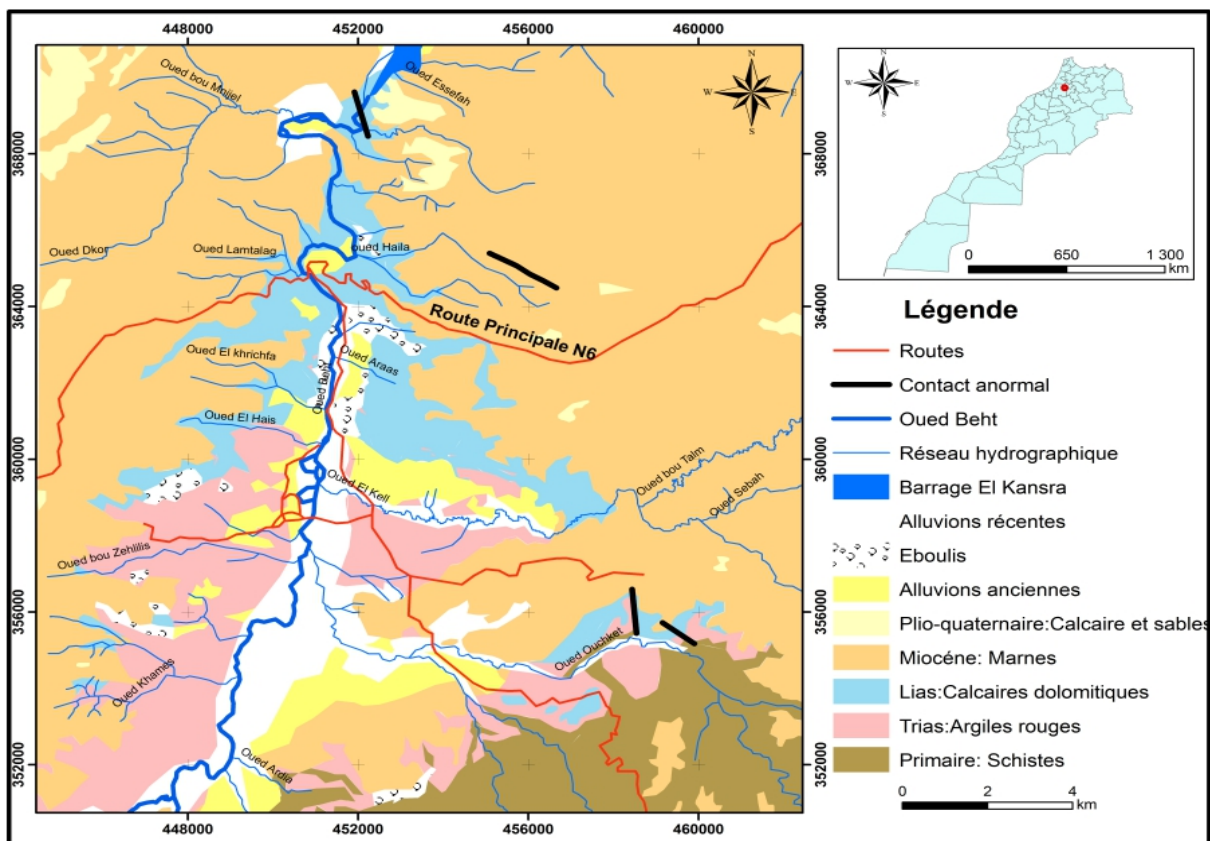


Figure 5. Carte géologique de la zone d'étude (Burger et al., 1951; Laabidi et al., 2014)

2.3. Cadre hydrogéologique du bassin versant de l'Oued Beht :

Le bassin versant de l'oued Beht occupe, au Nord-ouest du Maroc, une superficie de 4432 Km² environ. L'oued Beht prend ses origines aux confluences des oueds Tigrira, et Ifrane à l'Est du bassin versant, avant d'atteindre le Barrage El Kansera, l'oued Beht reçoit les apports des oueds Bouachouch, Kharrouba, Ouchket et El Kell (Lakhili et al., 2015).

Le bassin versant de l'oued Beht fonctionne comme un collecteur chargé de recueillir les pluies et de les transformer en écoulement à l'exutoire. Cette transformation ne va pas sans pertes en eau, lesquelles dépendent des conditions climatologiques régnant sur le bassin, mais aussi des caractéristiques physiques de ce dernier. Le bassin versant peut être caractérisé par sa morphologie (forme, relief, réseau de drainage), la nature du sol et la couverture végétale.

La forme allongée du bassin (Figure 6) favorise le développement probable d'une érosion linéaire potentielle. Le bassin présente une sorte de mosaïque dans laquelle se succèdent des zones de hautes altitudes (supérieures à 2036 m) et des basses altitudes (<136 m).

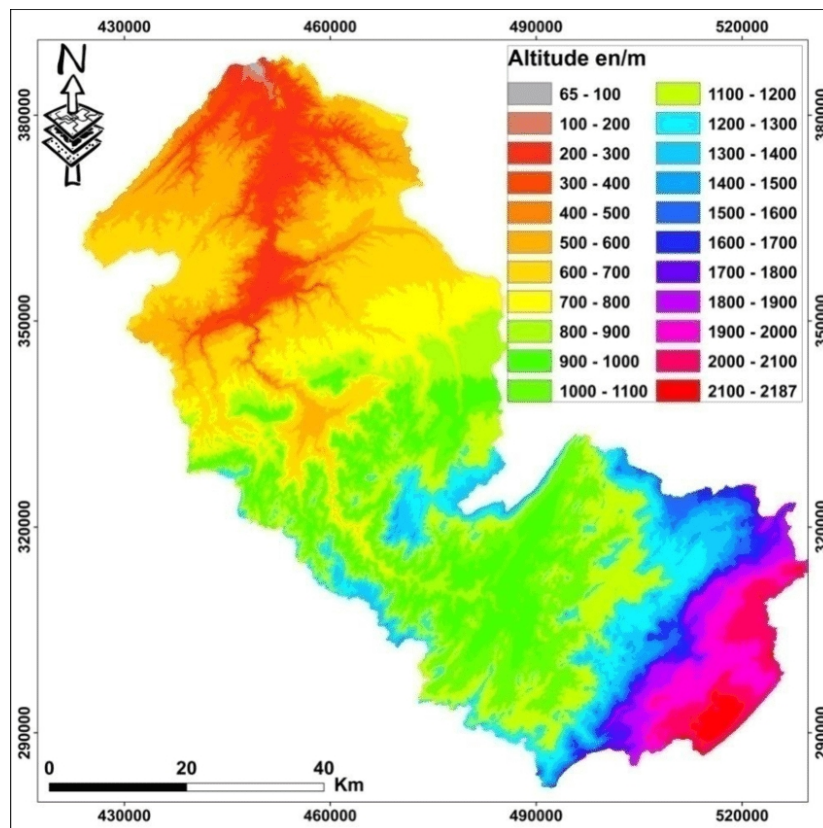


Figure 6: Relief, cadre altitudinal et forme du bassin versant de l'oued Beht (Abdellah El Hmaid, 2016)

Les zones de hautes altitudes figurent dans le Sud du bassin et les zones de basses altitudes se trouvent au Nord à côté Ouljet Soltane - barrage Elkansera. Selon la classification du relief donnée par l'ORSTOM, la valeur de l'indice de pente globale du bassin versant (0,13%) de l'oued Beht montre que le relief est assez faible (Abdellah El Hmaidi, 2016). L'Oued Beht, est pérenne grâce à l'existence de nombreuses sources karstiques (Aouïn Ras elma, Sidi Rached, Amghas, Aghbal). Son bassin versant est découpé en un réseau hydrographique peu dense (Figure 7). Il se compose d'une vallée principale, qui est celle du Beht, dans laquelle débouchent plusieurs affluents. Selon leurs positions par rapport à la vallée principale, ces affluents peuvent être classés en deux ensembles :

- Affluents supérieurs : ce sont les oueds qui drainent la plus haute partie du bassin versant et dont la confluence donne le Beht proprement dit. Il s'agit de l'oued Tigrigra et de l'oued Ifrane.
- Affluents latéraux : ce sont les affluents qui débouchent dans le Beht après la confluence des affluents supérieurs. Sur la rive droite, il y a l'oued Akhrid, l'oued Bou Achouch, l'oued Ouchket, et l'oued El Kell. Et sur la rive gauche se trouve l'oued Berrejline, l'oued Zehlilis et l'oued Dkor.

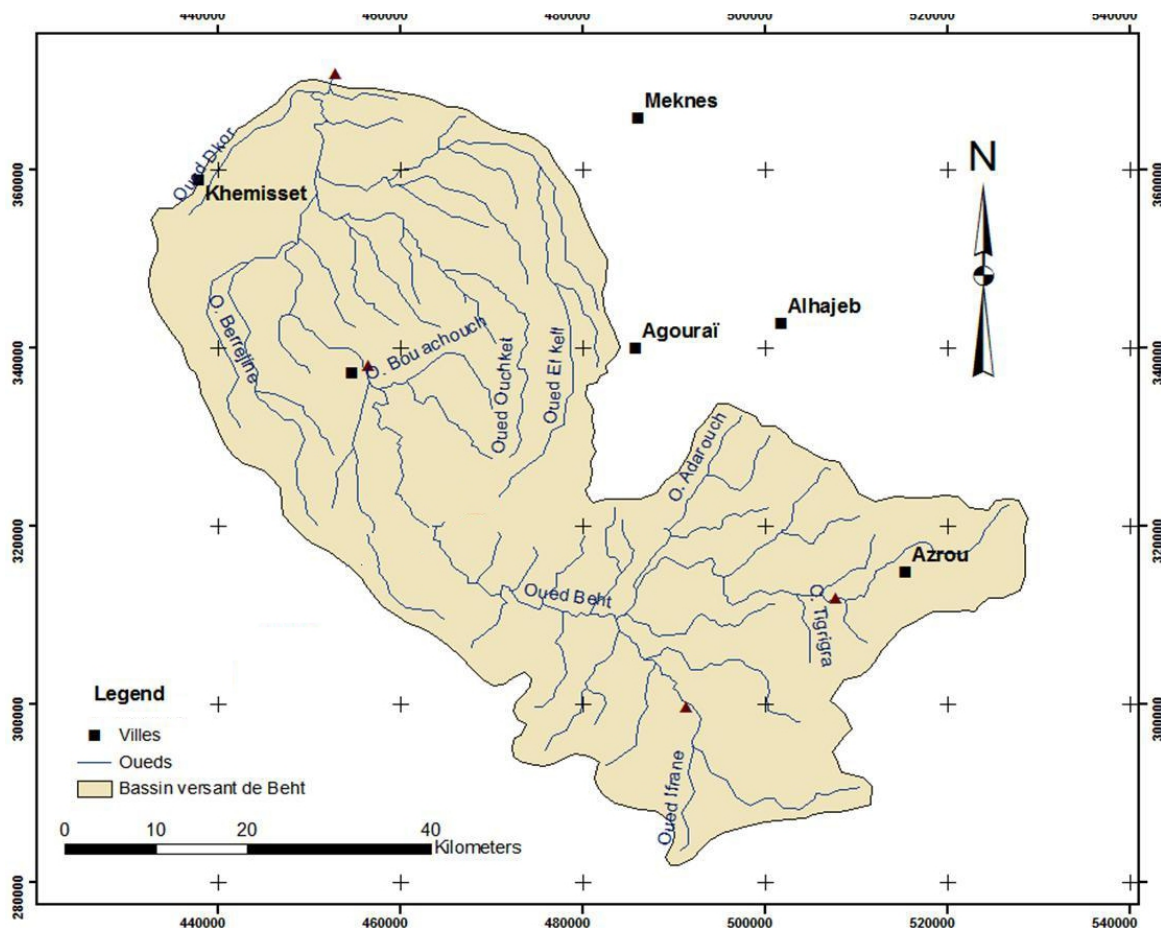


Figure 7 : Carte du réseau hydrographique du bassin versant du Beht en amont d'El Kansera (ABHS, 2011)

2.3.1. Eaux de surface :

Les eaux de surface au niveau du bassin de Sebou constituent une part considérable au niveau national. Dans la zone d'étude cette ressource est représentée par les écoulements de l'oued Beht (Figure 7). Ce dernier est pérenne grâce à l'existence de nombreuses sources karstiques (Aouïn Ras el ma, Sidi Rached, Amghas, Aghbal).

Le bassin versant d'oued Beht est découpé en un réseau hydrographique peu dense. Il se compose d'une vallée principale, qui est celle du Beht, dans laquelle débouchent plusieurs affluents.

Les eaux de surface dans la région sont mobilisées par deux principaux barrages construits sur l'oued Beht pour l'irrigation du périmètre de Sidi Slimane et l'AEPI de Khémisset et Tiflet et la protection contre les inondations (Figure 8) :

- Barrage El Kansra (1931) avec une capacité de 221 Mm³
- Barrage Ouljet Es Soltane (2012) avec une capacité 210 Mm³.

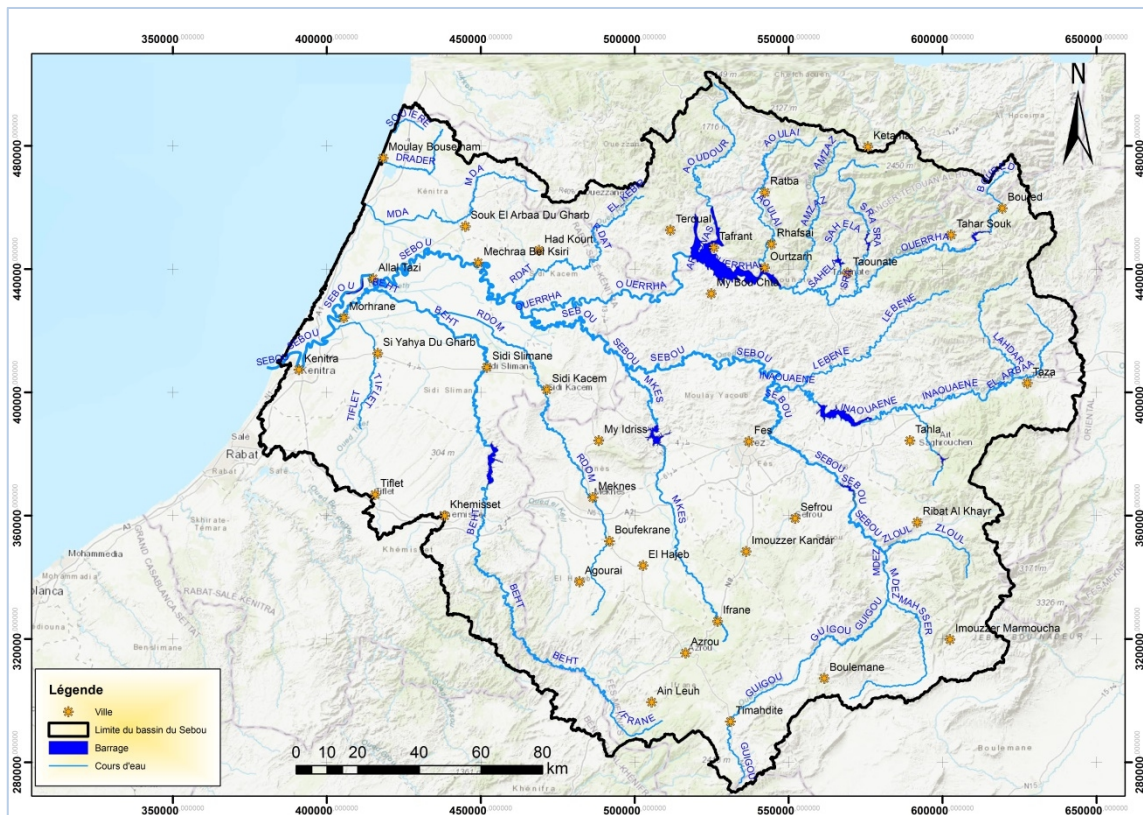


Figure 8 : Carte de répartition des barrages sur le périmètre du bassin de Sebou (ABHS, 2011)

Sur le plan qualitatif, l'eau dans le bassin du Sebou est globalement de bonne qualité sur le haut bassin du Sebou, sur l'oued Inaouène (sauf à l'aval des rejets de la ville de Taza), sur tout le bassin de l'oued Ouergha, sur le haut bassin de l'oued Beht, et sur l'oued Beht en aval de sa confluence avec l'oued Rdom (Figure 9).

La qualité des eaux est mauvaise à très mauvaise sur l'oued Sebou en aval des rejets de la ville de Fès, sur l'oued Beht en aval des rejets de la ville de Sidi Slimane, sur l'oued R'Dom en aval des rejets des villes de Meknès et de Sidi Kacem, ce qui rend difficile l'usage de l'eau pour l'alimentation humaine et animale mais aussi pour l'irrigation de certaines cultures (cultures maraîchères notamment).

Au niveau de la zone d'étude l'eau est de qualité bonne à excellente. Elle devient de mauvaise à très mauvaise en aval de la ville de Khemisset (Figure 9) (Lamhasni et al., 2013).

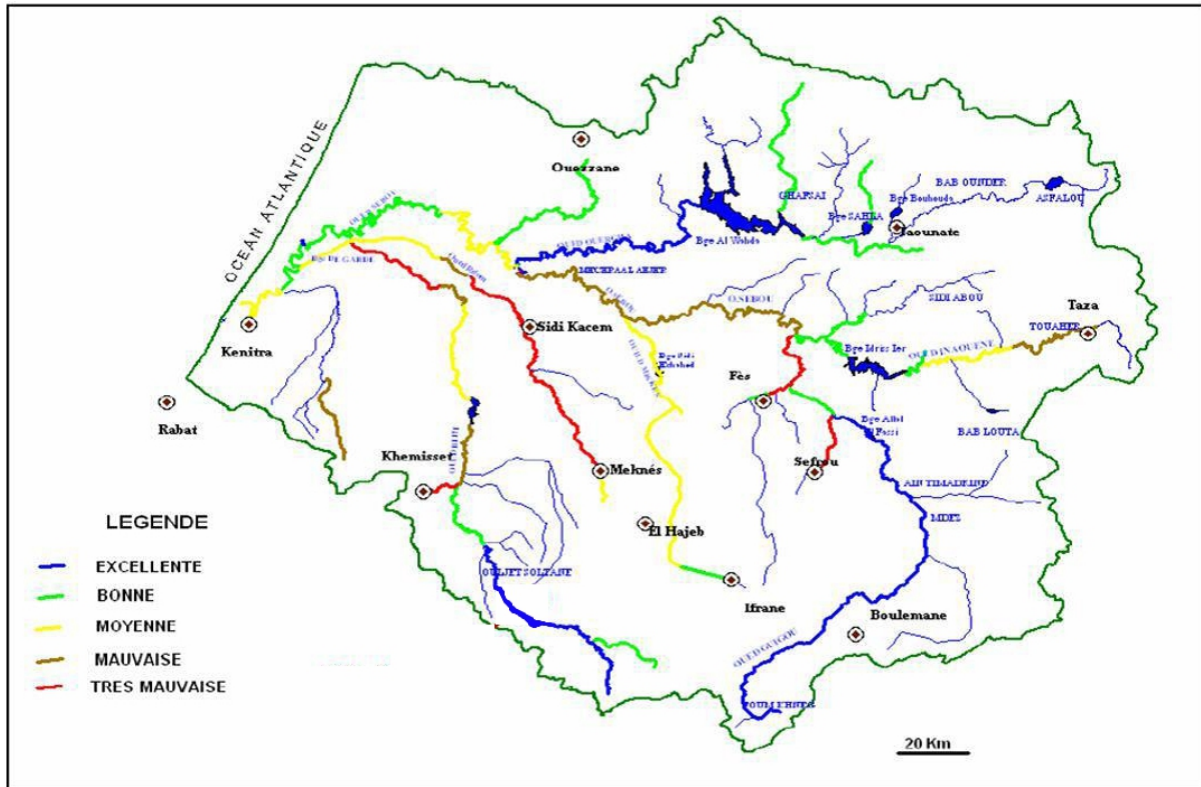


Figure 9 : Qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin (ABHS, 2013)

2.3.2. Eaux souterraines :

A l'échelle de tout le bassin du Sebou, on peut distinguer plusieurs unités hydrogéologiques recelant une douzaine de nappes dont les principales sont : système aquifère du Saiss, complexe des nappes Maâmora - Gharb, nappe des causses moyens Atlasiques, nappe de Bou Agba, nappe du couloir Fès –Taza, la nappe du moyen Atlas plissée et la nappe de Taza (Figure 10).

Sur la figure 10 on note que la zone d'étude ne contient pas de nappe souterraine généralisée. Ces ressources en eau des nappes à étendue localisée sont utilisées sous forme de sources ou de puits dans les alluvions par les populations locales pour l'irrigation des petites parcelles ou l'alimentation en eau potable. A cela s'ajoute les nappes alluviales le long des oueds où on trouve des petites nappes perchées de faible débit (ABHS, 2013).

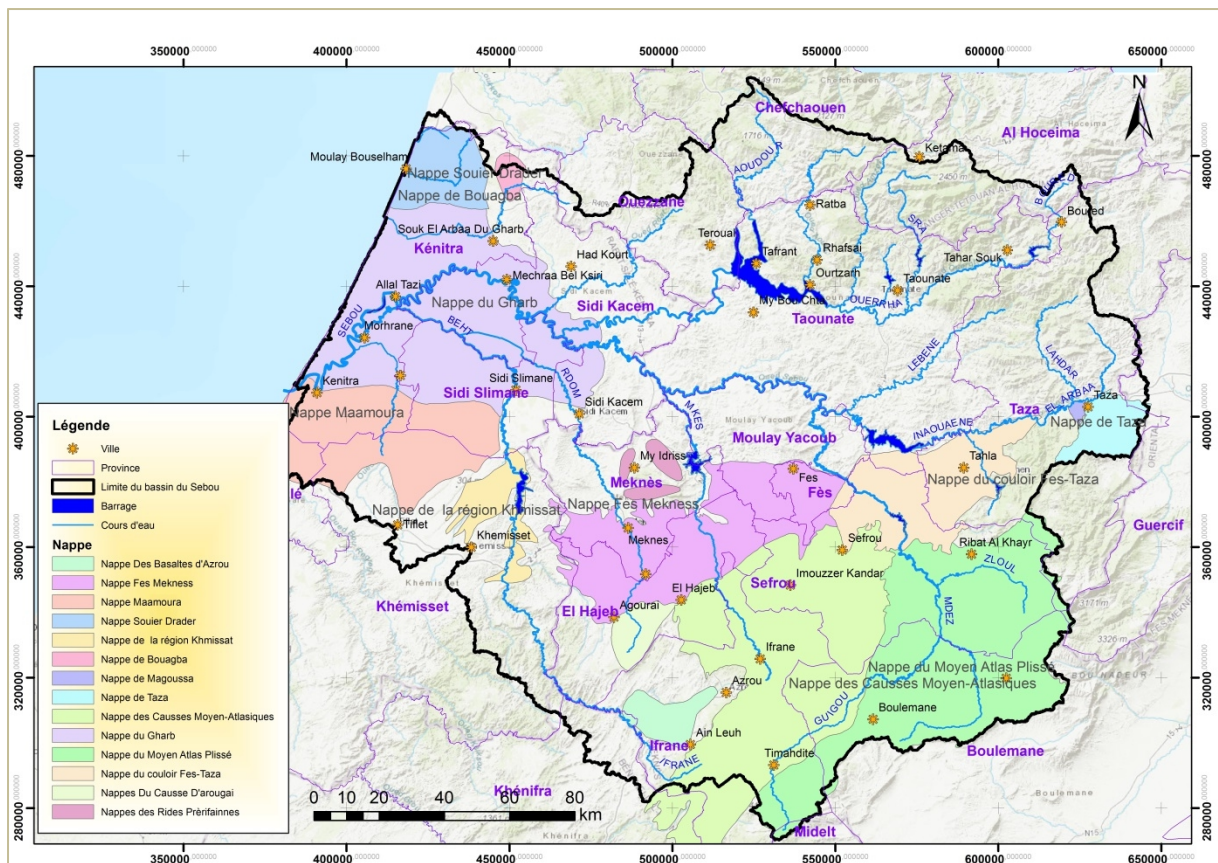


Figure 10 : Répartition des principales nappes souterraines dans le bassin de Sebou (ABHS, 2011)

2.4. Climat:

Le site de la mine se trouve dans le Moyen Atlas. Le climat de la région est de type méditerranéen à influence océanique et devient continental vers l'intérieur. Il se manifeste par des vents pluvieux de secteur Ouest et des précipitations qui diminuent en s'éloignant de la mer et dans les vallées protégées comme celles du Beht ou du haut Sebou avant d'augmenter rapidement sur les versants du Rif. Ces influences de l'altitude, de la latitude et de l'exposition se combinent pour constituer des microclimats locaux où le froid, le gel, la neige et les pluies d'hiver peuvent s'opposer aux chaleurs et orages d'été (Mint chevie, 2010).

Une description climatique du bassin versant d'oued Beht (entre 2006 et 2011) a été réalisée sur la base des données de quatre stations météorologiques (Elkansera, Ouljet-Es- Soltane, Sidi El Mokhfi et Souk el Had) (Tableau 2).fournies par la direction de l'Agence du Bassin Hydraulique de Sebou (ABHS, 2013).

Tableau 2 : les stations météorologiques implantées au niveau du bassin de Sebou

stations	N° de station	Cordonnées		
		X (Km)	Y(Km)	Z(m)
El kansra	3401	452,45	382,7	90
Ouljet	6170	456,25	338,06	305
Sidi El	6924	507,6	311,8	1070,5
Souk el Had	-	491,6	299,85	932

2.4.1. Précipitations annuelles:

Le diagramme de variations des précipitations moyennes annuelles dans les stations pluviométriques du bassin versant d’oued Beht (Figure 11) permet de distinguer un maximum au niveau de la station de Sidi el Mokhfi (566.8 mm) et le minimum est enregistré à la station du barrage Elkansera (391 mm). On note également une diminution des précipitations le long des stations qui jalonnent le cours d’oued Beht, en allant de l’amont vers l’aval (ABHS, 2013).

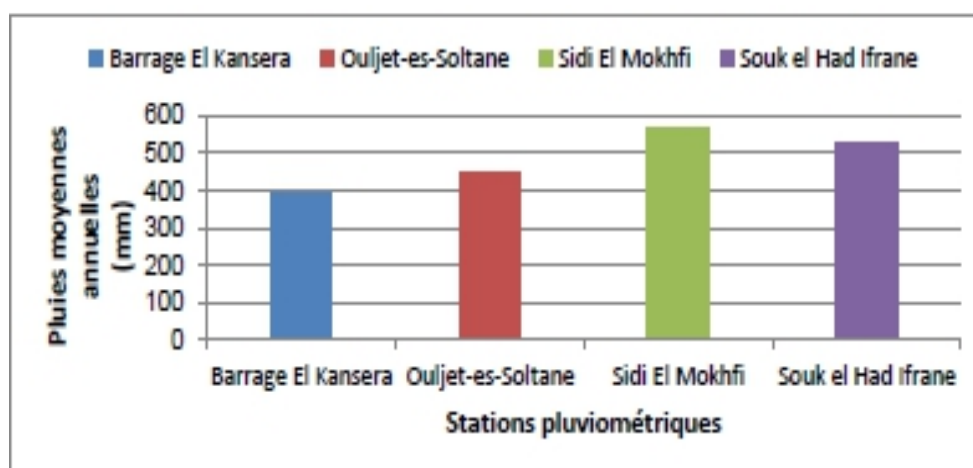


Figure 11: Variations des précipitations moyennes annuelles dans le bassin versant de l’oued Beht(ABHS, 2013)

2.4.2. Précipitations saisonnières :

Dans chacune des stations, les quatre mois de juin, juillet, août et septembre reçoivent des précipitations faibles. La figure 12 illustre la répartition saisonnière des précipitations et montre que la saison la plus pluvieuse est celle d'hiver suivie de celle du printemps et donc le régime pluviométrique du bassin de Beht est de type méditerranéen. En effet ce dernier se caractérise par une sécheresse estivale accentuée et par un maximum pluviométrique concentré en hiver (ABHS, 2013)(Figure 12).

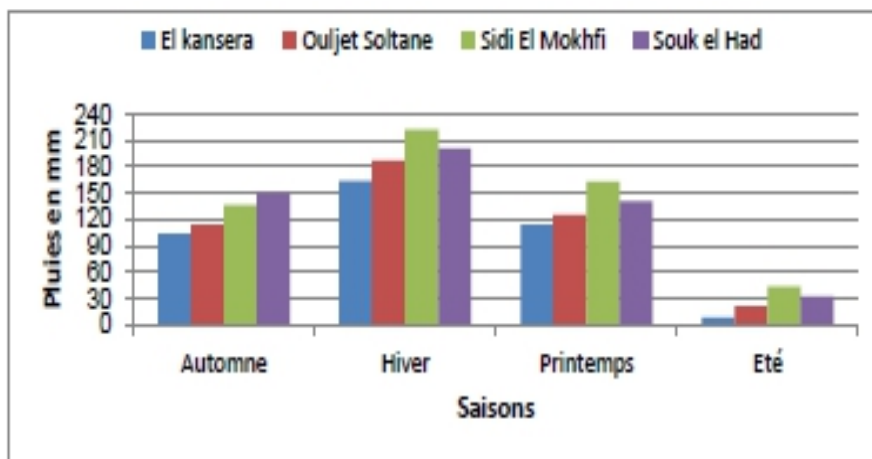


Figure 12 : Variation des précipitations moyennes saisonnières dans le bassin versant de l'oued Beht (ABHS, 2013)

2.4.3. Précipitations mensuelles :

L'étude a permis la connaissance de la répartition des pluies au cours de l'année. La variation des pluies moyennes mensuelles est représentée dans la figure 13 sous forme de diagramme. Ce diagramme montre que pour l'ensemble des stations, plus de 90 % de la pluviométrie annuelle est concentrée durant la période pluvieuse qui s'étale entre les mois d'octobre et Mai. On remarque que dans toutes les quatre stations pluviométriques, les valeurs moyennes mensuelles maximales sont enregistrées au mois de décembre tandis que les valeurs minimales sont enregistrées dans le mois de juillet.

La pluviométrie enregistrée dépend essentiellement de l'altitude. On constate que lorsqu'on se dirige de l'aval vers l'amont du bassin, les précipitations passent progressivement de

380 mm/an au voisinage du barrage El Kansera à plus de 580 mm/an dans la partie la plus haute du bassin (ABHS, 2013; Mint chevie, 2010).

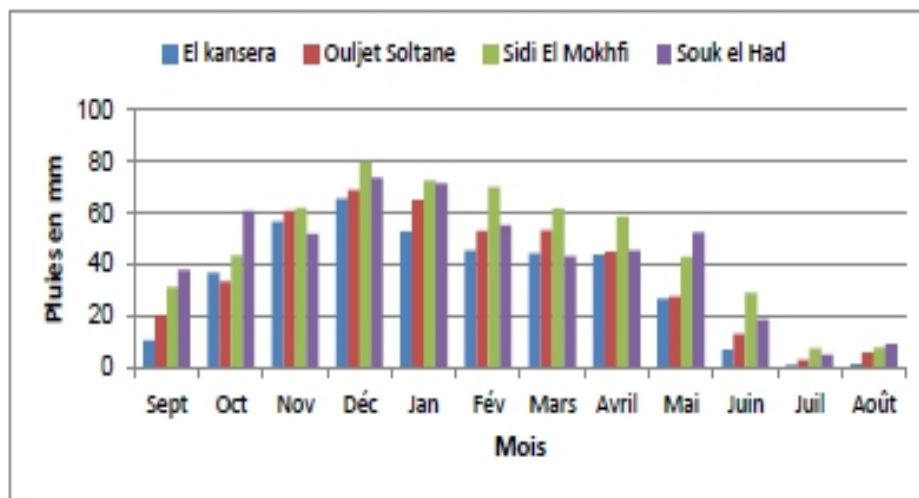


Figure 13 : Variation des précipitations moyennes mensuelles dans le bassin de l'oued Beht (ABHS, 2013).

2.5. Pédologie et géochimie du sol :

La couverture pédologique présente de nombreuses différenciations sur la base des grands ensembles lithologiques. Chaque unité de sol inventoriée est une portion du paysage caractérisée par un profil moyen, un type de matériau originel et un type de couverture pédologique associé (Duchaufour, 1977). La couverture pédologique du bassin Beht est caractérisée essentiellement par des sols dont le chimisme est dominé par la présence en plus ou moins grande quantité d'alcalino-terreux (calcium et magnésium), car l'ossature de la région est constituée essentiellement par des calcaires (Duchaufour, 1977). Les terres du bassin de Beht sont de nature argilo-limoneuses calcaire dont les horizons supérieurs sont relativement riches en matières organiques. Elles se forment sur les alluvions récentes et subactuelles de l'oued Beht. La porosité est moyenne et la compacité assez élevée. La stabilité structurale vis-à-vis de l'eau est précaire, et sous l'effet de l'excès d'eau (irrigation, pluies), les horizons supérieurs deviennent croûteux (terres battantes)(Bryssine, 1966).

Les sols de la zone d'étude sont des sols calcimagnésiques des groupes rendzines et des sols bruns dont l'épaisseur varie en fonction de la profondeur du substrat et des manifestations anciennes et récentes de l'érosion anthropique et par ruissellement. Ils sont le plus souvent

associés à des sols plus ou moins différenciés apparentés à la classe des sols "Isohumiques" des groupes chatains et marrons principalement et avec lesquels la distinction est souvent difficile.

En effet, ces sols, assez voisins morphologiquement des sols calcimagnésiques, s'en distinguent par la différenciation plus marquée de leur profil calcaire. La dégradation des sols se situe entre 1000 et 2000 T/km²/an dans le pré-rif, atteignant 6000 T/km²/an dans certaines régions du Rif. Cette dégradation est par contre moins forte dans les régions du Moyen Atlas (500 à 1000T/km²/an). Les conséquences de l'érosion les plus directes sont la perte du capital terre et l'envasement des retenues de barrages (ABHS, 2013).

3. Milieu biologique :

3.1. Végétation :

La végétation naturelle de la zone d'étude est dominée par :

- Le peuplement pur de Thuya
- Les peuplements mixtes d'Oléastre et de Thuya
- Les peuplements mixtes de Thuya et de Chêne vert
- Peuplement humide de Chêne vert et Chêne liège sur le versant nord

Et l'unité liée aux bords des cours d'eau et rivières : Végétation des zones humides et des bords des eaux (ripisylve).

3.1.1. Le peuplement pur de Thuya :

Le thuya préfère les versants bien drainés et exposés au sud. La forêt près de la mine présente un important peuplement (de 400 à 800m d'altitude), avec une densité élevée, environ 400 à 450 tiges à l'hectare (photo 1).



Photo 1 : Les peuplements purs de Thuyas de Berbérie sur les versants sud de la mine

3.1.2. Les peuplements mixtes d'Oléastre et de Thuya :

Les peuplements mixtes de thuya et d'oléastre, se rencontrent près des peuplements de Thuya, sur les expositions nord et les sols plus profonds, l'oléastre s'installe et forme des peuplements mixtes, assez denses (Mzaiti et al., 2015). Le cortège floristique est identique, avec la dominance des cistes et lavandes en sousbois. Par endroits, l'oléastre arrive à former des peuplements assez purs et dominants (photo 2 et 3).



*Photo 2: Les peuplements mixtes d'oléastre et de Thuya de Berbérie sur les versants nord et
les sols plus profonds*



Photo 3 : Faciès avec oléastres dominants

3.1.3. Les peuplements mixtes de Thuya et de Chêne vert :

Lorsqu'on monte en altitude et à partir d'environ 700 m, le chêne vert apparaît. Il forme des peuplements mixtes avec le thuya sur les revers sud, mais il domine complètement le thuya sur les versants nord, plus humides (photo 4). Les sols sont plus profonds riches en humus. Le cortège floristique est enrichi par des espèces de la chênaie, notamment plusieurs herbacées de sous couvert (Mzaiti et al., 2015; Sorre, 1924).



Photo 4: Peuplements mixtes de Thuya et de chêne vert

3.1.4. . Peuplement humide de Chêne vert et Chêne liège sur versant nord :

Sur les petites crêtes et reliefs dominants le plateau nord de la mine commence à apparaître des sujets de chêne-liège. L'altitude supérieure à 1000 m, est caractérisée par un bioclimat subhumide à humide, sur les expositions nord (photo 5). Le thuya est totalement absent ici, et la flore thermophile est absente (Mzaiti et al., 2015).

Sur le plateau nord, un reboisement de pin d'Alep, sur d'anciennes chênaies très dégradées a très bien réussi (photo 6). L'éloignement des sites de sédentarisation de la population a permis de préserver ce site (Mzaiti et al., 2015; Sorre, 1924).



Photo 5: Peuplements mixtes de chêne vert et chêne liège



Photo 6 : Reboisement de Pin d'Alpe sur le plateau nord de la mine

3.1.5. . Végétation des zones humides et de bord de l'eau (ripisylve) :

Les zones humides temporaires sont limitées aux berges des oueds et ravins. Les ripisylves (végétation de bord d'eau)(photo 7) sont des habitats très particuliers à déterminisme hydrique. Dans la zone d'étude, la végétation est dominée par le laurier-rose, le saule, le tamarix, la canne de Provence, le jonc, et de rares peupliers avec d'autres espèces inféodées à la présence de l'eau.



Photo 7: Végétation de bord d'eau (ripisylve) en l'état sur les bords de l'affluent 1 d'oued

Beht

3.2. La Faune sauvage :

Au niveau de la zone d'étude, il a été très difficile d'observer les représentants des différents groupes d'animaux à cause de la forte fréquentation humaine et de l'altération des habitats naturels, qui produisent un grand dérangement pour la faune sauvage, seuls les oiseaux sont faciles à observer dans les différents habitats.

Pour les autres animaux, leur présence est surtout informée par les témoignages de la population locale, les traces, empreintes et surtout l'analyse bibliographique des observations publiées par les chercheurs et les spécialistes, sur les dix dernières années.

3.2.1. . Les Amphibiens et les Reptiles :

Parmi les 112 espèces que comptent les Amphibiens et les Reptiles du Maroc (Fekhaoui, 1997), 22 représentent les formes endémiques. Et sur les 11 espèces d'Amphibiens présents au Maroc (Mzaiti et al., 2015), nous avons recensé 05 au niveau de notre site :

- La Grenouille verte d'Afrique du Nord (*Ranasaharica*) fréquente les mares et les ruisseaux (famille des Ranidae).
- La Rainette méridionale (*Hyla meridionalis*), très rare se rencontre près des points d'eau (famille des Hylidae)
- Le Discoglosse peint (*Discoglossus pictus* Otth), également très rare, fréquente les rives de ruisseaux et des mares (famille des Discoglossidae).
- Le Crapaud de Maurétanie ou Crapaud panthérin (*Bufo mauretanicus*), abondant dans les champs irrigués et la plupart des points d'eau et oueds (famille des Bufonidae).
- Le Crapaud vert (*Bufo viridis*), est le plus ubiquiste, il fréquente les milieux aquatiques variés, zones agricoles et anthropisés (famille des Bufonidae).

A part la Crapaud de Mauritanie, d'origine africaine, les autres sont d'origine méditerranéenne.

Le groupe des Reptiles (Tortues, Lézards et Serpents) est représenté par 20 espèces signalées dans la région, appartenant à 9 familles différentes (2 familles de tortues, 6 familles de lézards et 2 familles de serpents). Ces animaux très discrets, sont très peu visibles le jour dans les zones trop fréquentées. C'est le groupe des Lézards (Sauriens), qui est le plus riche avec 12 espèces, suivi des Serpents (Ophidiens) présentant 6 espèces et les Tortues (Chéloniens), 2 espèces.

3.2.2. . Les Oiseaux :

La liste systématique de l'avifaune terrestre du site comprend des espèces observées et signalées par la population, ainsi que des espèces dont la présence est probable d'après les documents bibliographiques relatifs à la zone d'étude qui appartient aux reliefs du Maroc central atlantique. La diversité des habitats rencontrés : forêts de conifères (*Thuya*) et de feuillus (Chêne vert et chêne liège), des faciès rocheux escarpés et rocheux, parcelles

agricoles, habitations, et des cours d'eau permanents (oued Beht), offre aux oiseaux plusieurs opportunités pour nicher et se nourrir.

L'inventaire de l'avifaune a permis de dénombrer 84 espèces différentes observées sur le site, ou citées par la population et dans la bibliographie. Ils appartiennent à 29 familles différentes (passereaux et non passereaux). On y trouve surtout des espèces forestières caractéristiques des montagnes marocaines. C'est la famille des Turdidae qui est la représentative avec 12 espèces, suivie des Sylviidae (10 espèces), les Fringillidae (8 espèces), les Alaudidae et les Columbidae, avec 5 espèces chacune. Les autres familles sont représentées avec moins de 4 espèces. 12 familles sont présentées avec une seule espèce. Le cours d'eau de l'oued Beht et ses affluents temporaires permettent la fréquence de quelques espèces de bord d'eau, comme la Bergeronnette des ruisseaux. Selon les statuts des oiseaux, 59 sont sédentaires, 25 sont estivants nicheurs, 35 sont migrateurs, 20 hivernants, 6 hivernants occasionnels et un seul Nicheur occasionnel (Mzaiti et al., 2015).

3.2.3. . Les Mammifères :

Les mammifères constituent les animaux les plus sensibles et les plus difficiles à observer. Ils sont également les plus affectés par la sur-fréquentation des sites, et les dérangements. C'est aussi le groupe qui a subi le plus de disparitions et d'altérations de ces habitats et espaces vitaux. D'après les témoignages de la population, et les citations bibliographiques, la liste des mammifères encore présente sur le site d'étude, est estimée à 21 espèces différentes, dont plusieurs rongeurs et des chauves-souris, les groupes des Carnivores ne sont représentés que par six espèces et des Artiodactyles, par une seule, la Gazelle Dorcas (Mzaiti et al., 2015).

3.2.4. Les Poissons :

Le peuplement piscicole des oueds de la zone, est dominé par les carpes, avec la présence également d'espèces introduites par le service des eaux et forêts pour le repeuplement des plans et cours d'eau de la zone (Lamoot et al., 1994).

3.3. Milieu humain :

Les revenus des populations au niveau de la zone sont essentiellement basés sur l'élevage, l'agriculture et l'apiculture :

- L'agriculture :

L'activité de l'agriculture au niveau de la zone d'étude constitue une source de revenus non négligeable pour les populations rurales. En effet, cette activité est basée essentiellement sur la pratique des céréales, des légumineuses et de l'arboriculture (olivier et figuier).

La zone de l'étude est à vocation agro-pastorale, comme en témoigne le grand nombre des azibs et abris du bétail, répartis sur l'ensemble du territoire. La sédentarisation est très récente dans la zone. Auparavant la population locale pratiquait un parcours nomade et habitait dans des tentes. Aujourd'hui, pratiquement toute la population occupe des enclaves forestières, où elle pratique des cultures céréalières et de légumineuses destinées à l'alimentation du bétail et des animaux. Dans la zone d'étude on distingue quelques exploitations agricoles sur le bassin versant limitrophe vers le Nord-Ouest de la zone de la mine. Les terrasses aménagées le long des cours d'eau sont irriguées par des prélèvements sur les cours d'eau semi-temporaires, avec l'aménagement d'une arboriculture, à base essentiellement d'oliviers, de figuiers, et de quelques parcelles limitées de cultures maraichères (photo 8 et 9).



Photo 8 : Parcelles agricoles exploitées en céréaliculture et en légumineuses sur la crête des chênes verts résiduels de la forêt d'origine.



Photo 9 : Parcelles agricoles occupées par des légumineuses (en bour) et au fond un verger d'oliviers

- L'élevage :

L'élevage au niveau de la zone d'étude contribue efficacement à la formation des revenus des populations locales. En effet, le cheptel constitue une trésorerie à laquelle la population fait recours en période de difficultés de dépenses (début de campagne agricole, les fêtes religieuses, les périodes de récolte ;...). Il est principalement composé de bovins avec un effectif de 890 têtes, suivi des ovins avec un effectif de 770 têtes, alors que les caprins ne représentent que 160 têtes.

- La filière de l'apiculture :

La zone d'étude présente des potentialités importantes pour le développement de l'activité apicole. Elle renferme un cortège floristique mellifère très riche et diversifié dont la floraison et la fructification s'étalent sur une grande partie de l'année.

La richesse de la zone d'étude en plantes mellifères constitue un facteur favorable pour le développement de cette activité. Le miel de cette région, vu sa qualité, est très recherché et sa production moyenne est de l'ordre de 1330 litres/an.

L'activité apicole au niveau de la zone d'étude est peu développée par rapport aux potentialités offertes par la région. En effet, sur les 168 exploitants, sauf 28 exploitants pratiquent l'activité apicole.

Chapitre 2 : Impact de l'exploitation minière sur la qualité des eaux :

1. Introduction :

L'exploitation minière affecte négativement l'environnement soit en cours de l'activité des mines soit en cas de fermeture (mines abandonnées) (Brodtkom, 2001). Suite à l'utilisation des eaux pour le traitement du minerai et au décharge d'affluents issues des activités minières, les bassins d'eau douce sont les plus touchés par cette activité (McClure and Schneider, 2001).

Dans les eaux de surface et souterraines, les métaux sont omniprésents mais leurs concentrations sont très faibles, ce qui leur dénomme « métaux traces » ou « éléments traces métalliques » (ETM). Dans l'état naturel les ETM sont présents dans la croûte terrestre et toute détérioration ou érosion des roches mères les eaux de surface et souterraines sont alimentées naturellement en ETM. C'est ainsi que l'exploitation d'un gisement riche en métaux engendre un changement des eaux en contact avec les travaux miniers (Salvarredy Aranguren, 2008). La contamination métallique des écosystèmes présente des effets néfastes qui pourraient engendrer des situations critiques voir dangereuses affectant l'équilibre écologique des écosystèmes. (Lakhili et al., 2015).

La zone d'étude au niveau du bassin de Beht est située dans la partie sud-ouest du bassin hydraulique de Sebou. Ce dernier est une zone extrêmement importante du point de vue socio-économique. Cependant il constitue l'un des secteurs du Maroc les plus touchés par la pollution suite à l'existence de deux des principales plaines agricoles du pays (contamination par les pesticides), ainsi que la multitude et la diversité des unités industrielles au niveau des grandes villes du bassin (Fès, Meknès, Kénitra, S. Kacem). Les décharges incontrôlées (dans la majorité des cas) des ordures ménagères sont aussi parmi les principales causes de la dégradation de la qualité des eaux du bassin. Il est à noter que 7% des unités industrielles du pays sont implantées dans la région de Fès , 3.2 % dans la région de Meknès et 3.1% dans la région de Kénitra (Azzaoui et al., 2002)

Après l'identification de l'état des lieux environnemental de la zone d'étude, et pour évaluer l'impact de l'exploitation minière sur la qualité des eaux au niveau du bassin Beht, un travail sur terrain a été élaboré afin de déterminer les composantes du milieu hydrique qui sont les plus touchées par l'exploitation minière. Cette identification nous a mené à réaliser des

campagnes de visite des lieux environnants de la mine ainsi que des campagnes d'échantillonnage, de mesure et d'analyse des composantes suivante :

- Qualité des eaux d'exhaures
- Qualité des eaux superficielles
- Qualité des eaux souterraines

2. Matériel et méthode :

Afin d'évaluer l'impact de l'exploitation minière sur la qualité des eaux environnantes de la mine du Haut Beht une campagne de recensement des sources d'eaux a été élaboré au niveau du périmètre de la mine et à la limite de la zone d'étude.

L'évaluation de la qualité des eaux environnantes est effectuée dans le but de déterminer la qualité des rejets liquides, la qualité des eaux des cours d'eau en amont et en aval de l'activité de la mine et des points de rejet direct et indirect, ainsi que les eaux de la nappe phréatique.

2.1. Inventaire des ressources en eau de la zone d'étude :

A travers des visites sur terrain et une étude hydrologique de la zone d'étude, nous avons élaboré un inventaire des ressources en eau.

L'inventaire est réalisé en prenant en considération les critères suivants :

- Nature d'eau : superficielle ; souterraine ; exhaure ;...
- Origine d'eau
- Sens d'écoulement
- Utilisation des eaux
- Situation géographique

L'étude sur terrain a montré une richesse hydrique importante au niveau de la zone d'étude, pour les eaux souterraines et malgré l'absence d'une nappe phréatique étalée on a pu énumérer : 10 puits et 11 sources. Concernant les eaux superficielles : on a trouvé comme cours d'eau environnement de la mine : Oued Beht comme cours d'eau principal avec ses deux affluents : 1 qui est à la limite de la mine et 2 qui est en aval de la mine. Et pour les rejets

liquides liés à l'activité de l'exploitation minière on a trouvé les eaux d'exhaure qui sont les eaux pompées du fond. Ces eaux représentent les seuls rejets directs de la mine.

2.2. Plan d'échantillonnage de la qualité des eaux environnantes :

En raison du nombre important des points d'eau recensés une étude a été élaborée pour optimisation des points de prélèvement en prenant en considération les critères suivants :

- Origine des eaux : cours d'eau ; rejet ; puits; source...
- Utilisation des eaux : potable ; irrigation
- Nombre de population qui utilise le puits ou la source
- Le sens d'écoulement
- Points rapprochées ou impactés
- Objectif d'analyse d'eau prélevé ;...

Le plan d'échantillonnage et les critères à analyser pour évaluer la qualité des eaux environnantes de la mine, après optimisation du nombre de point à analyser, est représenté dans le tableau 3:

Tableau 3 : plan d'échantillonnage et critères à analyser pour évaluer la qualité des eaux environnantes de la mine

	code	Nom/Situation	Type	altitude (m)	Critère à analyser	critères et but de choix du point à échantillonner
<i>Eaux souterraines</i>	ESt2	Aval pont oued beht route vers Oulmes	Eau de puits	316	A+B+C+ D+G+H	évaluer la qualité des eaux souterraines en aval de la mine
	ESt7	troisième puits côté gauche de la route vers la mine	Eau de puits	404	A+B+C+ D+G+H	évaluer la qualité des eaux souterraines en aval de la mine
	ESt11	Source du Douar au voisinage de la mine	Eau de source	770	A+B+C+ D+G+H	évaluation de la qualité des eaux souterraines à proximité de la mine et source d'alimentation en eau potable pour la plus importante agglomération des riverains de la région
	ESt12	Source la plus proche de la mine centrale	Eau de source	845	A+B+C+ D+G+H	évaluation de la qualité des eaux souterraines au niveau du centre de la mine
	ESt13	Puits éloigné de la	Eau de	953	A+B+C+	évaluer la qualité des eaux souterraines en un

	mine	puits		D+G+H	point éloigné de la mine et pas dans le sens d'écoulement d'eau	
ES15	Source à proximité de la mine centrale	Eau de source	875	A+B+C+ D+G+H	évaluer la qualité des eaux souterraines à proximité de la mine centrale	
Est17	Source amont affluent 1 d'oued Beht	Eau de source	700	A+B+C+ D+G+H	évaluer la qualité des eaux souterraines à proximité de la mine centrale	
ES15	Puits en amont de la mine	Eau de puits	957	A+B+C+ D+G+H	évaluer la qualité des eaux souterraines en amont de la mine centrale	
<i>Eaux superficielles</i>	ES1	point sur oued Beht, situé en amont du rejet des eaux d'exhaure du gisement 1	Eau de surface	600	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau d'origine d'oued Beht en amont de la mine et du rejet des eaux d'exhaure 1
	ES2	point sur oued Beht en aval du rejet d'exhaure 1 et en amont du point de rejet d'exhaure 2.	Eau de surface	459	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau d'oued Beht en aval du rejet d'exhaure 1 et en amont du rejet d'exhaure 2
	ES3	point sur oued Beht en aval du rejet des eaux d'exhaure du gisement 2	Eau de surface	458	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau d'oued Beht après rejet d'exhaure du gisement 2
	ES4	point sur oued Beht en aval de son intersection avec son affluent 1	Eau de surface	329	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau d'oued beht après la jonction avec son affluent 1
	ES5	Point sur oued Beht en aval de son intersection avec son affluent 2, en aval de toute la mine	Eau de surface	329	A+B +C+E	évaluer la qualité d'oued beht après jonction avec son affluent 2 en aval de la mine
	ES6	point sur l'affluent 1	Eau de	882	A+B	évaluer la qualité d'eau d'origine de l'affluent 1

	d'oued Beht, en amont du rejet des eaux d'exhaure 3	surface		+C+E	d'oued Beht, en amont du rejet des eaux d'exhaure 3	
ES7	point sur l'affluent 1 d'oued Beht en aval du rejet des eaux d'exhaure du gisement 3 et en amont du rejet d'exhaure 4	Eau de surface	676	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau de l'affluent 1 d'oued Beht en aval du rejet d'Ex 3 et en amont du d'Ex 4	
Es8	point sur l'affluent 1 d'oued Beht,, en aval du rejet des eaux d'exhaure du gisement 4	Eau de surface	655	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau d'affluent 1 en aval rejet Ex4	
Es9	point sur l'affluent 2 d'oued Beht en aval de la mine	Eau de surface	329	A+B +C+E	évaluer la qualité d'eau de l'affluent 2 d'oued Beht en aval de la mine.	
<i>Eaux d'exhaures</i>	Ex4	Point du rejet des eaux d'exhaure du gisement 4	Eau d'Exhaure	559	B+C+ F+G	évaluer la qualité d'eau d'exhaure du gisement 4
	Ex2	Point du rejet des eaux d'exhaure du gisement 2	Eau d'Exhaure	463	B+C+ F+G+ HCT	évaluer la qualité d'eau d'exhaure du gisement 2
	Ex3	Point du rejet des eaux d'exhaure du gisement 3	Eau d'Exhaure	874	B+C+ F+G	évaluer la qualité d'eau d'exhaure du gisement 3
	Ex1	Point du rejet des eaux d'exhaure du gisement 1	Eau d'Exhaure	645	B+C+ F+G	évaluer la qualité d'eau d'exhaure du gisement 1

Légende :

A	Couleur, Odeur, NH ₄ ⁺ , Hg
B	Température, PH, Conductivité, O ₂ dissous, Turbidité, NO ₃ ²⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻
C	Al, As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Se, Zn, Co, Mn.
D	Cl ₂ Résiduel, CT, E. coli ,GT à 22°C/37°C, Spores bactéries sulfito-réducteur, E.I., Carbonates(CO ₃ ⁻), PO ₄ ³⁻ , NO ₂ ⁻ , B, Ba.
E	MES, DCO, DBO ₅ , Be, Mo, V, PT, F ⁻ , HCT, E. coli, Cr, CN ⁻ ,
F	Sb, Sn, Ag, Mo
G	HCO ₃ ⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Cr
H	MO, CN

2.3. Matériel de prélèvement :

Deux campagnes de prélèvement et d'analyse d'eau ont été réalisées par un laboratoire agréé par l'état. Les prélèvements ont été réalisés conformément à la norme AFNOR NF EN 25667 (ISO 5667).

Deux campagnes ont été élaborées :

- La première en octobre 2014
- La deuxième en décembre 2015

Le prélèvement d'un échantillon d'eau en vue d'analyses physico-chimiques et bactériologiques est une opération délicate à laquelle le plus grand soin est apporté. Il conditionne les résultats analytiques et, par voie de conséquence, l'interprétation qui sera donnée. L'échantillon doit être homogène et représentatif, et les conditions de conservation ne doivent pas se modifier avant l'analyse de la qualité globale des eaux prélevées (pH, conductivité, température, etc.).

2.3.1. Matériels des prélèvements destinés aux analyses physico-chimiques :

Des flacons en plastique sont utilisés pour les prélèvements destinés aux analyses physico-chimiques. Ces flacons sont soigneusement rincés après chaque utilisation pour éviter tout risque de contamination. Chaque prélèvement est effectué de manière à éviter le dégazage de l'échantillon. Pour ce faire, chaque flacon est rempli délicatement à ras tout en réduisant au maximum les effets de turbulence.

2.3.2. Matériels des prélèvements destinés aux analyses bactériologiques :

Pour les échantillons destinés aux analyses bactériologiques, des flacons en plastique stérilisés sont utilisés. Une fois remplis, les flacons sont nettoyés, étiquetés et conservés dans une glacière avant leur envoi pour analyses au laboratoire.

2.4. Mesure in situ :

Le fait de prélever un échantillon d'eau et de le séparer de son milieu naturel entraîne des modifications plus ou moins importantes selon les paramètres. Certains paramètres peuvent être considérés comme stables à l'échelle du temps à laquelle on travaille, mais d'autres varient très rapidement d'où l'importance d'effectuer des mesures in situ des paramètres suivants :

- **La couleur:** elle est appréciée visuellement et permet d'estimer la présence de certains éléments, notamment le fer, les matières organiques, l'argile, etc. Dans certains cas, ces informations sont confirmées par l'observation faite sur la turbidité. Ce paramètre est lié à la turbidité et à la transparence de l'eau.
- **Odeur:** elle est évaluée de manière directe. Une estimation de la qualité globale de l'eau peut être obtenue par l'odeur de l'eau. La détermination de l'odeur permet rapidement d'estimer des risques de contamination.
- **Température:** ce paramètre caractérise la qualité de l'eau et constitue un facteur déterminant dans la vie des êtres vivants. Sous les climats chauds, le niveau élevé de la température favorise la prolifération des microorganismes (Adam et al., 2010).
- **Conductivité:** ce paramètre conservatif présente un intérêt pour déterminer des échanges entre masses d'eau, des dilutions ou des concentrations liées à des confinements. C'est un processus du transfert d'électricité dans l'eau, mesuré en $\mu\text{siemens/cm}$.
- **PH:** le pH ou potentiel Hydrogène de l'eau mesure sa concentration en ion H^+ . Il permet d'avoir une idée globale de la physico-chimie de l'eau. Il traduit son caractère acide ou basique (Rodier, 1975). Le pH de l'eau influe sur la vie des bactéries (acidophiles, neutrophiles et basophiles). L'eau potable doit avoir un pH compris entre 6,5 et 8,5 (normes OMS).
- **Oxygène dissous:** la solubilité de l'oxygène dans l'eau est liée à plusieurs facteurs, en particulier: la température, la pression atmosphérique et la salinité. L'oxygène dissous est aussi fonction de l'origine de l'eau, les eaux superficielles en contiennent des

quantités relativement importantes alors que les eaux souterraines n'en contiennent que quelques milligrammes. L'oxygène dissous est influencé par la présence de végétaux, les matières organiques, des organismes et des germes aérobies, etc. (Rodier, 1975).

2.5. Méthodes d'analyse des échantillons d'eau adoptées par le laboratoire d'analyse :

La liste des paramètres et les références des méthodes d'analyses de base adoptées par le laboratoire d'analyse sont représentées dans le tableau 4 :

Tableau 4 : liste des paramètres et les références des méthodes d'analyses

ESSAIS	METHODES DE REFERENCE	ESSAIS	METHODES DE REFERENCE
<i>Essais accrédités en chimie</i>		<i>Essais accrédités en chimie</i>	
PH	NF T 90-008 / NMISO10523	Mo	NF EN ISO 11885
Conductivité à 25°C	NF EN 27888/NM ISO 27888	Mo	FD T 90-119
Turbidité	NF EN 7027/ NM 03.7.010	As	FD T 90-119
O2 dissous	NF EN 25-813 /NM03-7-029	As	NF EN ISO 11885
Chlorures	NF ISO9297/NM03.07.024	Se	NF EN ISO 11885
Nitrites	NF EN 26 777 NM ISO26777	Se	Se FD T 90-119
Nitrates	RODIER	B	NF T 90-041
Sulfates	NF T 90-040 / NM ISO 9280	B	NF EN ISO 11885
Titre Alcalimétrique	NF EN ISO 9963-1/2	V	NF EN ISO 11885
Titre Alcalimétrique Complet	NF EN ISO 9963-1/2	Sb	NF EN ISO 11885
Pb	FD T 90-112	Al	NF EN ISO 11885
Pb	FD T 90-119	Hg	RODIER / NFT 90-

			131
Pb	NF EN ISO 11885	Silice	NF T 90-007
Cd	NFENISO5961	Silice	NF EN ISO 11885
Cd	NF EN ISO 11885	Ba	FD T 90-119
Al	FD T 90-119	Ba	NF EN ISO 11885
Calcium	NF T 90-016	<i>Essais accrédités en microbiologie</i>	
Dureté TH	NF T 90-003 / NM03.7.019	<i>Dénombrement des microorganismes revivifiables à 22°C et 37°C, comptage de colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé</i>	<i>NM ISO 6222 / NF EN ISO 6222</i>
Magnésium	NF T 90-003		
SODIUM	NF T 90-020	<i>Recherches et dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes par filtration sur membrane</i>	<i>NF EN ISO 9308-1/NM ISO 9308-1</i>
Potassium	NF T 90-020		
Azote ammoniacal	NF T 90-015-1/2		
Azote Total Kjeldahl	NM ISO 5663/ ISO5663	<i>Recherche et dénombrement des spores de microorganismes anaérobies sulfite réducteurs (Clostridium)</i>	<i>NF EN 26461-2/NM ISO 6461-2</i>
Orthophosphates	NFENISO6878/ NM ISO6878		
Phosphore Total	NFENISO6878/ NM ISO6878		
Demande Biochimique en Oxygène	NF EN 1899 / NMISO03.7.056		
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	NF T 90-101 / NM03.7.56	<i>Recherche et dénombrement des Entérocoques intestinaux par filtration sur membrane</i>	<i>NFEN ISO 7899-2/NMISO 7899-2</i>
Oxydabilité au KMnO4	NF EN ISO 8467/NM 03.7.15		
MES	NF EN 872/ NM03.7.052	<i>Autres essais</i>	
Résidu sec	NF T 90-029 / NM 0.3.7.27	Débit -	
Indice de Phénols	XP T 90-109	Echantillonnage	NF EN 25667 (ISO 5667)

Détergents anioniques	NM ISO 7875-1	Température	NF EN 25667 (ISO 5667) /NM 03.7.008
Fluorures	NF T 90-004	Disque de Secchi	NF EN 25667 (ISO 5667)
CYANURE	RODIER	Chlore libre	Méthode colorimétrique
Fe	FD T 90-112	Chlore total	Méthode colorimétrique
Fe	NF EN ISO 11885	Demande Biochimique en Oxygène (DBO)	par Respirométrie
Mn	FD T 90-112	Sulfures	Méthode RODIER
Mn	NF EN ISO 11885	Nitrates par colonne	RODIER/ NM 03.07.014
Zn	FD T 90-112	Hydrocarbures totaux	C10-C50 Méthode par CPG
Zn	NF EN ISO 11885	Huiles et graisses	Méthode RODIER
Cu	FD T 90-112	Substances extractibles	Chloroforme
Cu	NF EN ISO 11885	Ti	NF EN ISO 11885
Cr	NFEN1233	Sr	NF EN ISO 11885
Cr	NF EN ISO 11885	Be	NF EN ISO 11885
Ni	FD T 90-119	bromure, chlorure, fluorure, nitrate, nitrite et sulfate par chromatographie ionique	ISO 10304-1 :2007
Ni	NF EN ISO 11885	Chlorophylle a	NFT 90-117
Co	NM 03-7-022	Pseudomonas aeruginosa	Méthode RODIER
Co	NF EN ISO 11885	Staphylocoques pathogènes	Méthode RODIER

3. Résultats et discussion

Tous les projets d'exploitation minière ont des effets directs et indirects sur la qualité des eaux et la disponibilité des ressources en eau dans la zone du projet minier. Ils constituent ainsi 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 (Elazhari, 2013).

Dans ce chapitre, nous nous intéressons à trois aspects du milieu aquatique : les eaux souterraines ; les eaux d'exhaure et les eaux de surface. Les teneurs en ETM dans les eaux souterraines sont tout d'abord comparées aux seuils limites de la norme marocaine de qualité des eaux destinées à l'alimentation humaine (NM 03.7.001) afin de vérifier l'innocuité des sources d'eau potable et le degré de contamination de la nappe phréatique par les ETM.

Les concentrations en ETM dans les eaux d'exhaure seront comparées aux valeurs limites générales des rejets industriels pour s'assurer de la conformité des rejets d'exhaures et pour mettre l'accent sur le phénomène du drainage minier acide (DMA) dans la mine. Concernant les ETM dans les eaux de surface les résultats obtenues durant les deux campagnes d'analyse sont comparées aux valeurs limites de la grille de qualité des eaux de surface (Arrêté n°1275-02 du 17 octobre 2002), ainsi qu'aux normes de qualité des eaux destinées pour irrigation et pour potabilisation (norme marocaine et norme de l'OMS) (Annexe 3).

En raison d'évaluer la qualité des eaux environnantes de la zone d'étude deux campagnes de prélèvement et d'analyse d'eau ont été élaborées en période hivernale de l'année 2014 et 2015 car le climat de la région rend plusieurs point d'échantillonnage inexistantes en période sec (écoulement saisonnier).

3.1. Evaluation de la qualité des eaux d'exhaure :

3.1.1. Caractérisation et origine des eaux d'exhaure :

Lorsque l'exploitation souterraine d'une mine intercepte la nappe phréatique, les eaux souterraines envahissent le puits. Et dans beaucoup de cas c'est la fracturation géologique et les fissurations dues à l'exploitation qui mettent les travaux du fond en communication avec les morts-terrains aquifères (Kroll, 1997).

La gestion de l'eau pendant la période d'exploitation souterraine est appelée l'exhaure. Par définition l'exhaure est l'évacuation des eaux d'infiltration hors d'une mine ou d'une carrière, par canalisation et pompage. Du fait de l'approfondissement constant des chantiers, les venues d'eau ont tendance à se produire à des profondeurs de plus en plus grandes. Par ailleurs ces eaux traversant des épaisseurs croissantes de terrains, sont de plus en plus chargées en sels minéraux (Kroll, 1997). Aux venues d'eaux naturelles, s'ajoutent l'eau des précipitations infiltrées à travers les fractures (terrain cristallin) ou introduites à travers les cheminés percés au jour, et les eaux prévenants des sources effondrées par l'exploitation minière. Ainsi que les eaux provenant de l'exploitation : préparations géologiques (sondage ; yack) ; travaux d'abattage et d'infrastructure (marteau ; jumbo ;...) arrosage ; foration (Worldwide, 2010).

Les eaux soutirées dans les chantiers à remblayage s'écoulent vers les points les plus bas au fond où il existe des salles de pompes. La collecte des eaux est faite au niveau des albaques de décantation et d'aspiration. En effet les principales caractéristiques de l'exhaure de la mine sont les volumes importants d'exhaures, les hauteurs de refoulement notables, la charge et la contamination potentielle des eaux (Worldwide, 2010).

Afin d'évaluer la qualité des eaux d'exhaure et afin d'évaluer leur impact sur l'environnement deux campagne de prélèvement et d'analyse ont été élaborées en 2014 et 2015 au niveau des quatre points de rejet des eaux d'exhaure.

3.1.2. Qualité physico-chimique et charge métallique des eaux d'exhaure :

❖ Résultats de la campagne 2014 :

Les résultats d'analyses des eaux d'exhaure de la campagne 2014 sont comparés aux valeurs limites générales de rejet dans les eaux superficielles ou souterraines : (tableau annexe de l'arrêté conjoint du ministre de l'intérieur, du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, du ministre de l'industrie, du commerce et des nouvelles technologies et du ministre de l'artisanat n°2942-13 du 1er dilhijja 1434 (7 octobre 2013) (annexe 1).

Les résultats de la comparaison sont représentés dans le tableau 5:

Tableau 5 : résultat d'évaluation de la qualité des eaux d'exhaure, campagne2014

Paramètres					Valeurs limites générales de
	Ex 1	Ex 2	Ex 3	Ex 4	rejet dans les eaux superficielles ou souterraines
pH	8.35	7.6	7.95	8.2	5,5-8,5
TEMPERATURE (AIR)	18.5	18	24	18	*
TEMPERATURE (EAU)	20.5	18.4	22.7	16.6	30
CONDUCTIVITE A 20°C	1560	2230	654	2490	2700
TURBIDITE	2.02	533	75.1	47.1	*
OXYGENE DISSOUS	7.6	7.6	7.67	7.46	*
NITRATES (NO3-)	21.89	1.687	6.326	22.068	*
CHLORURES (Cl-)	50	262	39	156	*
SULFATES (SO42-)	777	974	131	1413	500
HYDROGENOCARBONATES (HCO3-)	161	108	199	116	*
CALCIUM (Ca2+)	191	255	62.1	381	*
MAGNESIUM (Mg2+)	88.08	64.4	22	85	*
SODIUM (Na+)	52.7	174	31.7	120	*
POTASSIUM (K+)	2.96	20.5	4.77	12.9	*
ALUMINIUM (Al)	0.033	14.1	1.46	0.578	10
ARSENIC (As)	<0,0025	0.083	0.048	0.016	0.05
CADMIUM (Cd)	0.0011	0.0083	0.0003	0.0004	0.2
COBALT (Co)	0.0029	0.043	<0,0027	0.0054	0.1
CHROME (CrT)	<0,0028	0.0055	<0,0028	<0,0028	0.5
CUIVRE (Cu)	0.0042	0.406	<0,0033	0.0088	3
FER (Fe)	0.046	25.5	1.66	2.49	5
Antimoine (Sb)	<0,0042	0.027	0.0052	0.0045	0.1
Etain (Sn)	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045	2
MANGANESE (Mn)	0.075	8.78	0.061	0.63	1
NICKEL (Ni)	0.0046	0.209	0.0049	0.0092	5

PLOMB (Pb)	0.061	0.072	0.028	0.009	1
SELENIUM (Se)	0.0072	<0,0028	<0,0028	<0,0028	0.05
ZINC (Zn)	0.19	0.528	0.06	0.143	5
Argent (Ag)	<0,0018	0.0063	0.0026	<0,0018	0.05
MOLYBDENE (Mo)	<0,0014	0.0014	0.0014	0.0026	*

- Ex 1 : Exhaure gisement 1
- Ex 2 : Exhaure gisement 2
- Ex 3 : Exhaure gisement 3
- Ex 4 : Exhaure gisement 4

A partir du tableau ci-dessus on peut conclure que :

L'eau d'exhaure du gisement 3 (Ex3) est conforme par rapport aux valeurs limites des rejets industriels dans les eaux superficielles ou souterraines.

L'eau d'exhaure des trois Gisements : Ex1 ; Ex2 et Ex4 sont conforme par rapport aux valeurs limites des rejets industriels appart la concentration en sulfate qui dépasse largement la valeur limite. La concentration élevée du sulfate au niveau des eaux d'exhaure peut-être due au lessivage des eaux d'exhaure à travers des terrains géo-chimiquement chargés au fond de la mine.

L'eau d'exhaure du gisement 2 (Ex2) est le seul rejet d'exhaure qui est non conforme aussi par rapport aux valeurs limite des éléments : aluminium ; arsenic ; manganèse et fer. Ces dépassements peuvent être liés au lessivage des eaux au fond (eau chargée géo-chimiquement).

❖ Résultats de la campagne 2015 :

Les résultats d'analyses des eaux d'exhaure de la campagne 2015 sont aussi comparés aux valeurs limites générales des rejets dans les eaux superficielles ou souterraines : (tableau annexe de l'arrêté conjoint du ministre de l'intérieur, du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, du ministre de l'industrie, du commerce et des nouvelles

technologies et du ministre de l'artisanat n°2942-13 du 1er dilhijja 1434 (7 octobre 2013)) (Annexe 1).

Les résultats de la comparaison sont représentés dans le tableau 6:

Tableau 6 : résultat d'évaluation de la qualité des eaux d'exhaure, campagne2015

Paramètres	Ex 1	Ex 2	Ex 3	Ex 4	Valeurs limites générales de
					rejet dans les eaux superficielles ou souterraines
pH	7.75	7.6	8.2	7.85	5,5-8,5
TEMPERATURE (AIR)	17	16	12.8	16.7	*
TEMPERATURE (EAU)	19.7	24.8	18.4	19.8	30
CONDUCTIVITE A 20°C	1822	1703	448	2354	2700
TURBIDITE	250	36.8	5.34	28.6	*
OXYGENE DISSOUS	7.5	7.4	7.6	7.5	*
NITRATES (NO3-)	243	24	2.67	36.75	*
CHLORURES (Cl-)	56.5	151	25.6	155	*
SULFATES (SO42-)	709.7	586	188	1310	500
HYDROGENOCARBONATES (HCO3-)	148	231.8	200.08	117.73	*
CALCIUM (Ca2+)	204	253	93.2	465	*
MAGNESIUM (Mg2+)	72.9	51	22.5	75.3	*
SODIUM (Na+)	75.2	77.8	35	107	*
POTASSIUM (K+)	24	10.2	2.9	13.2	*
ALUMINIUM (Al)	0.188	<0,0046	0.0058	0.01	10
ARSENIC (As)	<0,0036	0.0093	0.025	<0,0036	0.05
CADMIUM (Cd)	0.0005	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0.2
COBALT (Co)	0.026	0.0039	<0,0023	<0,0023	0.1
CHROME (CrT)	0.0006	<0,0025	<0,0025	<0,0025	0.5
CUIVRE (Cu)	0.002	<0,0014	<0,0014	0.0034	3
FER (Fe)	0.14	<0,0041	<0,0041	0.0051	5

Antimoine (Sb)	0.031	0.027	0.011	0.014	0.1
Etain (Sn)	<0,0016	0.0056	0.0055	0.003	2
MANGANESE (Mn)	7.35	0.251	<0,003	0.036	1
NICKEL (Ni)	0.039	0.037	<0,0033	0.0071	5
PLOMB (Pb)	0.0056	<0,0017	<0,0017	0.0064	1
SELENIUM (Se)	0.009	<0,0044	<0,004	<0,0044	0.05
ZINC (Zn)	0.115	<0,0022	<0,0022	0.013	5
Argent (Ag)	<0,0027	<0,0027	<0,0027	<0,0027	0.05
MOLYBDENE (Mo)	0.0049	0.0026	<0,0022	0.0031	*

- Ex 1 : Exhaure gisement 1
- Ex 2 : Exhaure gisement 2
- Ex 3 : Exhaure gisement 3
- Ex 4 : Exhaure gisement 4

A partir du tableau ci-dessus on peut conclure que :

L'eau d'exhaure du gisement 3 (Ex3) est toujours conforme par rapport aux valeurs limites des rejets industriels dans les eaux superficielles ou souterraines

L'eau d'exhaure des trois Gisements : Ex4 ; Ex2 et Ex1 sont conforme par rapport aux valeurs limites appart la concentration en sulfate qui dépasse la valeur limite de rejet industriel dans les eaux superficielles ou souterraines.

L'eau d'exhaure du gisement 1 (Ex1) est le seul rejet d'exhaure qui est non conforme par rapport aux valeurs limites en terme du manganèse.

On peut expliquer le dépassement en matière d'éléments traces au niveau des rejets d'exhaure contenant déjà un dépassement en sulfate par le faite que : L'oxydation des sulfures métalliques peut être réalisée par les ions Fe³⁺ en produisant des métaux lourds et du sulfate.

❖ Interprétation des résultats :

La concentration élevée du sulfate au niveau des eaux d'exhaure est lié essentiellement à une exploitation minière de minerai sulfuré (Boon et Al., 1998)(Taltasse, 1953), car les sulfures minéraux s'oxydent en produisant des métaux lourds et du sulfate (Repeta et al., 2002).

Par ailleurs, la concentration en sulfate enregistrée dans le point exhaure 3 durant les deux campagne 2014 et 2015, qui ne dépasse pas les valeurs limites des rejets industriels est liée probablement au phénomène de dilution, car le gisement 3 présente une richesse hydrique importante. Le débit de rejet des eaux d'exhaure en ce point présente plus que la moitié des rejets d'eau d'exhaure de la mine dans l'environnement.

Les teneurs élevés d'aluminium enregistrées au niveau du point Exhaure 2 durant la campagne 2014, sont liées aux phénomènes d'érosion naturels des cours d'eau montagnards, car l'aluminium provient essentiellement de l'entraînement mécanique des minéraux alumino-siliceux, qui sont facilement mobilisables, présents dans les gels amorphes (type allophanes) et/ou des argiles des bassins versants ainsi qu'à la géochimie du fond de la mine riche en roches magmatiques (Chatain, 2004).

Lors de l'exploitation minière d'une roche massive contenant des minéraux sulfurés, les pompages d'exhaure dénoient dans les terrains avoisinants une zone qui était préalablement saturée ce qui mis les minéraux sulfurés en contact avec l'oxygène et les eaux de percolation. Ce qui induit l'altération de tous les minéraux aisément oxydables, à travers la formation des sulfates puis des hydroxydes, des carbonates et d'autre composés oxygénés caractéristiques de ce que l'on appelle la zone d'oxydation des gites minéraux.

La pyrite, qui est le sulfure le plus répandu dans la croûte terrestre, s'oxyde en sulfate ferreux lequel, en présence d'oxygène libre, se transforme en sulfate ferrique (Chatain, 2004). Ce qui pourrait expliquer la concentration élevée du Fer au niveau du point Exhaure 2 car le gisement 2 est riche en pyrite (Taltasse, 1953) (Piqué and Knidiri, 1994).

Du même que le fer et l'aluminium la concentration élevée du Manganèse au point Exhaure 2 durant la campagne 2014 et au point Exhaure 1 durant la campagne 2015, peut être liée au phénomène d'oxydation de la pyrite suite à la percolation des eaux d'exhaures à travers les cavités de l'exploitation minière des terrains sulfurés (Chatain, 2004).

Des fortes teneurs en arsenic dans les eaux peuvent être associées à des concentrations importantes en arsenic dans le sol (Barbier and Chery, 1997). Cette charge en arsenic provient du lessivage des stériles miniers, mais aussi de l'arsenic provenant des formations géologiques régionales, naturellement riches en cet élément (Bril and Floch, 2001b).

La diminution remarquable de la concentration en aluminium, en Fer, en Manganèse et en Arsenic au niveau du point Exhaure 2, entre les deux campagnes 2014 et 2015 est due au changement du fond géochimique et aux modifications de l'intensité des précipitations d'une année à l'autre.

❖ Comparaison entre la contamination métallique des eaux d'exhaure de la mine du Haut Beht et des eaux d'exhaures d'autres mines au Maroc et dans le Monde :

Tableau 7 : Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les rejets d'eau d'exhaure de la mine du Haut Beht et dans les eaux d'exhaures de cinq autres mines actives et abandonnées au Maroc et dans le monde.

		Concentrations moyennes des ETM (µg/l) (rejets miniers)					Site industriel	Zone d'étude	Substance exploitées	Référence
		Pb	Cd	As	Cu	Zn				
Maroc	Ex1 (C1)	61	1,1	2,5	4,2	190	Mine Haut Beht	Bassin de Sebou	n.d	Ce travail
	Ex1 (C2)	5,6	0,5	3,6	2	115				
	Ex2 (C1)	72	8,3	83	406	528				
	Ex2 (C2)	1,7	0,2	9,3	1,4	2,2				
	Ex3 (C1)	28	0,3	48	3,3	60				
	Ex3 (C2)	1,7	0,2	25	1,4	2,2				
	Ex4 (C1)	9	0,4	16	8,8	143				
	Ex4 (C2)	6,4	0,2	3,6	3,4	13				
	moyenne	23 ,17	1,4	23,87	53 ,81	131,67				
	n.d.	n.d.	1795000	36	1205,9	Mine de DRAA SFAR	oued Tensift Bassin de Tensift.	Cu, Zn, Pb	(Miftah and Lamdiouani, 2014)	
France		29	n.d.	2,14	5	9,28	Mine d'Escarro	Languedoc Roussillon Bassin de Têt	CaF ₂	(Cartier, 1981) (Géodéris, 2002)
		11,12	2,7	n.d.	n.d.	4,21	Mine des Malines	Saint-Laurent-le-Minier Bassin de l'Hérault	Pb, ZnS, PbS, Zn	(Géodéris, 2002)
L'Angleterre		10,2	0,84	n.d.	0,56	160,2	Mine de Soughs	Derbyshire Bassin de Bugsworth	Pb	(Banks et al., 1997)
Norvège		n.d.	12800	280	574000	5640000	Mine de Killingdal	Sør-Trøndelag Bassin de Gaula	Cu Zn S	(Banks et al., 1997)

n.d.: Valeur non-déterminée

Les concentrations des éléments traces métalliques évaluées dans cette étude, ont été comparées avec quelques études nationales et internationales (Tableau 7), qui s'intéressent à l'évaluation des éléments traces métalliques dans les zones minières et leurs concentrations dans les eaux d'exhaures (Banks et al., 1997; Cartier, 1981; Géodéris, 2002; Miftah and Lamdiouani, 2014; Younger, 2000).

La concentration moyenne en Plomb (Pb) enregistré au niveau des rejets d'exhaures de la mine du Haut Beht est plus faible que celle du rejet d'exhaure de la mine abandonnée d'Escarro en France qui a été exploitée entre 1960 et 1991 et ceux selon l'étude d'impact pour la mine de spath-fluor d'Escaro élaboré en 1983 (Géodéris, 2002).

En termes de concentration moyenne en plomb dans les eaux d'exhaures de la mine du Haut Beht, elle est en deuxième classe après celle de la mine d'Escaro, puis en troisième classe celle de la mine des Malines aussi en France, et en dernière classe celle de la mine de Soughs en Angleterre.

Pour le Cadmium (Cd) la concentration moyenne enregistrée au niveau des eaux d'exhaures de la mine du Haut Beht, elle est en troisième classe après celle de la mine de Killingdal en Norvège, et celle de la mine des Malines en France, et en dernière classe celle de la mine de Soughs en Angleterre.

En termes de concentration moyenne d'Arsenic (As) dans les eaux d'exhaures de la mine du Haut Beht, elle est en troisième classe après celle de la mine de Draa Sfar au Maroc, et celle de la mine de Killingdal en Norvège, et en quatrième et dernière classe celle de la mine d'Escarro en France.

La concentration moyenne en Cuivre dans les eaux d'exhaures de la mine du Haut Beht est en deuxième classe après celle de la mine de Killingdal en Norvège, puis celle de Draa Sfar au Maroc, puis celle de la mine d'Escarro en France, puis en dernière classe celle de la mine de Soughs en Angleterre.

Et pour le Zinc (Zn) la concentration moyenne enregistrée au niveau des eaux d'exhaures de la mine du Haut Beht est en quatrième classe après celle de la mine de Killingdal en Norvège, celle de la mine Draa Sfar au Maroc, et celle de la mine de Soughs en Angleterre. En cinquième classe celle de la mine d'Escarro en France puis celle de la mine des Malines en France.

Il est à noter que les caractérisations physico-chimiques des eaux d'exhaures des mines comparées à la mine du Haut Beht sont élaborées dans le cadre des études visant la gestion durable des rejets des eaux d'exhaure et la diminution de leurs impacts sur l'environnement. Pour la mine de Draa Sfar les analyses ont été élaborés dans le cadre d'une étude pour proposition des méthodes convenables de traitements des rejets des eaux d'exhaures et leurs mise en conformité avant rejet dans l'environnement , Pendant que pour le reste des mines qui sont abandonnés, c'est dans le cadre d'une étude d'impact sur l'environnement pour poursuite d'exploitation pour la mine d'Escarro, et de contrôle de performance de la station de traitement des rejets d'exhaures pour la mine des Malines, et de suivis et étude d'impact d'après mine pour les mine de Soughs et Killingdal.

La différence entre les concentrations moyennes en ETM contenu dans les eaux d'exhaures des mines montre l'importance de la lithologie de la roche hôte, plutôt que la minéralogie du minerai, pour la qualité de l'eau d'exhaure (Banks, Younger et al. 1997).

L'oxydation des minéraux sulfurés pour libérer des métaux lourds, du sulfate et de l'acide est la réaction fondamentale qui caractérise le drainage minier acide. Cependant la qualité des eaux d'exhaure des mines peut être affectée de manière préjudiciable par d'autres paramètres comme le facteur cinétique car le taux relativement lent de dissolution et d'oxydation des minéraux sulfurés par rapport au flux rapide des eaux souterraines calcaires à travers les conduits d'eau d'exhaure de la mine. La solubilité des métaux lourds qui est supprimée par l'alcalinité élevée de l'eau, Ainsi que d'autre paramètres pouvant influencer négativement la qualité globale des rejets des eaux d'exhaures comme la salinité, les traces d'explosifs à base d'azote oxydé en nitrates et les paramètres organiques (Banks, Younger et al. 1997).

Les rejets des eaux d'exhaures de la mine du Haut Beht sont classés parmi les rejets les moins polluants pour l'environnement en termes d'ETM par rapport aux autres mines actives et abandonnées (tableau 7).

3.1.3. Eaux d'exhaure et drainage minier acide (DMA) :

A partir des résultats d'analyse des eaux d'exhaure des deux campagnes 2014 et 2015, on constate une absence du caractère acide des eaux d'exhaure : caractère principale du drainage minier acide (DMA) dans la totalité des échantillons analysés en 2014 et en 2015 : (Le PH

varie entre 7.6 et 8.35) alors les eaux d'exhaure de tous les gisements de la mine ont un PH neutre à basique.

Selon le BRGM (1999), On peut expliquer ce caractère neutre à basique des eaux d'exhaures par le fait que le phénomène de DMA ne se rencontrent pas dans toutes les exploitations minières de minerais sulfurées, en particulier quand il y a présence de phases minérales capables de neutraliser l'acidité produite. En effet, la vitesse de solubilisation des éléments traces métalliques contaminants peut être fortement ralentie par la présence dans le minerai de certaines phases minérales. En effet, lorsque le milieu est riche en carbonates, l'acidité produite est neutralisée par la dissolution des carbonates, il s'agit du drainage minier neutre (DMN).

Selon Brown (2002), la capacité des sulfures à produire de l'acide est déterminée par le contenu relative des phases minérales génératrices d'acides et des phases consommant l'acide; si les minéraux qui consomment l'acide, tel que la calcite et la bauxite sont présentes, l'eau résultante, bien que contenant des concentrations élevées en sulfate et de métaux, peut-être à pH neutre.

Dans le contexte géologique de la mine du Haut Beht, la présence des minéraux carbonatés dans la roche comme la calcite permet une neutralisation naturelle in situ de l'acidité de l'eau d'exhaure en produisant un DMN.

Pour s'assurer de plus en plus de l'exactitude de cette théorie (DMN) on va évaluer par la suite l'impact du rejet des eaux d'exhaure sur : les eaux superficielles, les eaux souterraines et les sédiments des oueds environnant la mine.

3.2. Évaluation de la qualité des eaux souterraines :

Malgré l'absence d'une nappe phréatique étalée au niveau de la zone d'étude (Derwich et al., 2010), cette dernière contient un nombre important de sources et de puits qui sont utilisés par la population de la région comme points d'approvisionnement en eau potable pour consommation humaine et pour irrigation.

3.2.1. Hydrochimie et bactériologie des eaux souterraines :

Afin d'évaluer la qualité des eaux souterraines au niveau de la zone d'étude deux campagnes de prélèvement et d'analyse ont été élaborées en collaboration avec un laboratoire d'analyse agréé par l'état. Le récapitulé des résultats d'analyse des eaux souterraines des deux campagnes (2014 et 2015) sont présentés dans le tableau 8 :

Tableau 8 : récapitulé des résultats d'analyse des eaux souterraines des deux campagnes (2014 et 2015)

Point d'eau souterraine	Type	Qualité physico-chimique		Qualité bactériologique	
		Camp 2014	Camp 2015	Camp 2014	Camp 2015
Est 2 : Aval pont oued beht route vers Oulmes	Eau de puits	Non conforme (turbidité)	conforme	Non conforme	Non conforme
Est 7 : troisième puits côté gauche de la route vers la mine	Eau de puits	conforme	*	Non conforme	*
Est 11 : Source du Douar au voisinage de la mine	Eau de source	conforme	Non conforme (aluminium)	Non conforme	Non conforme
Est 12 : Source la plus proche de la mine centrale	Eau de source	conforme	conforme	Non conforme	Non conforme
Est 13 : Puits éloigné de la mine	Eau de puits	conforme	*	Non conforme	*
Est 15 : Source à proximité de la mine centrale	Eau de source	conforme	*	conforme	*
Est17 : Source amont affluent 1 d'oued Beht	Eau de source	conforme	*	Non conforme	*
Est 21 : Puits en amont de la mine	Eau de puits	conforme	conforme	Non conforme	Non conforme

Les résultats d'analyses sont comparés aux valeurs limites fixées par La norme marocaine NM 03.7.001 relative aux eaux destinées à la consommation humaine. (Annexe 2)

L'analyse du tableau ci-dessus montre que durant la campagne 2014 d'analyse des eaux souterraines :

- La source Est 15 a une qualité d'eau physicochimique et bactériologique conforme par rapport à celle préconisée par la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine NM 03.7.001.
- Tous les autres points d'eau souterraines environnantes de la mine échantillonnés ont une qualité d'eau globale de point de vue physicochimiques conforme par rapport à celle préconisée par la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine et non conforme de point de vue bactériologique en raison d'un nombre élevé de bactéries (annexe 2).
- La turbidité du point Est 2 est non conforme par rapport à la valeur préconisée par la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine.
- La qualité microbiologique peut devenir conforme en traitant les points d'eau par l'ajout du chlore.

Durant la campagne 2015 d'analyse des eaux souterraines :

- Les points des eaux souterraines environnants de la mine échantillonnés (Est2, Est12, Est21), ont une qualité physicochimiques conforme par rapport à celle préconisée par la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine et non conforme de point de vue bactériologique en raison d'un nombre élevé de bactéries,
- Le point Est 11 est non conforme par rapport à la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine à cause de la teneur d'Aluminium qui dépasse la valeur préconisée par la norme en vigueur et en raison du nombre élevé de bactéries.

La contamination bactériologique de la quasi-totalité des points d'eau souterraine n'est pas due à l'activité de la mine. Cette contamination est principalement liée à l'hygiène des matériaux de prélèvement d'eau ainsi qu'aux conditions d'aménagement des sources d'eau.

Les paramètres physico-chimiques en relation avec l'activité de la mine sont comparés par rapport à la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine NM 03.7.001 et sont représentés comme suit :

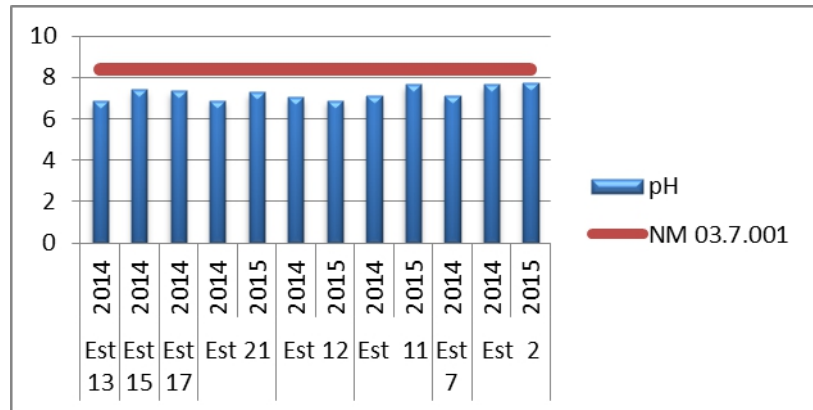


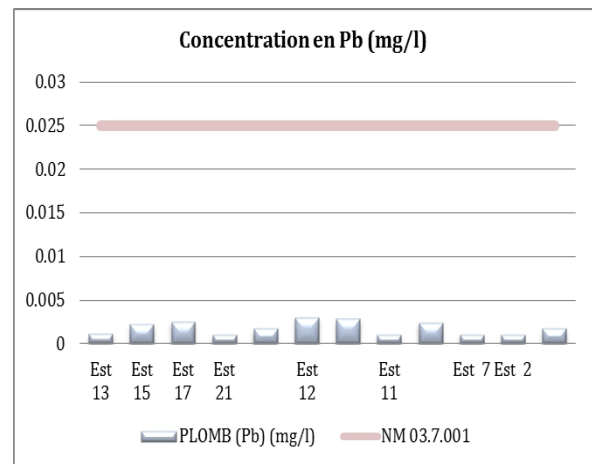
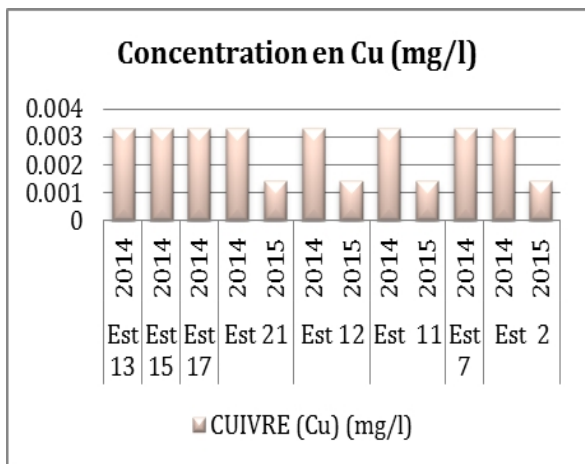
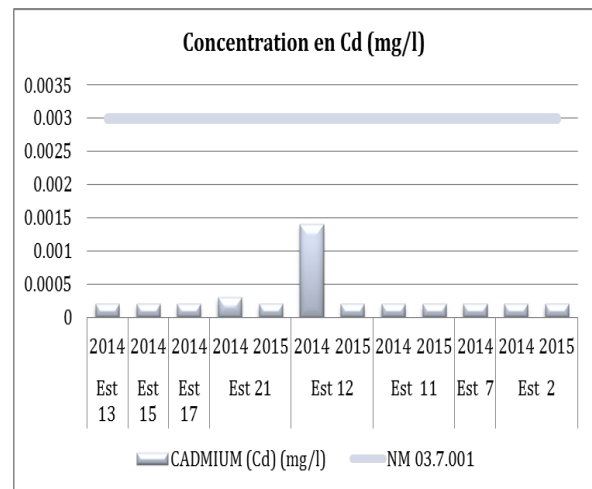
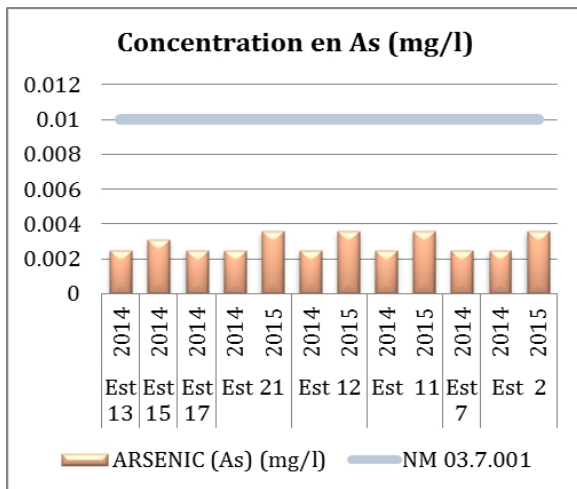
Figure 14 : Variation du PH des points d'eau souterraine de l'amont vers l'aval de la mine

D'après les résultats et le graphe ci-dessus (figure 14) le PH des eaux souterraines de la zone d'étude est légèrement basique ce qui élimine la possibilité d'infiltration des eaux acides caractérisant le DMA qu'on a prouvé son absence au niveau des rejets des eaux d'exhaure dans la partie précédente.

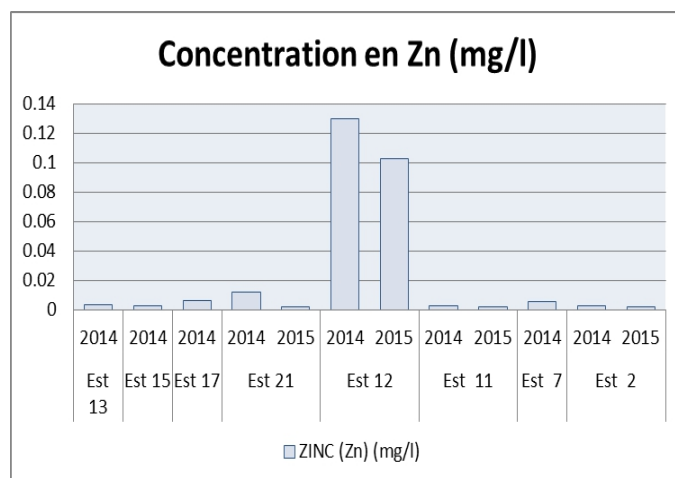
3.2.2. Contamination métallique des eaux souterraines :

Les teneurs en ETM au niveau des eaux souterraines environnantes de la mine du Haut Beht et leur comparaison par rapport à la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine NM 03.7.001 sont représentées comme suit :

Figure 15 : variation des teneurs en ETM au niveau des eaux souterraines environnantes de la mine et leur comparaison par rapport à norme NM 03.7.001



Avec NM 03.7.001 (Cu) = 2mg/l



Avec NM 03.7.001 (Zn) = 3mg/l

On constate, à partir des graphes ci-dessus (figure 15), que les concentrations des ETM sont conformes dans tous les points échantillonnés pour la caractérisation des eaux souterraines environnantes de la mine du Haut Beht.

En absence d'une contamination métallique des sources d'eau prélevées durant les deux campagnes 2014 et 2015 on peut conclure que l'activité de la mine du Haut Beht n'a pas d'impact négatif sur la qualité des eaux souterraines, et cela est due à la faible sensibilité du milieu : absence d'une nappe phréatique étalée (Derwich et al., 2010).

3.3. Evaluation de la qualité des eaux superficielles :

Durant la campagne de recensement des cours d'eau au niveau de la zone d'étude on s'est affronté aux particularités du réseaux hydrographique suivante : pour un cour d'eau principale : oued Beht on a deux affluents, l'affluent 1 (figure 16) qui est à la limite de la mine et l'affluent 2 qui est en aval de la mine et loin de ses activités.

Afin d'évaluer l'impact de l'exploitation minière (rejets d'exhaures) sur les eaux superficielles on a procédé à une approche comparative entre la qualité des eaux en amont et en aval de chaque point jugé susceptible d'altérer la qualité des eaux superficielles, par rejet direct ou indirect.

En effet les points de prélèvement et d'analyse sont répertoriés de sorte qu'ils permettent d'évaluer la qualité des eaux des oueds en amont et en aval de la mine et de chaque point de rejet des eaux d'exhaure.

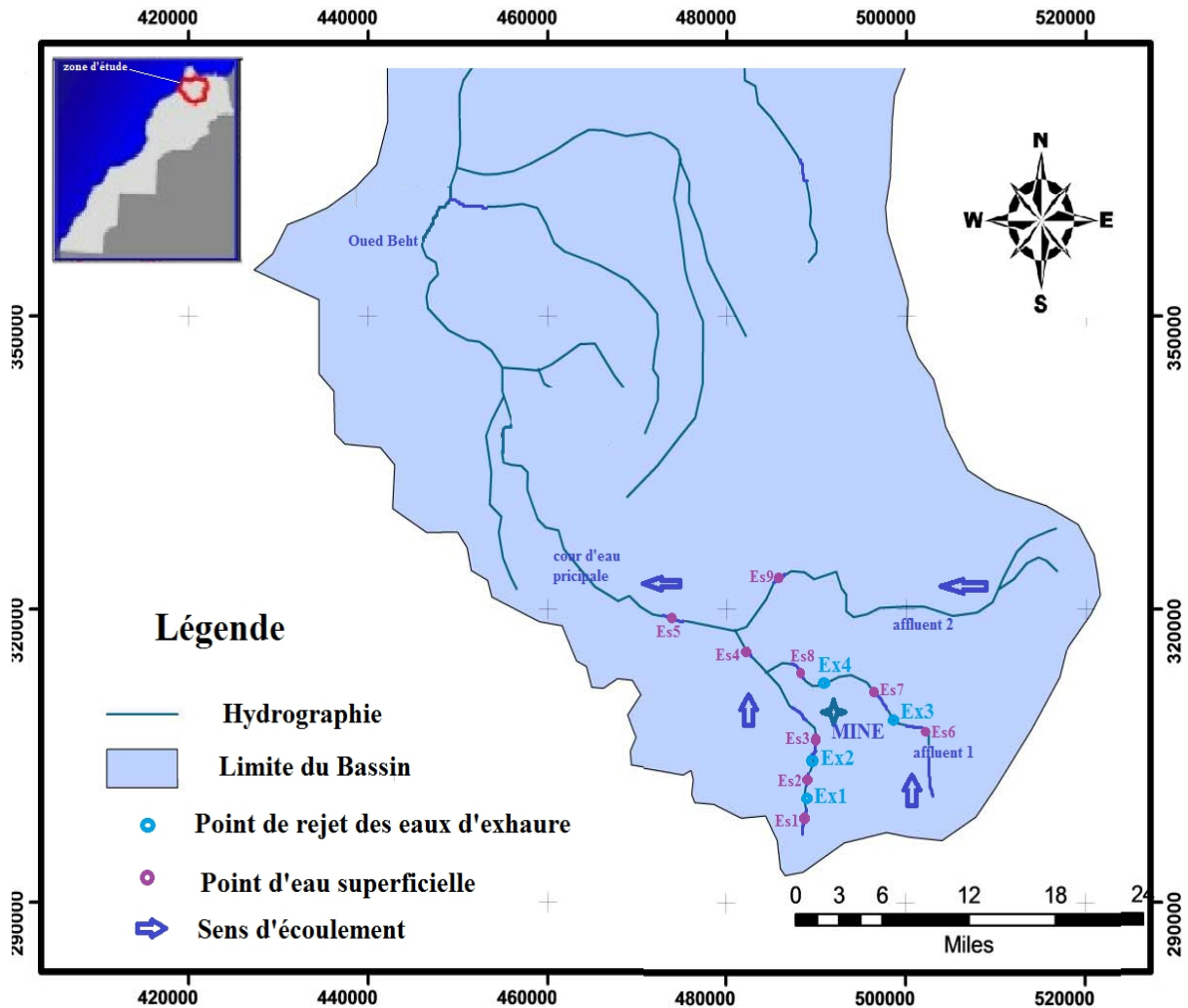


Figure 16 : Carte de situation géographique de la zone d'étude et des stations d'échantillonnage des eaux superficielles environnantes de la mine

3.3.1. Hydrochimie et bactériologie des eaux superficielles :

Les résultats des analyses des eaux superficielles, prélevées lors des deux campagnes 2014 et 2015, sont comparés par rapport à la grille de qualité des eaux superficielles (arrêté n° 1275-01 du 17-10-02) (Annexe 6).

Selon la grille simplifiée de qualité des eaux superficielles données dans la réglementation (Annexe 6), la qualité des eaux peut être subdivisée en 5 classes allant d'excellente (classe 1) à très mauvaise (classe 5). Cette grille a été simplifiée en paramètres relatifs aux indicateurs d'une pollution organique, azotée, phosphorée, et bactérienne (tableau 9).

Tableau 9 : Grille simplifiée de la qualité des eaux superficielles

Paramètre de qualité	O ₂ dissous (mg O ₂ /l)	DBO5 (mg O ₂ /l)	DCO (mg O ₂ /l)	NH ₄ ⁺ (mgNH ₄ ⁺ /l)	PT (mg P/l)	CF (UFC/100ml)
Excellente	>7	<3	<20	<0,1	<0,1	<20
Bonne	7- 5	3- 5	20- 25	0,1- 0,5	0,1- 0,3	20- 2000
Moyenne	5- 3	5- 10	25- 40	0,5- 2	0,3- 0,5	2000- 20000
Mauvaise	3- 1	10- 25	40- 80	2- 8	0,5- 3	>20000
Très mauvaise	<1	>25	>80	>8	>3	-

Légende :

- O₂ : Oxygène dissous dans l'eau.
- DBO5 : Demande biologique en oxygène représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder (dégrader) l'ensemble de la matière organique présente dans un échantillon d'eau maintenu à 20°C, à l'obscurité, pendant 5 jours.
- DCO : Demande chimique en oxygène, la quantité d'oxygène consommée par l'oxydation chimique (à l'aide d'un oxydant et à chaud, pendant 2 heures) des matières organiques ou minérales présentes dans l'eau.
- NH₄⁺ : Ion d'ammonium. NO₃⁻ : Les nitrates PO₄ 3⁻ : ion de phosphore ou l'ortho-phosphate
- PT : Le phosphore total, il cumule l'ensemble du Phosphore organique et du Phosphore minéral.
- CF : coliformes fécaux, déterminés par la méthode de filtration sur membrane

Afin d'évaluer la qualité des eaux superficielles, deux campagnes de prélèvement et d'analyse ont été élaborées en collaboration avec un laboratoire d'analyse agréé par l'état.

❖ Résultats de la campagne 2014 :

Tableau 10 : résultat d'évaluation de la qualité des eaux superficielles, campagne 2014

	Point de prélèvement	O2 dissous mg O2/l	DBO5 mg O2/l	DCO mg O2/l	NH4+ mgNH4+/l	PT mgP/l	CF UFC/100 ml	Qualité Globale
Oued Beht	ES1	8,52	1,7	29	0,037	0,45	65	Moyenne
	ES2	9,40	1,3	27	0,012	0,109	70	Moyenne
	ES3	8,75	0,8	17	0,006	0,12	310	Bonne
	ES4	8,03	0,7	25	0,013	0,099	135	Bonne
	ES5	8,10	0,7	27	0,018	0,15	225	Moyenne
Affluent 1	ES6	5,62	0,7	19	0,019	0,061	2900	Moyenne
	ES7	7,95	0,5	19	0,005	0,132	50000	Mauvaise
	ES8	8,5	0,4	21	0,366	0,236	105	Bonne
Affluent 2	ES9	8,44	0,5	15	0,011	0,061	700	Bonne

Les résultats obtenus durant la campagne 2014 (tableau 10) montrent que :

- 70 % des stations échantillonnées présentent une eau de qualité bonne.
- 20 % des stations présentent une eau de qualité moyenne :
 - Es 3 : aval jonction oued Beht et son affluent 1 sur oued Beht, l'eau de ce point est de qualité moyenne car il présente une légère contamination organique, cette contamination est peut-être d'origine ponctuel liée aux rejets domestiques des riverains de la région car ce point est loin de la mine.

Le point Es8 situé en aval du point Es3 et en aval de la mine sur l'affluent 1 d'oued Beht présente une qualité bonne (absence d'une contamination organique) donc cette contamination est non due aux rejets des eaux d'affluent 1 dans oued Beht.

- Es 10 : amont gisement 1 sur Beht, ce point est situé en amont de toute activité la mine sur oued Beht, l'eau de ce point est de qualité moyenne car il présente une légère contamination organique et phosphoré. Cette pollution est peut être liée aux rejets domestiques des riverains de la région, mais elle n'est pas en relation avec l'activité de la mine
- 10 % des stations présentent une eau de qualité mauvaise.

Es7 : amont site centrale sur l'affluent 1. L'eau de ce point est de qualité mauvaise suite à une contamination bactérienne importante. Ce point est situé en amont de la mine sur l'affluent 1. Cette contamination est liée aux rejets domestiques des riverains de la région.

L'analyse des résultats de la campagne 2014 montre que :

- Les teneurs en ammonium sont globalement satisfaisantes.
- La totalité des points d'eau ont une qualité bactérienne bonne à excellente à l'exception du point ES7 qui présente une eau de qualité bactérienne mauvaise.

❖ Résultats de la campagne 2015 :

Tableau 11 : résultats d'évaluation de la qualité des eaux superficielles, campagne 2015

	Point de prélèvement	O2 dissous mg O2/l	DBO5 mg O2/l	DCO mg O2/l	NH4+ mgNH4+/l	PT mgP/l	CF UFC/100 ml	Qualité Globale
Oued Beht	ES1	8,40	0,232	6,84	0,085	0,03	12	Excellente
	ES3	9,00	0,232	11	0,067	0,03	5	Excellente
	ES5	8,8	0,9	9	0,015	0,013	34	Bonne
Affluent 1	ES6	6,30	0,4	12	0,040	0,012	140	Bonne
	ES7	8,40	0,3	13	0,006	0,042	58	Bonne
	ES8	8,2	0,6	11	0,018	0,079	680	Bonne

Les résultats obtenus durant la campagne 2015 (tableau 11) montrent que :

- 71,40 % des stations échantillonnées présentent une eau de qualité bonne.
- 28,60 % des stations présentent une eau de qualité excellente

L'analyse des résultats ci-dessus montre que :

- Les teneurs en ammonium, phosphore totale, Oxygène dissous, DBO5 et DCO sont globalement satisfaisantes.
- La totalité des points d'eau ont une qualité bactérienne bonne à excellente.

On constate que les points de prélèvement d'eau ayant une qualité moyenne ou mauvaise durant la campagne 2014 sont devenus de qualité bonne à excellente dans la campagne 2015 cette amélioration est peut être liée à la dilution, au changement des précipitations d'une année à l'autre, ou à l'amélioration de la qualité des rejets d'exhaures.

❖ Interprétation des résultats :

○ **PH et Température :**

La température de l'eau d'oued Beht et ses deux affluents varie de l'amont vers l'aval des cours d'eau et d'une campagne à l'autre. Elles varient entre une valeur maximale de 27,5°C et une valeur minimale de 17,6°C durant la campagne 2014 et entre 18,2°C et 9,2°C durant la campagne 2015. La température des eaux superficielles est variable selon les saisons et peut passer de 2°C en hiver à 30°C en été (Potelon and Zisman, 1998). Cependant l'élévation de la température aux mois de juillet et août favorise le phénomène de l'autoépuration et augmente la vitesse de sédimentation des matières en suspension (Djermakoye, 2005).

Le pH de la totalité des eaux superficielles prélevés est supérieur à 7, ce qui laisse supposer l'existence d'un milieu légèrement alcalin. Les valeurs extrêmes se situent entre 7,65 et 8,7 durant la campagne 2014 et entre 7,45 et 8,65 durant la campagne 2015. Les pH compris entre 5 et 9 permettent un développement normal de la faune et de la flore (Blinda, 2007).

○ **Oxygène dissous, DBO et DCO :**

L'oxygène est un élément indispensable à la vie aquatique en particulier aux organismes assurant l'autoépuration des rivières, ce qui fait de cet élément un bon indicateur de pollution d'un cours d'eau et du suivi de son autoépuration (Derwich et al., 2008). Les teneurs en oxygène dissous varient entre 9,4 mg/l et 5,62 mg/l durant la campagne 2014, et entre 9 mg/l et 6,3 mg/l durant la campagne 2015. Les deux valeurs minimales enregistrées durant les deux campagnes de prélèvement des eaux superficielles campagne 2014 et campagne 2015 sont notées au niveau du même point Es 6 situé en amont des activités d'exploitation minière.

La DBO (demande biochimique en oxygène) permet l'évaluation des matières organiques biodégradables présentes dans les eaux (Makhoukh et al., 2011) . Les valeurs retrouvées pour le paramètre DBO de l'eau ne sont pas uniformes et varient entre 0,4 mg/l et 1,7mg/l durant campagne 2014 et entre 0,23 mg/l et 0,9 mg/l durant la campagne 2015, mais elles restent inférieures à la valeur limite fixée à 3 mg/l, ce qui permet de ranger l'ensemble des eaux échantillonnées dans la classe de qualité excellente de point de vue DBO.

La demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques et des sels minéraux oxydables

(sulfures, chlorures, etc) (Makhoukh et al., 2011). Les valeurs enregistrées de la DCO des eaux superficielles échantillonnées varient entre 15 mg/l et 29 mg/l durant la campagne 2014 et entre 6,84 mg/l et 13 mg/l durant la campagne 2015. La grille des normes marocaines permet alors de classer ces eaux en qualité excellente (Es3, Es6, Es7 et Es9), bonne (Es4, Es8) et moyenne (Es1, Es2 et Es5) durant campagne 2014, et classe de qualité excellente la totalité des eaux échantillonnées durant la campagne 2015. Les points de qualité moyenne durant campagne 2014: Es1 se situe en amont de la mine et loin de ces activités, Es2 en aval du rejet d'exhaure 1 mais avec une faible diminution par rapport au point Es1 sous l'effet de la dilution, et Es5 situé en aval de la mine, loin de ces activités et après la jonction d'oued Beht avec ses deux affluents.

○ **Ammonium et phosphate total :**

Les teneurs en ammonium varient entre 0,005 mg/l et 0,36 mg/l durant la campagne 2014 et entre 0,006 mg/l et 0,085 mg/l durant la campagne 2015. Toutes les valeurs obtenues pour la mesure de l'ammonium dans les eaux d'oued Beht et ses deux affluents durant la campagne 2014 et la campagne 2015 sont inférieures aux normes de qualité excellente des eaux de surface fixée à 0,1 mg/l, sauf pour le point Es8, où on note une valeur légèrement élevée égale à 0,36 mg/l ce qui permet de classer les eaux en ce point dans la classe des eaux de qualité bonne. Dans les eaux naturelles, la détection d'ammonium en grandes quantités est un critère de pollution (Dussart, 1966).

Les valeurs trouvées pour les phosphates varient entre 0,061 mg/l et 0,45 mg/l durant la campagne 2014 et entre 0,012 mg/l et 0,079 mg/l durant campagne 2015. Les teneurs en phosphate enregistrées permettent selon la grille des normes marocaines, de classer les eaux d'oued Beht et ses deux affluents durant la campagne 2014 en qualité excellente (Es4, Es6, Es9), en qualité bonne (Es2, Es3, Es5, Es7, Es8) et en qualité moyenne au niveau du point Es1, qui est situé en amont de l'exploitation minière. Pendant que la totalité des eaux échantillonnées durant campagne 2015 sont classées dans la classe des eaux excellente. Généralement les phosphates proviennent des lessivages. Ils participent en première ligne au processus d'eutrophisation qui est un phénomène aux conséquences environnementales (développements algaux) et sanitaires (libération de toxines algales)(Kachi et al., 2015).

○ Coliformes fécaux :

Les concentrations en coliformes fécaux varient entre 65 UCF/100ml et 50000 UCF/100ml durant la campagne 2014, et entre 5 UCF/100ml et 680 UCF/100ml durant la campagne 2015. Ce qui permet de classer selon la grille de qualité des eaux superficielles, les eaux d'oued Beht et ses deux affluents durant campagne 2014 en classe des eaux de qualité bonne qui a comme valeur limite 2000UCF/100ml, appart les deux points Es6, qui présente une qualité moyenne, et Es7 qui présente une qualité mauvaise. Cependant durant la campagne 2015 la qualité des eaux est devenue de qualité excellente au niveau des point Es1 et Es3 (<20 UCF/100ml) et de qualité bonne dans le reste des points (Es5, Es6, Es7 et Es8). Cette modification peut être liée à la dilution des cours d'eau et leurs changement du débit suite changement des conditions météorologiques d'une année à l'autre (précipitations et température), ainsi qu'au fréquence d'utilisation des points d'eau par les cheptels des riverains de la région.

Les coliformes fécaux sont des indicateurs de contamination fécale, Dans le cas où il s'agit d'une eau contaminée par des germes de pollution fécale, telles qu'elles sont presque toutes les eaux de surface (Uzoigwe et al., 2007), il ne s'agit pas d'un signal d'alarme, mais d'une évaluation de l'importance de la pollution fécale. La plupart de ces contaminations permanentes proviennent des rejets d'eaux usées urbaines dont la concentration en coliformes fécaux est relativement constante et de l'ordre de 10^6 à 10^7 par 100ml (RODIER, 1996)

La présence des coliformes fécaux dans les eaux superficielles échantillonnées avec des concentrations élevées au niveau des deux stations Es6, située en amont de la mine, et Es7 située en aval du rejet d'exhaure 3, montre qu'il y a une contamination fécale de cet oued d'une part par la présence de nombreux mammifères (moutons, bovins, caprins, etc...) et, d'autre part, par les rejets des eaux usées domestiques des riverains installés près de cette rivière.

3.3.2. Impact du rejet des eaux d'exhaure sur la qualité des eaux superficielles :

Après détermination des dépassements au niveau des eaux d'exhaure durant la campagne 2014 et la campagne 2015, Et pour avoir plus de visibilité sur l'impact du rejet de ces eaux d'exhaures chargées en éléments sur la qualité des eaux superficielles, on a procédé à une

comparaison entre les caractéristiques physico-chimiques des points d'eau superficielle en amont et en aval de chaque rejets d'exhaure dans les eaux superficielles (tableau 12) :

Tableau 12: récapitulatif des dépassements en éléments *au niveau* des eaux d'exhaures et leur comparaison aux points amont et aval des eaux superficielles durant la campagne2014

Rejet direct	élément en dépassement	Unité	Valeur du dépassement	valeur limite rejet industriel	Point Amont	Point aval	Valeur limite	Classe des eaux
Ex1	Sulfate	Mg/l	777	500	28,4	28,4	100	Excellente
Ex2	Sulfate	Mg/l	974	500	28,4	29,5	100	Excellente
	Aluminium	Mg/l	14,1	10	0,011	0,025	0,2	Excellente
	Fer	Mg/l	25,5	5	0,0056	0,0056	0,5	Excellente
	Manganèse	Mg/l	8,78	1	0,0029	0,0029	0,1	Excellente
	Arsenic	Mg/l	0,083	0.05	0,0025	0,0026	0,01	Excellente
Ex4	Sulfate	Mg/l	1413	500	132	1957	400	très mauvaise

La comparaison entre les points amont et aval des rejets d'exhaures contaminées a montré une absence d'impact visible en termes des éléments enregistrés en dépassement au niveau des eaux d'exhaures rejetées dans les cours d'eau. Ce qui peut être lié à l'effet de la dilution, vu que le débit des cours d'eau est important par rapport à la quantité d'exhaure rejetée.

Les concentrations en sulfate enregistrées au niveau des points d'eaux superficielles en amont et en aval du point de rejets d'exhaure 1 (Ex1), et en sulfate, d'aluminium, du Fer, du manganèse et d'arsenic en amont et en aval du point de rejets d'exhaure (Ex2), ne dépassent pas les limites préconisés par la grille de qualité des eaux superficielles et elles classe les eaux en terme de ces éléments en classe des eaux excellente appart le point Es8 situé en aval du point de rejets d'exhaure 4 (Ex4), et à la limite aval de la mine au niveau de l'affluent 1 d'oued Beht qui présente une importante concentration en sulfate.

Les eaux superficielles au point Es7 situé en amont du rejet exhaure 4 (Ex4) sont de qualité bonne, avec une concentration en sulfate de 132 mg/l, mais les eaux au point Es8, situé en aval du même rejet Ex4, sont de qualité très mauvaise suite à la concentration élevée en

sulfate (1957 mg/l) dépassant largement la valeur limite fixée à 400 mg/l par la grille de qualité des eaux superficielles.

Tableau 13 : récapitulatif des dépassements en éléments au niveau des eaux d'exhaures et leur comparaison aux points amont et aval des eaux superficielles durant campagne 2015

Rejet direct	élément en dépassement	Unité	Valeur du dépassement	valeur limite rejet industriel	Point Amont	Point aval	Valeur limite	Classe des eaux
Ex1	Sulfate	Mg/l	710	500	25,36	21,56	100	Excellente
	Manganèse	Mg/l	7,35	1	0,0071	0,0065	0,1	Excellente
Ex2	Sulfate	Mg/l	586	500	25,36	21,56	100	Excellente
Ex4	Sulfate	Mg/l	1310	500	120	1587	400	très mauvaise

La comparaison entre les points amont et aval des rejets d'exhaures (tableau 13) a montré une absence d'impact visible en termes des éléments enregistrés en dépassement au niveau des eaux d'exhaures rejeté dans les cours d'eau appart au niveau du point Es8.

Les valeurs enregistrées au niveau des points d'eaux superficielles en terme de sulfate et de Manganèse en amont et en aval du point de rejets d'exhaure Ex1 et en sulfate en amont et en aval des points de rejets d'exhaure 2 (Ex2) et d'exhaure 4 (Ex4) ne dépassent pas les valeurs limites préconisées par la grille de qualité des eaux superficielles et elles classent les eaux en terme de ces éléments en classe des eaux excellentes, appart le point Es8 situé à la limite aval de la mine qui présente une haute concentration en sulfate.

Le point Es7 situé en amont du rejet d'exhaure 4 (Ex4) présente une qualité bonne, avec une concentration en sulfate de 120mg/l, mais les eaux au point Es8, situé en aval du même rejet Ex4, sont de qualité très mauvaise suite à la concentration élevée en sulfate (1587mg/l) dépassant ainsi largement la valeur limite de la grille de qualité des eaux superficielles fixant la valeur limite en 400 mg/l.

Ces concentrations élevées en sulfate enregistré au niveau du point Es8 durant la campagne 2014 et la campagne 2015 est due à l'impact direct du rejet d'exhaure 4 (Ex4) chargé en

sulfate (1413 mg/l), cette charge des eaux d'exhaures en sulfate est liée essentiellement à une exploitation du minerai sulfuré (Taltasse, 1953) , car l'oxydation des sulfures minéraux produit des métaux lourds et du sulfate (Repeta et al., 2002).

Malgré que la concentration élevée en sulfate est enregistrée au niveau de la majorité des rejets des eaux d'exhaures analysées, l'impact au niveau des points aval à ces rejets reste invisible suite au phénomène de la dilution, ce dernier qui est absent au niveau du point Es8, car l'eau de l'affluent 1 n'est pas permanent toute l'année et il présente un débit faible avec une accessibilité limitée suite à sa situation géographique dans une vallée entre deux montagnes.

3.3.3. Pollution métallique des eaux superficielles :

En général, les concentrations en ETM dans les eaux naturelles sont très faibles, ceci est due à leurs faibles solubilités dans l'environnement aquatique (Jung, 2001). Les concentrations typiques en As dans les eaux douces non contaminées sont inférieurs à 10 µg/l (Smedley et al., 2002 ;Williams, 2001).

Les eaux douces naturelles contiennent 0,1 µg/l de Cd, 3 µg/l de Cu, 3 µg/l de Pb, et 15 µg/l de Zn (Bowen, 1979). Cependant dix à cent fois ces concentrations peuvent être trouvées dans les eaux contaminées par des sources variées de pollution (Fergusson, 1990).

Pour déterminer le degré de pollution métallique des eaux superficielles au niveau de la zone d'étude, les résultats des analyses des échantillons prélevés des stations situées au niveau d'oued Beht et ses deux affluents, sont comparées par rapport aux :

- Norme de qualité des eaux superficielles : la grille de qualité des eaux superficielles (arrêté n° 1275-01 du 17-10-02) ; classe1 : Qualité Excellente (annexe 6)
- Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (arrêté conjoint n° 1276-01 du 17 octobre 2002)(annexe 5) ;
- Normes de potabilité : la norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine (NM 03.7.001) (annexe 2)
- Normes de l'Organisation Mondiale de la Santé : OMS et l'organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture : FAO, code alimentaire, eau naturelles, (Rome, 2007) et Normes de l'OMS sur l'eau potable Les lignes directrices de l'OMS en

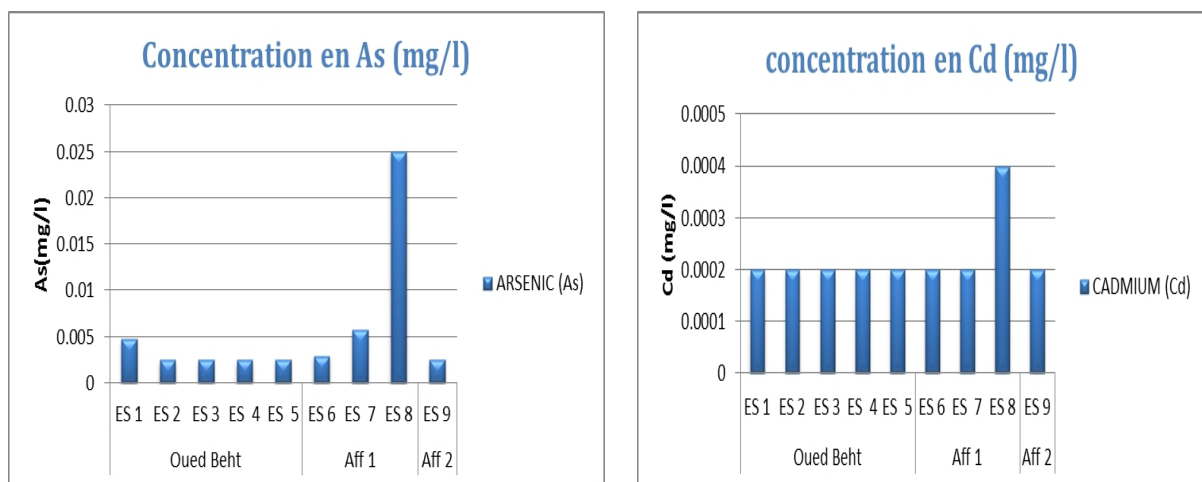
ce qui concerne la qualité de l'eau potable, mises à jour en 2006 sont la référence en ce qui concerne la sécurité en matière d'eau potable.(annexe 3)

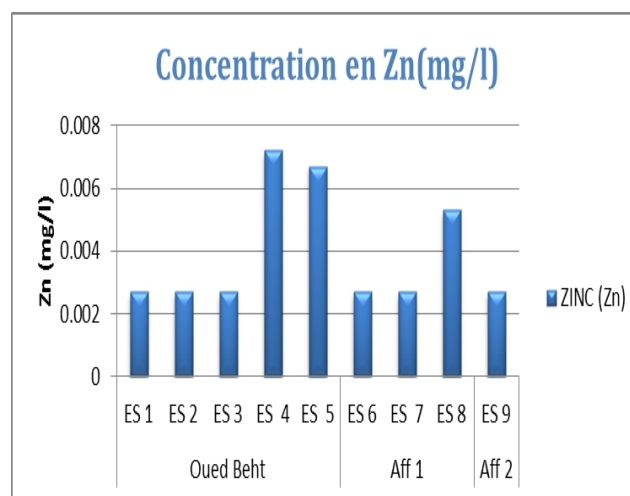
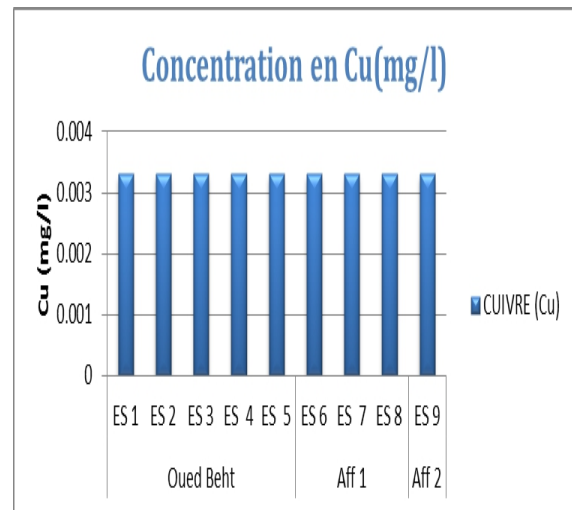
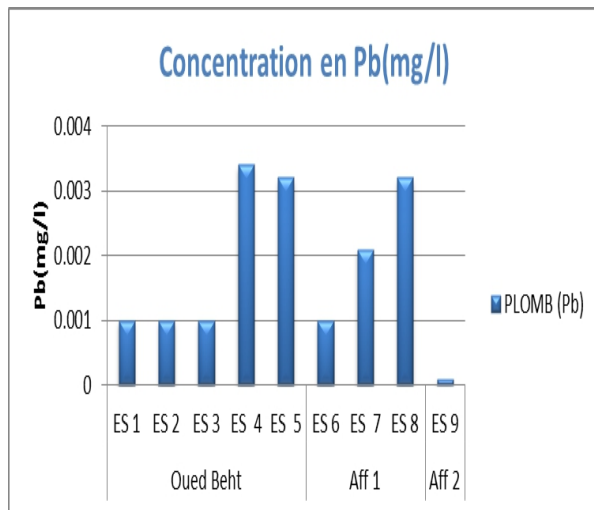
Les valeurs limite en ETM dans les eaux selon les normes ci-dessus sont représentées dans le tableau 14 :

Tableau 14 : Les valeurs limite en ETM dans les eaux superficielles

	ARSENIC (As)	CADMIUM (Cd)	CUIVRE (Cu)	PLOMB (Pb)	ZINC (Zn)
Grille Qualité Excellente	0.01	0.003	0.02	0.01	0.5
NM irrigation	0.1	0.01	2	5	2
NM potabilité	0.01	0.003	2	0.025	3
OMS	0.01	0.003	1	0.01	3

Figure 17 : Evolution des concentrations de As ; Cd ;Cu ;Pb ;Zn dans l'eau des stations d'échantillonnage durant la campagne 2014 au niveau d'oued Beht et ses deux affluents, alignées de l'amont vers l'aval de la mine





Les concentrations moyennes des ETM au niveau de la totalité des échantillons de la campagne 2014 (figure 17) sont :

- Conformes par rapport à la grille de qualité des eaux superficielles, et même les classe dans la case des eaux de qualité excellentes, appart le point Es8 qui est classé en qualité moyenne avec une concentration en As de 0,025 mg/l ;
- Conforme par rapport aux normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation ;
- Conforme par rapport aux normes de potabilité : norme marocaine des eaux destinées à l'alimentation humaine et normes de l'Organisation Mondiale de la Santé a part le point Es8.

Le point Es8 est situé en aval de la mine au niveau d'affluent 1, les eaux en ce point ne sont pas utilisée ni pour irrigation (absence des terrains agricole) ni pour adduction en eau potable

(pas de riverain proche et il y a des puits et source qui serve au but de potabilisation) car il est situé dans une vallée difficilement accessible.

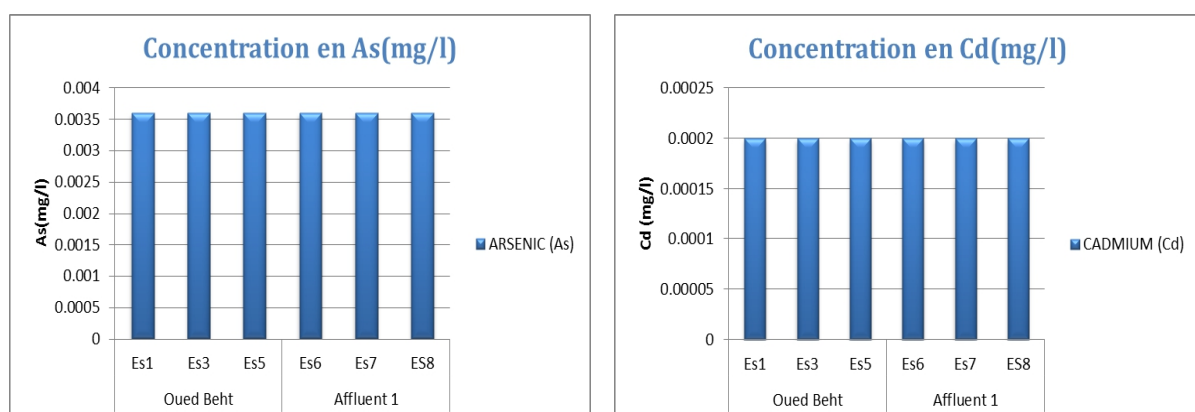
L'origine de l'arsenic dans les eaux environnantes d'un site minier provient principalement de deux sources, soit d'un fond géochimique riche en arsenic, ou du lessivage des stériles miniers. La remobilisation de l'arsenic liée aux activités minières est réalisée à travers l'ouverture des galeries et l'augmentation ainsi des surfaces de contact des eaux d'exhaure avec la roche mère ce qui enrichi les eaux en arsenic (Bossy, 2010).

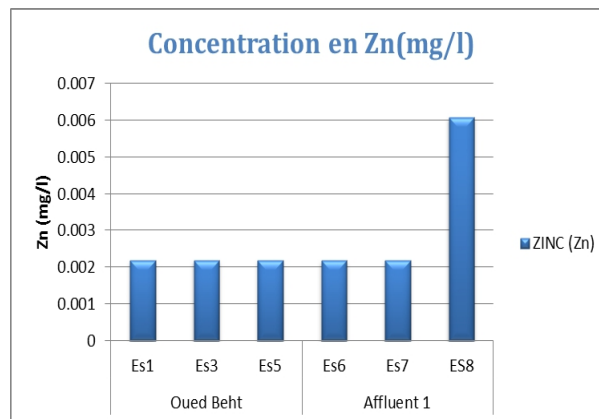
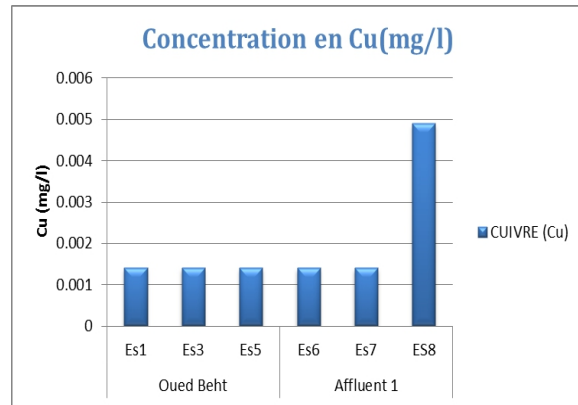
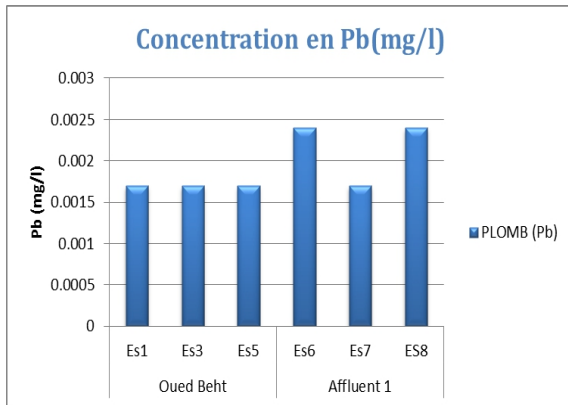
L'apport d'arsenic peut provenir des sédiments de fond de la rivière très enrichis en arsenic et qui sont transportées par la force du courant vers l'aval du district minier (Bril and Floc'h, 2001a). Ces sédiments constituent un stock potentiel d'arsenic qui, par lessivage et perturbation des conditions du milieu, peut facilement être transféré vers la fraction aqueuse et contaminer l'eau superficielle (Bossy, 2010)

En effet, nous allons s'assurer de l'exactitude de cette hypothèse dans la partie suivante par la mesure de la concentration en arsenic et en ETM dans les sédiments au niveau de ce point de prélèvement d'eau superficielle Es8.

Le point Es9 est situé au niveau d'affluent 2 en aval de la mine et loin de ses activités, ce qui peut expliquer la différence considérable des concentrations en ETM au niveau de ce point.

Figure 18 : Evolution des concentrations de As ; Cd ;Cu ;Pb ;Zn dans l'eau des stations d'échantillonnage durant la campagne2015 au niveau des oueds (Beht et affluent 1) alignées de l'amont vers l'aval des oueds et du site minier





Les concentrations moyennes des ETM au niveau de la totalité des échantillons de la campagne 2015 (figure 18) sont conformes par rapport aux valeurs limites fixées par la norme de qualité des eaux destinées à l'irrigation, et la norme de potabilité des eaux destinées à l'alimentation humaine ainsi que la norme de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Elles sont conformes aussi par rapport aux valeurs limites de la grille de qualité des eaux superficielles. Les eaux superficielles échantillonnées au niveau d'oued Beht et ses deux affluents sont classées dans la classe des eaux de qualité excellentes.

Malgré que les valeurs des concentrations en ETM sont devenu conformes et ne dépassent pas les valeurs limites fixées par les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation ou à la consommation humaines, une légère augmentation est enregistrée au niveau du point Es8 en terme du plomb, zinc et cuivre mais les concentrations restent largement inférieurs aux valeurs limites. Cette modification dans le temps de la contamination des eaux superficielles en ETM est due au changement du Fond géochimique, au changement des saisons et à la libération des ETM contenue dans les sédiments des rivières sous l'effet de l'érosion.

Le changement de la concentration en arsenic constaté pour au niveau du point Es8 entre la campagne 2014 et la campagne 2015 est due à l'amélioration de la qualité des rejets des eaux d'exhaures 4 (Ex4), rejetées en amont de ce point, suite au changement du fond géochimique ainsi qu'aux modifications du débit des cours d'eau selon l'intensité des précipitations induisant la dilution de la concentration des élément dans l'eau.

En comparant les concentrations des ETM durant les deux campagnes d'échantillonnage nous avons trouvé que l'hydrochimie des eaux de l'affluent 1 varie en fonction du temps grâce à plusieurs facteurs, mais les concentrations en ETM restent largement au-dessous des normes concernant les concentrations chroniques admissibles dans les eaux de surfaces au niveau de l'ensemble des stations appart le point Es8 qui était non conforme en terme de concentration en Arsenic (As) durant la campagne 2014. L'impact des rejets des eaux d'exhaure au niveau des point Es2 ; Es3 et Es7 reste invisible en matière de pollution métallique (ETM).

Chapitre 3 : Impact de l'exploitation minière sur les sédiments

1. Introduction :

La contamination par les éléments traces métalliques (ETM) des sédiments représente un problème environnemental majeur. Ces éléments sont d'origines naturelles (altération des roches, volcanisme, érosion..) mais ils sont aussi issus des activités anthropiques (exploitation minière, industries métallurgiques,...).

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway and Ayres, 1997; Callender, 2003). Ces faibles concentrations en métaux lourds constituent le fond géochimique d'un environnement. Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu, soit par des processus naturels (ex. altération) ou anthropiques (ex. exploitation minière) depuis leurs sources, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau, les matières en suspension ou les sédiments de fond des cours d'eau (Alloway and Ayres, 1997).

La disponibilité d'un élément est très contrôlée par la dissolution et la mise en solution à partir des minéraux porteurs, et par la suite par l'adsorption et la précipitation de cet élément par des réactions géochimiques ayant lieu dans les eaux, les sédiments ou les aérosols. Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend notamment de ses propriétés intrinsèques (état d'oxydation, rayon atomique, etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH) (Salvarredy Aranguren, 2008).

Le but de cette partie est l'évaluation de la qualité physico-chimique et de la distribution de la contamination par le plomb, l'arsenic, le cuivre, le cadmium et le zinc au niveau des sédiments d'oued Beht et son affluent 1 au voisinage de la mine du haut Beht. Afin d'évaluer l'impact des rejets des eaux d'exhaure de la mine sur la qualité des sédiments.

2. Matériel et méthode :

2.1. Stations d'échantillonnage :

Pour l'évaluation de l'impact de l'exploitation minière sur la qualité des sédiments des oueds environnants de la mine une campagne de prélèvement et d'analyse a été élaborée en 2014 dans le périmètre de la mine. La caractérisation physico-chimique et le degré de contamination métallique des sédiments de surface ont été évalués au niveau de trois stations.

Le choix des stations d'échantillonnages est fait de manière à ce qu'elles soient accessibles et reflètent les caractéristiques chimiques des sédiments environnants de la mine et en aval des points de rejet des eaux d'exhaure. Dans chaque station, seuls 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 indique préférentiellement les dépôts représentatifs.

Nous avons évalué le degré de contamination des sédiments au niveau de trois points (figure 19) :

- **S1** : situé au niveau d'oued Beht aval rejet d'exhaure Ex1 et au niveau du point d'eau superficielle Es2 (photo 10) ;
- **S2** : situé au niveau de l'affluent 1 d'oued Beht qui est à la limite de la mine, en aval rejet d'exhaure Ex3 et au niveau du point d'eau superficielle Es7 (photo 11);

- **S3** : situé au niveau d'affluent 1 à la limite de la mine, en aval du rejet d'exhaure Ex4, et au niveau du point d'eau superficielle Es8.

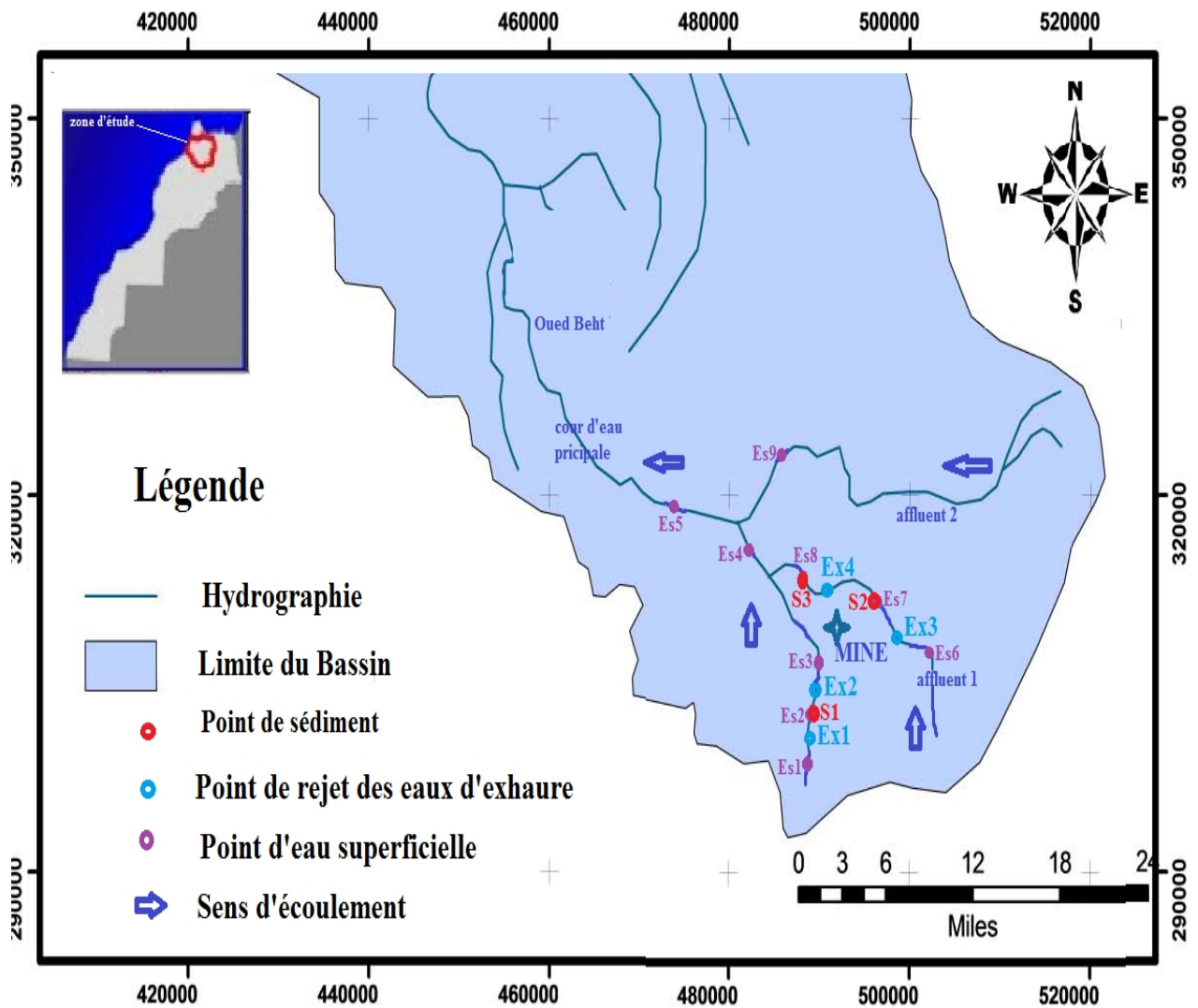


Figure 19 : Carte de situation géographique des stations d'échantillonnage des sédiments environnantes de la mine



Photo 10 : point d'échantillonnage S1 des sédiments aval gisement 1 sur Beht



Photo 11 : point d'échantillonnage S2 des Sédiments d'affluent 1 aval gisement 3

2.2. Méthodes d'analyses :

Les sédiments destinés aux analyses sont collectés au niveau de la couche superficielle à 15cm de la surface, à l'aide d'une pelle en plastique (maintenue propre entre les échantillonnages), dans des zones à sédimentation calme et riche en matériaux fins et en dépôt organiques.

Les sédiments des points échantillonnés ont été placés dans des sachets en plastiques propres, qui garantissent une fermeture isolant de l'air extérieur, et sont gardés à l'abri du soleil dans une boîte thermique, transportés dans une glacière puis congelés à -18°C pour éviter toute évolution.

Ils sont ensuite déshydratés à l'étuve à 80°C pendant 48h puis broyés et homogénéisés. Puis ils sont séchés à l'étuve pendant 48 heures à 80°C et tamisés dans un tamis à maille inférieur à 100 µm. 0,3 g de ces sédiments ont été minéralisés à 120°C pendant 4 heures en présence de 4 ml d'acide fluorhydrique et 2 ml d'un mélange acide chlorhydrique et acide nitrique (Blinda et al., 2013; El Morhit et al., 2009; Tahiri et al., 2005).

Trois échantillons de sédiments superficiels ont été prélevés en 2014, au niveau des trois stations (S1, S2 et S3) réparties le long des cours d'eau (figure 19).

Suivant des méthodes standardisées (tableau 15), 26 variables ont fait l'objet des analyses physico-chimiques. Les analyses des métaux lourds ont été effectués par ICP-MS (spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif), pour évaluer la charge métallique des sédiments en cinq éléments en particulier: le Plomb (Pb), le Zinc (Zn), le Cuivre (Cu), le Cadmium (Cd) et l'Arsenic (As).

La campagne de prélèvement et d'analyse des sédiments environnants de la mine a été élaborée par un laboratoire agréé par l'état. Les prélèvements ont été réalisés conformément à la norme AFNOR NF ISO 10381.

Tableau 15 : les références des méthodes d'analyses de base adoptées par le laboratoire d'analyse

ESSAIS	METHODES DE REFERENCE
PH	ISO 10390/2005
Teneur en eau et matière sèche	NF EN 12880
Métaux lourds extraction	ISO 11466 : 1995
Métaux lourds, Li, Ca, Mg	ICP ISO 22036
Phosphore total	Méthode par UV visible/ XRF
Na, K	Absorption atomique : ISO 11047
Silice	NFT 90-007
Azote total	NFT 90-015-1
Nitrate	NF EN ISO 10304-1
Nitrite	NF EN 26777

3. Résultats et discussion:

3.1. Caractérisation physico-chimique des sédiments environnants de la mine :

Après caractérisation des eaux superficielles en amont et en aval des point de rejet des eaux d'exhaure on a trouvé que le point Es8 (figure 19) présente une contamination importante en sulfate ainsi qu'une légère pollution en Arsenic (qualité d'eau moyenne en terme d'arsenic), vue que le point Es8 est situé en aval du rejet d'exhaure Ex4, c'est le point le plus touché par l'activité de la mine d'où vient l'importance d'une caractérisation physico-chimique des sédiments au niveau de ce point S3 pour évaluer l'impact de la sédimentation des éléments et du piégeage des particules au niveau des sédiments. Ainsi qu'au niveau de deux points : S1 aval rejet d'exhaure Ex1 au niveau d'oued Beht et S2 aval rejet Ex3 au niveau d'affluent 1 et en amont du rejet d'exhaure Ex4.

L'ensemble des résultats d'analyse obtenues au niveau des trois stations S1, S2 et S3, est comparé aux valeurs limites de la grille des critères Indicatifs de la contamination des sols

(CICS) : (Règlement sur le stockage et les centres de transfert des sols contaminés (Québec)) (Annexe 4).

Tableau 16 : qualité physico-chimique des sédiments environnants de la mine

Paramètre	Unité	S1	S2	S3
pH	-	8,2	8	8,2
Humidité	%	25,2	26,4	5,6
P₂O₅	g/kg	2,55	0,96	0,71
Azote total	g/kg	0,97	1,09	0,46
Carbone organique	g/kg	16,6	23,6	19,6
SiO₂	g/kg	5,56	3,80	9,99
Al₂O₃	g/kg	23	40,2	43
CaO	g/kg	32,3	26,8	67,6
MgO	g/kg	14,4	10,9	8,16
K₂O	g/kg	0,87	1,56	2,19
MnO	g/kg	0,79	0,98	1,16
TiO₂	g/kg	0,157	0,349	0,659
Na	g/kg	1,227	1,005	1,431
Al	g/kg	12,150	21,280	22,760
Fe	g/kg	45,600	59,980	45,270

Le pH des sédiments prélevés est légèrement basique ($8 < \text{pH} < 8,2$) (tableau 16), le terrain de la mine est riche en calcite influençant l'acidité des rejets d'exhaure ainsi qu'au nature du PH des sédiments car la calcite précipite en totalité pour le $\text{pH} > 8$.

Le PH est parmi les facteurs naturels les plus importants qui contrôlent la mobilité des ETM à l'interface eau- sédiment (Salvarredy Aranguren, 2008). La baisse du PH entraîne une

augmentation drastique de la solubilité des métaux lourds et de leur mobilité (Salomons and Mook, 1980).

L'analyse des eaux d'exhaure rejetées en amont des points S1, S2 et S3 a montré des dépassements en matière de Sulfate, de Manganèse, d'Arsenic, d'Aluminium et de Fer.

Des dépassements en matière d'aluminium ont été enregistrées au niveau de la totalité des stations d'échantillonnage des sédiments (tableau 16), les valeurs enregistrées varient entre 12,15g/Kg au niveau des sédiments d'oued Beht au point S1, et 22,76g/Kg au niveau des sédiments de l'affluent 1 d'oued Beht au point S3 (figure 19).

Dans le milieu naturel l'aluminium se forme au cours de l'érosion des feldspaths, et il est présent dans les sols sous la forme d'hydroxyde, insoluble dans l'eau (Godfrin and Van Bladel, 1990; Mouna, 2013). La dissolution des ions Al^{3+} est toxique pour les plantes car cette opération affecte les racines et diminue la consommation de phosphate, cette solubilité d'aluminium augmente suite aux fluctuations du pH du milieu, en effet lorsque la valeur du pH est sous 4,5 ou même très haute le risque de relargage d'aluminium piégé dans sédiments vers la phase aqueuse augmente (Qaouiyid et al., 2016).

Les teneurs en Manganèse au niveau des trois stations d'échantillonnage des sédiments S1, S2 et S3, présentent une variabilité ascendante de l'amont de la mine vers l'aval. La concentration maximale enregistrée en Manganèse est de l'ordre de 1,16g/Kg enregistrée au niveau des sédiments superficiels de la station S3, dépassant ainsi la valeur limite de la grille des critères Indicatifs de la contamination des sols (CICS) fixée à 1g/Kg. Cependant le manganèse (Mn) est souvent présent à l'état naturel dans de nombreux types de roches (Ellis, 1998), et Cet enrichissement des sédiments en (Mn) peut être lié aux activités anthropiques, à l'érosion des terrains agricoles, aux eaux de ruissellement et aux apports naturels qui sont en relation avec les structures géologiques des terrains du bassin versant (Abrid et al., 2014).

Des concentrations importantes en matière de Fer ont été enregistrées au niveau de la totalité des stations d'échantillonnage des sédiments, S1, S2 et S3. Ces concentrations peuvent aussi être liées à l'activité de la mine car l'exploitation minière perturbe l'équilibre chimique des roches en les plaçant brutalement dans des conditions oxydantes, ainsi elle permet l'introduction de l'oxygène dans l'environnement géologique et donc l'oxydation des minerais qui étaient initialement à l'état réduit (Wiggering, 1993).

Le Fer et le manganèse sont naturellement contenus dans l'écorce terrestre, les roches cristallines et les roches sédimentaires. Sous l'effet de l'érosion, ou de l'activité minière, ses roches s'altèrent et libèrent leurs éléments constitutifs que l'eau entraîne et transporte sous forme de solution ou de particules solides. Au cours de leur séjour dans le milieu naturel, certaines de ces particules évoluent et se transforment. Des minéraux argileux apparaissent qui vont à leur tour servir de support à des espèces minérales fraîchement précipitées (oxydes, carbonates,..). Cet ensemble de particules héritées des roches mères et néoformées dans les milieux de transport et de dépôt constitue le mélange sédimentaire (Boust et al., 1999). C'est au sein des différents constituants de ce mélange complexe et évolutif que le Fer et le Manganèse se répartissent en réponse à leurs affinités chimiques (Boust et al., 1999).

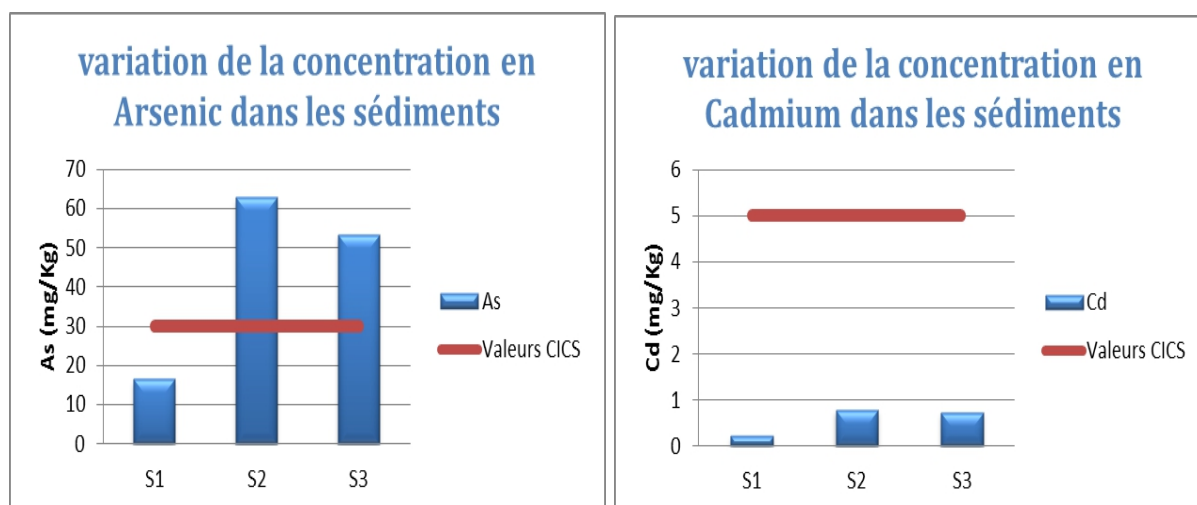
3.2. Contamination métallique des sédiments environnants de la mine :

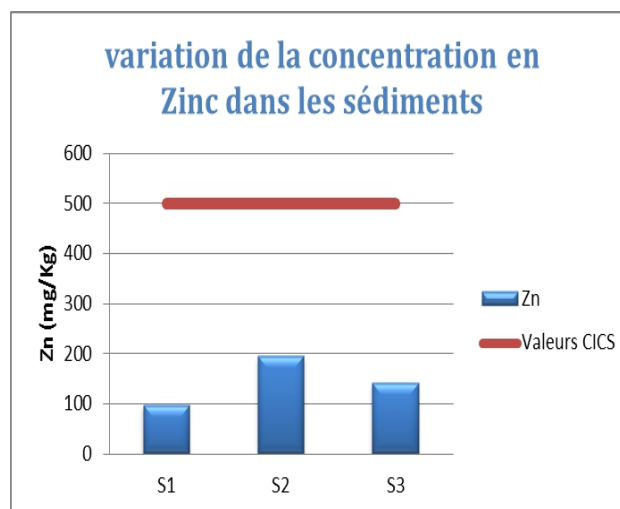
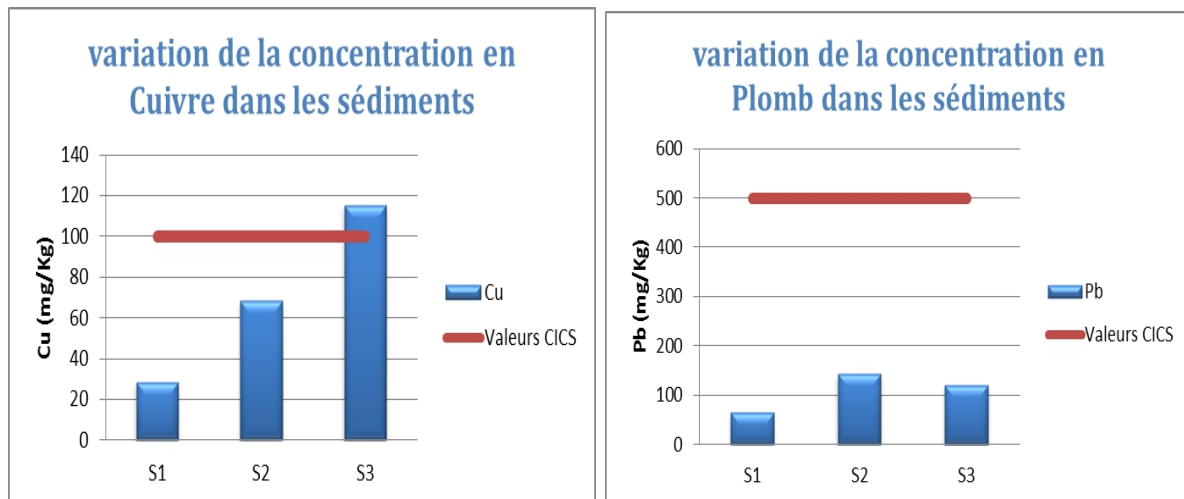
Pour déterminer le degré de pollution métallique des sédiments superficielles au niveau de la zone d'étude, les résultats des analyses des échantillons prélevés des stations S1, S2 et S3 situées au niveau d'oued Beht et son affluent (figure 19), sont comparés par rapport à la grille de critères Indicatifs de la contamination des sols (CICS), dont on s'intéresse en particulier au niveau de notre étude par la contamination en Plomb (Pb), Zinc (Zn), Cuivre (Cu), Cadmium (Cd) et en Arsenic (As).

Tableau 17 : Concentration en ETM dans les sédiments environnants de la mine

Paramètre	Unité	S1	S2	S3	valeur limite (CICS)
As	mg/kg	16,4	62,7	53,3	30
Ba	mg/kg	30,3	68,6	38,6	500
Cd	mg/kg	0,220	0,782	0,732	5
Co	mg/kg	14,5	19,9	19,1	50
Cr	mg/kg	21,8	37	29,7	250
Cu	mg/kg	28,4	68,3	115	100
Mn	mg/kg	609	762	897	1000
Ni	mg/kg	35,5	50,3	43,9	100
Pb	mg/kg	63,9	142	120	500
Se	mg/kg	<0,4	<0,04	<0,4	3
Zn	mg/kg	98,1	195	142	500

Figure 20 : Evolution des concentrations en As ; Cd ; Cu ; Pb et Zn dans les sédiments des stations d'échantillonnage au niveau d'oued Beht et son affluent, alignées de l'amont vers l'aval du site minier





Les teneurs enregistrées en termes du Plomb (Pb), du Zinc (Zn) et du Cadmium (Cd) au niveau de toutes les stations de notre étude restent, néanmoins, inférieures à celles des valeurs limites préconisées par la grille de critères Indicatifs de la contamination des sols (CICS).

Les concentrations en cuivre (Cu) au niveau de la station S3 dépassent la limite préconisée par la grille de critères Indicatifs de la contamination des sols (CICS) fixée à 100mg/Kg, avec une concentration de 115 mg/ Kg. Toutefois les teneurs en cuivre restent conformes au niveau des deux stations d'échantillonnage des sédiments superficielles S1 et S2. La station S3 est située en aval de la mine et en aval du rejet d'exhaure Ex4, la teneur en Cuivre enregistrée au niveau de ce point peut être liée à une augmentation de la capacité d'adsorption des sédiments au voisinage de la mine, ou au lessivage des sols par les eaux de pluie, ou même à une charge héritée d'un fond géochimique riche en Cuivre (Blinda et al., 2013).

La teneur en Arsenic (As) enregistrée au niveau de la station S1 est conforme par rapport à la valeur limite préconisée par la grille des critères Indicatifs de la contamination des sols (CICS) fixant la valeur limite à 30 mg/Kg, pendant qu'au niveau des stations S2 et S3, les concentrations en Arsenic enregistrées dépassent largement cette valeur limite avec des valeurs de 62,7 mg/Kg au niveau de S2 et de 53,3 mg/Kg au niveau de S3.

L'arsenic est naturellement présent dans l'environnement. Les régions contaminées par l'arsenic peuvent être celles où la sédimentation entraîne la formation d'arsénopyrite (FeAsS), ou des régions avec un socle granitique présentant des fissures hydrothermales. De manière plus indirecte, la présence de phosphate peut entraîner la désorption de l'arsenic des sédiments (McArthur et al., 2001). Finalement, des concentrations élevées en arsenic peuvent apparaître localement influencées par des situations hydrologiques particulières (Campredon, 2013; Rodriguez et al., 2004).

Vue le fait que les stations S2 et S3 sont situées au niveau du même affluent d'oued Beht, au contraire du point S1 qui est situé au niveau d'oued Beht, on peut conclure que les teneurs enregistrées en arsenic au niveau des deux stations S2 et S3, peuvent être liées à l'activité minière aussi qu'aux apports en sédiments de l'affluent hérités du fond géochimique de la région.

Les sédiments portent donc l'empreinte des roches-mères, qui leur ont donné naissance, et celle des transformations qu'ils subissent au cours de leurs transport dans les rivières jusqu'à leurs expulsions vers la mer (Boust et al., 1999).

❖ Comparaison entre la contamination métallique des sédiments environnants de la mine du Haut Beht et des sédiments environnants d'autres mines au Maroc et dans le Monde :

Les concentrations en éléments traces métalliques enregistrées dans cette étude, ont été comparées avec six études nationales et internationales (Tableau 18), qui s'intéressent à l'évaluation des teneurs en éléments traces métalliques contenues dans les sédiments fluviaux environnants des zones minières (Ahmedat et al., 2018; El Amari et al., 2014; Elazhari, 2013; Galán et al., 2003; Ikenaka et al., 2010; Kim et al., 2017).

Tableau 18 : Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les sédiments environnants de la mine du Haut Beht et dans les sédiments environnants de six autres mines abandonnées au Maroc et dans le monde.

		Concentrations moyennes des ETM (mg/Kg)					Site industriel	Zone d'étude	Substance exploitées	Référence
		Pb	Cd	As	Cu	Zn				
Maroc	S1	63,9	0,22	16,4	28,4	98,1	Mine du Haut Beht	Bassin de Sebou	n.d	Ce travail
	S2	142	0,782	62,7	68,3	195				
	S3	120	0,732	53,3	115	142				
	moyenne	108,63	0,578	44,13	70,56	145,03				
		594,63	6,05	221,52	32,49	109,53	Mines Tourtit et Ichoumellal	Ighardayane Oued Beht	Sb	(Ahmedat et al., 2018)
	40,34	0,18	42,75	356,58	134,26	Mine Kettara	Oued Kettara Bassin de Tensift	Fe-S	(El Amari et al., 2014)	
	3 942,833	n.d	135	32,66	87,83	Mine Zeïda	oued Moulouya Bassin Moulouya	Pb	(Elazhari, 2013)	
Roumanie	171,29	3,16	324,66	47,44	n.d	Mine à Certeju de Jos Hunedoara	Rivière Bajaga Vallée du Certej	Au	(Kim et al., 2017)	
Espagne	842,5	5,45	864,16	1069,1	1675	Les mines de la ceinture ibérique de pyrite	Rivière Tinto et Odiel bassin de Guadalquivir	FeS ₂ (Zn,Fe)S PbS CuFeS ₂ Au CoAsS	(Galán et al., 2003)	
Zambie	11	0,09	77	5254	35	Mines Kabwe et Copperbelt	Rivière de Kafue Bassin de Zambèze	Pb Zn Co	(Ikenaka et al., 2010)	

n.d.: Valeur non-déterminée

La concentration moyenne en Plomb (Pb) au niveau des sédiments, d'affluent 1 et d'oued Beht, à proximité de la mine du Haut Beht, est en cinquième classe après celle enregistrée au niveau des sédiments d'oued Moulouya au voisinage de la mine Zeïda, où la contamination en Plomb est très importante, puis en deuxième classe les sédiments des rivières Tinto et Odiel au voisinage des mines de la ceinture ibérique de pyrite en Espagne, puis en troisième classe les sédiments d'oued Ighardayane et d'oued Beht à proximité des mines Tourtit et Ichoumellal, et en quatrième classe les sédiments de la rivière Bajaga près de la mine Certeju de Jos à Hunedoara en Roumanie. En sixième classe les sédiments d'oued Kettara à Tensift près de la mine Kettara, et en septième et dernière classe les sédiments de la rivière de Kafue au voisinage des mines Kabwe et Copperbelt à Zambie.

Pour le Cadmium (Cd) la concentration moyenne enregistrée au niveau des sédiments environnants de la mine du Haut Beht, est en quatrième classe après celle des mines Tourtit et Ichoumellal, celle des mines de la ceinture ibérique de pyrite en Espagne, et celle de la mine à Certeju de Jos en Roumanie. En cinquième classe celle de la mine de Kettara et en sixième classe celle des mines Kabwe et Copperbelt à Zambie.

En termes de concentration moyenne d'Arsenic (As) enregistrée au niveau des sédiments environnants de la mine du Haut Beht, elle est en sixième classe après celle des mines de la ceinture ibérique de pyrite en Espagne, celle de la Mine à Certeju de Jos en Roumanie, celle des mines Tourtit et Ichoumellal, celle de la mine Zeïda, et celle des mines Kabwe et Copperbelt à Zambie respectivement. Et en septième classe celle de la mine Kettara.

La concentration moyenne en Cuivre (Cu) enregistrée au niveau des sédiments environnants de la mine du Haut Beht est en quatrième classe après celle des mines Kabwe et Copperbelt à Zambie, et celle des mines de la ceinture ibérique de pyrite en Espagne, et celle de la mine Kettara. En cinquième classe celle de la mine à Certeju de Jos en Roumanie, puis en sixième classe celle de la mine Zeïda, et en septième classe celle des mines Tourtit et Ichoumellal.

Et pour le Zinc (Zn) la concentration moyenne enregistrée au niveau des sédiments environnants de la mine du Haut Beht est en deuxième classe après celle des mines de la ceinture ibérique de pyrite en Espagne. En troisième classe celle de la mine de Kettara, en quatrième classe celle des mines Tourtit et Ichoumellal, en cinquième classe celle de la mine à Certeju de Jos en Roumanie, et en sixième et dernière classe celle des mines Kabwe et Copperbelt à Zambie.

En comparant les teneurs en éléments traces métalliques enregistrées au niveau des sédiments environnants de la mine du Haut Beht et celles au voisinage des mines Tourtit et Ichoumellal prélevés au niveau du même bassin d'oued Beht, on trouve que les concentrations en Plomb, Cadmium et Arsenic sont plus faibles au niveau des sédiments près de la mine du Haut Beht que celles enregistrées au niveau des sédiments au voisinage des mines Tourtit et Ichoumellal. Ce qui montre l'impact de la lithologie de la roche mère, de la minéralogie du minerai, des méthodes d'exploitation minières et de la charge des eaux d'exhaure et rejets miniers en ETM sur la qualité des sédiments environnants d'un site minier.

L'évaluation de la pollution métallique des sédiments environnants des sites miniers abandonnés de Tourtit et Ichoumellal, Kettara, Zeïda, Certeju de Jos en Roumanie, et Kabwe et Copperbelt à Zambie, est élaborée dans le cadre des études après mine d'évaluation d'impact sur l'environnement, de proposition des méthode de remédiation de ces impacts et de réhabilitation des sites miniers après fermeture.

La ceinture ibérique de pyrite (IPB) est l'un des principaux districts miniers d'Europe, elle représente la concentration la plus importante des gisements de sulfures métalliques sur Terre (Almodóvar et al., 2019). L'évaluation des teneurs en ETM au niveau des sédiments des rivières Tinto et Odiel environnants des mines actives et abandonnées de l'IPB est élaborée dans le cadre de suivis des concentrations en ETM des sédiments historiquement contaminés par le drainage minier acide (Galán et al., 2003).

A la limite des mines de métaux abandonnées, des niveaux élevés de métaux lourds peuvent être enregistrés au niveau des sédiments des rivières entourant les zones minières suite au rejet et dispersion des résidus dans le milieu aquatique (Antunes et al., 2016; Beane et al., 2016; Da Silva et al., 2009; Navarro et al., 2008; Neiva et al., 2014). Et en fonction des caractéristiques géochimiques et de la charge de résidus miniers, le degré de contamination par les métaux lourds enregistré dans les zones minières varie dans une large plage (Johnson et al., 2000), ainsi les concentrations des métaux lourds dépassant les limites autorisées par la législation en vigueur sont la principale source de toxicité aquatique menaçant sérieusement l'environnement et la santé humaine (Delgado et al., 2011; Sarmiento et al., 2011).

4. Conclusion :

Les résultats de l'évaluation des caractéristiques physico chimiques des sédiments environnants de la mine, au niveau d'oued Beht et son affluent 1, ont montré qu'il y a une contamination en aluminium, en manganèse et en Fer au niveau de la totalité des stations d'échantillonnage des sédiments.

La caractérisation de la pollution métallique des sédiments en terme des éléments, As ; Cd ; Cu ; Pb et Zn, a montré une variabilité importante d'un élément à l'autre mais toutes les concentrations restent conformes par rapport aux valeurs limites préconisées par la grille de critères Indicatifs de la contamination des sols (CICS), à part au niveau des points S2 et S3 où il s'est enregistré une contamination en terme d'Arsenic, et en terme de cuivre au niveau du point S3.

La caractérisation de la charge des rejets d'exhaure en ETM a montré l'enregistrement des teneurs importantes des mêmes éléments enregistrés en dépassement au niveau des sédiments, d'où on peut conclure que l'origine d'une partie de ces contaminations est probablement liée à l'activité de l'exploitation minière.

Les métaux qui ne dissolvent pas dans l'environnement se précipitent au fond des cours d'eau, et ils restent piégés au niveau des sédiments pendant de longues périodes, en se transformant en une source de contamination à long terme.

Conclusion générale

Ce travail a porté sur la caractérisation physico-chimique et l'évaluation de la contamination métallique en éléments (Pb, Cd, Zn, Cu et As) des rejets des eaux d'exhaure, des eaux superficielles, des eaux souterraines et des sédiments environnants la mine du Haut Beht, dans le but d'évaluer l'impact de l'exploitation minière de la mine du Haut Beht sur l'environnement.

La caractérisation physico-chimique des eaux d'exhaures de la mine et l'évaluation de leur charge en éléments traces métalliques (ETM) a montré une faible variabilité dans le temps et dans l'espace entre les quatre points échantillonnés.

La variation des concentrations en éléments entre les deux campagnes 2014 et 2015 est due probablement au changement du fond géochimique. Ces changements influencent la composition hydro-chimique des eaux d'exhaures percolées à travers les parois du fond de la mine.

L'évaluation de la qualité physico-chimique et de la contamination métallique des eaux souterraines de la zone d'étude a montré que les concentrations des ETM sont conformes dans tous les points échantillonnés durant les deux campagnes 2014 et 2015. On peut conclure donc que l'activité de la mine du Haut Beht n'a pas d'impact sur les eaux souterraines, et cela est due à la faible sensibilité du milieu : absence d'une nappe phréatique étalée.

L'analyse comparative des concentrations en éléments enregistrés en dépassement au niveau des eaux d'exhaure par rapport à leur concentrations au niveau des eaux superficielles situées en amont et en aval des points de rejet de ces eaux d'exhaure, a montré une contamination en sulfate au point Es8 durant la campagne 2014 et 2015. Cette contamination est potentiellement liée au rejet d'exhaure 4, qui est riche en sulfate.

L'hydrochimie des eaux des oueds au voisinage de la mine varie en fonction du temps grâce à plusieurs facteurs mais les concentrations en ETM restent largement au-dessous des normes concernant les concentrations chroniques admissibles dans les eaux de surfaces au niveau de l'ensemble des stations à l'exception du point Es8 qui était non conforme en termes de concentration en arsenic (As) durant la campagne 2014.

Les teneurs en ETM enregistrées dans les autres stations étudiées des eaux superficielles environnantes de la mine, ne présentent pas de contamination. Cette situation ne peut être

expliquée que par les phénomènes de dilution, de précipitation, de piégeage, et d'accumulation de ces éléments dans les sédiments superficiels.

L'évaluation de la qualité des sédiments environnants de la mine au niveau de l'oued Beht et son affluent, a montré qu'il y a une contamination en aluminium, en manganèse et en Fer au niveau de la totalité des stations d'échantillonnage des sédiments, ainsi qu'une contamination en arsenic au niveau du point S3. Cette contamination est favorisée 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 induit un enrichissement en ETM des sédiments. Le danger réside, dans le fait que ces ETM peuvent être libérés vers la colonne d'eau suite à la modification des propriétés hydrodynamiques et/ou physico-chimiques du milieu.

Le diagnostic élaboré à travers l'analyse et la quantification des différents paramètres et leurs impacts, a permis de dresser un premier constat sur la variabilité de la qualité des eaux d'exhaures et l'impact de leur rejet sur la qualité des eaux et sédiments environnants la mine du Haut Beht. Et pour avoir une vision globale sur l'impact de l'exploitation minière sur l'environnement au niveau du bassin de Sebou on doit élaborer des études d'impact des rejets miniers des autres mines contenues dans le Bassin, ainsi que des plans de surveillance et de suivi des indicateurs environnementaux de ces mines pour limiter leurs impacts sur l'environnement.

Bibliographie

- Abdallaoui, A., 1998. Contribution à l'étude du phosphore et des métaux lourds contenus dans les sédiments et de leur influence sur les phénomènes d'eutrophisation et de la pollution: Cas du bassin versant de l'Oued Beht et de la retenue de barrage El Kansera.
- Abdellah El Hmaidi, P., 2016. Apports Du Modele Numerique De Terrain Mnt A La Modelisation Du Relief Et Des Caracteristiques Physiques Du Bassin Versant Du Moyen Beht En Amont Du Barrage El Kansera (Sillon Sud Rifain, Maroc).
- ABHS, A. d. B. H. d. S., 2013. Étude d'actualisation du plan directeur d'aménagement intégré des ressources en eau de bassin hydraulique de Sebou. Note de synthèse, Agence du bassin hydraulique du Sebou.
- ABHS, A. d. B. H. d. S., Etude d'actualisation du plan directeur d'aménagement intégré des ressources en eau du bassin hydraulique de Sebou. Note de synthèse. 2011, pp. 103.
- Abrid, D., et al., Traces de métaux dans les sédiments de carottes prises dans la retenue du barrage Sidi Chahed (Meknès, Maroc). du COLLOQUE FRancophone en Energie, Environnement, Economie et Thermodynamique COFRET, Vol. 14, 2014, pp. 23-25.
- Adam, S., et al., 2010. Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin). International Journal of Biological and Chemical Sciences. 4.
- Ahmedat, C., et al., 2018. Potentialités minérales et effet de géo-accumulation des éléments traces métalliques des rejets des mines abandonnées. L'exemple des mines d'antimoine de Tourtit et d'Ichoumellal (Maroc central). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat. 71-89.
- Alloway, B., Ayers, D., 1999. Chemical basis of environmental pollution". PWN Warsaw, Polish. 240-246.
- Alloway, B., Ayres, D. C., 1997. Chemical principles of environmental pollution. CRC press.
- Almodóvar, G. R., et al., 2019. Massive Sulfide Ores in the Iberian Pyrite Belt: Mineralogical and Textural Evolution. Minerals. 9, 653.
- Alpers, C. N., et al., 2003. Extreme acid mine drainage from a pyritic massive sulfide deposit: the Iron Mountain end-member. Environmental Aspects of Mine Wastes. 31, 407-430.
- Antunes, I., et al., 2016. Potential risk assessment in stream sediments, soils and waters after remediation in an abandoned W> Sn mine (NE Portugal). Ecotoxicology and environmental safety. 133, 135-145.
- Aranguren, M. M. S., 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. Université Paul Sabatier-Toulouse III, 2008.
- Armiento, G., et al., 2017. Antimony and arsenic distribution in a catchment affected by past mining activities: influence of extreme weather events. Rendiconti Lincei. 28, 303-315.
- Arroyo, Y. R. R., et al., 2004. Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México. Posibles escenarios geoquímicos para los residuos mineros. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas. 21, 268-284.

- ATSDR, 2005. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Zinc (update). Atlanta, US: Department of Public Health and Human Services DPHHS. Public health Service. 1-2.
- Azzaoui, s., et al., 2002. Note technique/Technical Note Cuivre, plomb, fer et manganèse dans le bassin versant du Sebou; Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface Copper, Lead, Iron and Manganese in the Sebou. Water quality research journal of Canada. 773.
- Baghdad, B., et al., Evaluation de la contamination et évolution de la qualité des eaux au voisinage d'une mine abandonnée d'extraction de plomb. Zaida-Haute Moulouya-Maroc). 12^{ème} conférence inter régionale. Environ Water, 2009.
- Baize, D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET. Quae.
- Banks, D., et al., 1997. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. Environmental Geology. 32, 157-174.
- Barbier, J., Chery, L., 1997. Relation entre fond géochimique naturel et teneurs élevées en métaux lourds dans les eaux (antimoine, arsenic, baryum, chrome, nickel, plomb, zinc). Rapport BRGM. 39544, 51.
- Beane, S. J., et al., 2016. Abandoned metal mines and their impact on receiving waters: a case study from Southwest England. Chemosphere. 153, 294-306.
- Ben Abbou, M., 1990. Evolution stratigraphique et structurale, au cours du Paléozoïque, de la bordure nord du Massif central (région d'Agourai, Maroc). Unpubl Thesis Univ Fès.
- Benvenuti, M., et al., 1997. Mine waste dumps and heavy metal pollution in abandoned mining district of Boccheggiano (Southern Tuscany, Italy). Environmental Geology. 30, 238-243.
- Bergqvist, C., Greger, M., 2012. Arsenic accumulation and speciation in plants from different habitats. Applied geochemistry. 27, 615-622.
- Blinda, M., 2007. Pollution tellurique du littoral nord-ouest du Maroc entre Tanger et Tétouan: Caractérisation, Impact sur l'Environnement et Proposition de Solutions.
- Blinda, M., et al., 2013. Evaluation de la contamination métallique des sédiments et des eaux superficielles du littoral Nord-Ouest du Maroc. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat. 43-49.
- Boon, M., et al., 1998. The mechanism and kinetics of bioleaching sulphide minerals. Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review. 19, 107-115.
- Bossy, A., Origines de l'arsenic dans les eaux, sols et sédiments du district aurifère de S t Yrieix-la-Perche (Limousin, France): contribution du lessivage des phases porteuses d'arsenic. Université de Tours, 2010.
- Boularbah, A., et al., 2006. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. Chemosphere. 63, 811-817.
- Bourrelier, P.-H., et al., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion:[organisé par l'Académie des sciences, 11 mai 1998]. Tec & Doc.
- Boust, D., et al., 1999. Fer et manganèse: réactivités et recyclages.
- Boyle, R., Jonasson, I. R., 1973. The geochemistry of arsenic and its use as an indicator element in geochemical prospecting. Journal of Geochemical Exploration. 2, 251-296.

- BRGM, 1999. Les résidus miniers français : typologie et principaux impacts environnementaux potentiels.
- Bril, H., Floc'h, J. P., 2001a. Le devenir des métaux provenant des anciennes mines; l'exemple du Massif Central Français. *Géologues*. 130, 233-241.
- Bril, H., Floc'h, J. P., 2001b. Le devenir des métaux provenant des anciennes mines; l'exemple du Massif central français. *Géologues*. 130, 233-241.
- Brodtkom, F., 2001. Good Environmental Practice in the European Extractive Industry: A Reference Guide, with Examples from the Industrial Minerals and Gypsum Industries. IMA-Europe.
- Brown M, B., B. Wood, H., 2002. Mine water treatment technology, Application & Policy. London.
- Bruins, M. R., et al., 2000. Microbial resistance to metals in the environment. *Ecotoxicology and environmental safety*. 45, 198-207.
- Brunel, C., Dynamique des éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd) sur un petit bassin versant amont contaminé par des déchets miniers-cas du bassin versant amont du Lez (Ariège, Pyrénées). Toulouse 3, 2005.
- Bryssine, G., 1966. Etude des propriétés physiques des dess de l'oued beht. *Al Awamia*. 2, 85-123.
- Burger, J., et al., 1951. Carte géologique régulière du Maroc au 1: 100.000 eme: Meknès nord, Feuille levée et édifiée par la Société Chérifiènne des Pétroles. Notes et mémoires du Service.
- Cailleux, Y., Géologie de la région des Smaala (Massif central marocain): stratigraphie du primaire, tectonique hercynienne. 1974.
- Callender, E., 2003. Heavy metals in the environment-historical trends. *Treatise on geochemistry*. 9, 612.
- Cambier, P., Mench, M., 1998. Contamination des sols par les métaux lourds et autres éléments traces. *Sols: interface fragile*. 161-172.
- Campbell, B. K., et al., 2004. Enjeux des nouvelles réglementations minières en Afrique. Nordiska Afrikainstitutet.
- Campredon, B., Mécanismes et transferts de l'arsenic dans une confluence du Var et étude d'une méthode de remédiation dans les eaux potables. Université Nice Sophia Antipolis, 2013.
- Cartier, A., Etude de minéralisations à fluorine, barytine et sidérite en contexte hercynien: secteur du gisement d'Escaro (Pyrénées-Orientales). UER de sciences fondamentales et appliquées, 1981.
- Chaoui, M., 2013. Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et métallique des eaux de surface (Oued Moulouya/Barrage Hassan II) au voisinage de la mine abandonnée Zeïda (Haute Moulouya). Mémoire de Master de l'Université Cadi Ayyad, Marrakech.
- Chatain, V., Caractérisation de la mobilisation potentielle de l'arsenic et d'autres constituants inorganiques présents dans les sols issus d'un site minier aurifère. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2004.
- Coïc, Y., Coppenet, M., 1989. Les oligo-éléments en agriculture et élevage: Incidence sur la nutrition humaine. Editions Quae.

- Corsi, A., Landim, P., 2002. Fluvial transport of lead, zinc and copper contents in polluted mining regions. *Environmental Geology*. 41, 833-841.
- Coulthard, T. J., Macklin, M. G., 2003. Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology*. 31, 451-454.
- Courtin-Nomade, A., *Mobilité de l'arsenic, liaisons arsenic-fer et spéciation de l'arsenic dans les haldes d'anciennes mines du Massif Central français*. Limoges, 2001.
- Criddle, A. J., Stanley, C. J., 2012. *Quantitative data file for ore minerals*. Springer Science & Business Media.
- Da Silva, E. F., et al., 2009. Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities. *Science of the total environment*. 407, 5620-5636.
- Daroussin, J., et al., 1998. *Réaménagement de Sites Miniers: l'Exemple du Site d'extraction et de Traitement de Minerai d'Uranium de l'Écarpière*. *Chronique de la Recherche Minière*, BRGM Editor.
- Delgado, J., et al., 2011. Speciation and ecological risk of toxic elements in estuarine sediments affected by multiple anthropogenic contributions (Guadiana saltmarshes, SW Iberian Peninsula): I. Surficial sediments. *Science of the Total Environment*. 409, 3666-3679.
- Derwich, E., et al., 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *LARHYSS Journal* ISSN 1112-3680.
- Derwich, E., et al., 2008. Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *LARHYSS Journal* ISSN 1112-3680.
- DGH, D. g. d. l. h., *Ressources en eau dans le bassin de l'oued Beht*. Publication de l'Administration de l'Hydraulique, Ministère des Travaux Publics de la Formation Professionnelle et de la Formation des Cadres, 1991.
- Djabri, L., et al., 2009. Contamination des eaux souterraines par les métaux lourds d'une mine de fer abandonnée: Cas de la région de Bekkaria (Tébessa). *Revue Francophone d'Ecologie Industrielle*. 50, 31-35.
- Djermakoye, M., 2005. *Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries; Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines*. Thés Doc Pharmacie. Université BAMAKO.
- Down, C. G., Stocks, J., 1977. *Environmental impact of mining*. *Environmental impact of mining*.
- Duchaufour, P., 1977. *Pédologie: Tome 1: Pédogenèse et classification*. Masson.
- Dudka, S., Miller, W., 1999. Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environmental Science & Health Part B*. 34, 681-708.
- Dussart, B., *Limnologie: l'étude des eaux continentales*. *Limnologie: l'étude des eaux continentales*. Gauthier-Villars, 1966.
- El Aafi, N., *Potentialités de bioremédiation par l'utilisation des associations rhizobactéries métallo-résistantes/légumineuses: vers une nouvelle approche de rhizoremédiation des sols contaminés par les métaux*. 2016.

- El Amari, K., et al., 2014. Impact of mine tailings on surrounding soils and ground water: Case of Kettara old mine, Morocco. *Journal of African Earth Sciences*. 100, 437-449.
- El Atillah, A., et al., 2018. Le cadre législatif de l'exploration et la recherche minière au Maroc entre le Dahir de 1951 et la loi 33-13. *International Review of Economics, Management and Law Research*. 1.
- El Hachimi, M. L., et al., 2013. Les rejets miniers de traitement: caractérisation, capacité polluante et impacts environnementaux, mine Zeïda, mine Mibladen, Haute Moulouya (Maroc). *Environnement & technique*. 32-42.
- El Hachimi, M. L., et al., 2005. Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement: cas de la mine de Zeïda (Haute Moulouya, Maroc). *Bulletin de l'institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre*. 93-100.
- El Morhit, M., et al., 2009. Heavy metals in sediment, water and the European glass eel, *Anguilla anguilla* (Osteichthyes: Anguillidae) from Loukkos river estuary (Morocco, eastern Atlantic). *Cybiurn*. 33, 219-228.
- Elazhari, A., Etude de 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, Haute Moulouya. Vol. master. Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences et Techniques, Marrakech, 2013, pp. 115.
- Ellis, D., 1998. Enlèvement du fer et du manganèse de l'eau souterraine par oxydation et par microfiltration. Université Laval.
- Espana, J. S., et al., 2005. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain): geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry*. 20, 1320-1356.
- Européenne, C., Gestion des résidus et stériles des activités minières. COMMISSION EUROPÉENNE, France, 2009, pp. 632.
- Fabriol, R., 2005. La gestion de l'eau des mines en phase post-extractive. *Revue BRGM Géosciences*. 66-71.
- Fekhaoui, M., 1997. Etude nationale sur la biodiversité: amphibiens et reptiles. SEE, PNUE.
- Fergusson, J. E., 1990. Heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon.
- Finnegan, P., Chen, W., 2012. Arsenic toxicity: the effects on plant metabolism. *Frontiers in physiology*. 3, 182.
- Galán, E., et al., 2003. Heavy metal partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Applied Geochemistry*. 18, 409-421.
- Galloway, J. N., et al., 1982. Trace metals in atmospheric deposition: a review and assessment. *Atmospheric Environment* (1967). 16, 1677-1700.
- Garg, N., Singla, P., 2011. Arsenic toxicity in crop plants: physiological effects and tolerance mechanisms. *Environmental Chemistry Letters*. 9, 303-321.
- Garrels, R. M. e. T. M. E., 1960. Oxydation & pyrite in iron fer sulfate solutions. *American journal Science*. 258-A, 67.
- Gaujous, D., La pollution des milieux aquatiques Aide-mémoire, 2 eme Ed Lavoisier. ISBN, 1995.
- Géodéris, Base de Données Environnementales de Languedoc-Roussillon (Programme Géodéris 2002). 2002, pp. 41.

- Godfrin, J., Van Bladel, R., 1990. Influence du pH sur l'adsorption du cuivre et du zinc par les sols. *Science du sol*. 28, 15-26.
- González, R. C., González-Chávez, M., 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*. 144, 84-92.
- Goyer, N., 1981. Vue d'ensemble sur les substances toxiques: rapport sectoriel rédigé pour le Bureau d'étude sur les substances toxiques, Environnement Québec. Québec, Environnement Québec. Bureau d'étude sur les substances toxiques.
- Goyer, R. A., Clarkson, T. W., 1996. Toxic effects of metals. *Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons*. 5, 696-8.
- Grant, C., et al., 1998. Cadmium accumulation in crops. *Canadian Journal of Plant Science*. 78, 1-17.
- Gray, N., 1997. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology*. 30, 62-71.
- Haguenoer, J.-M., Furon, D., 1982. Toxicologie et hygiène industrielles.
- Herrick, G. T., Friedland, A. J., 1990. Patterns of trace metal concentration and acidity in montane forest soils of the northeastern United States. *Water, Air, and Soil Pollution*. 53, 151-157.
- Hilton, J., et al., 1985. A mathematical model for analysis of sediment core data: Implications for enrichment factor calculations and trace-metal transport mechanisms. *Chemical Geology*. 48, 281-291.
- Ikenaka, Y., et al., 2010. Heavy metal contamination of soil and sediment in Zambia. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 4, 729-739.
- INERIS, Données technico-économiques sur les substances chimiques en France Vol. DRC-16-158744-09774A, 2017, pp. p. 58.
- Iribar, V., et al., 2000. Water contamination and remedial measures at the Troya abandoned Pb-Zn mine (The Basque Country, northern Spain). *Environmental Geology*. 39, 800-806.
- Izart, A., et al., 2001. Carte géologique du Maroc au 1/50 000, feuille de Bouqachmir. Notes et mémoires Serv. géol. Maroc.
- Jacobs, J. A., Foreman, C., 2005. Groundwater and cadmium: Chemical behavior and treatment. *Water Encyclopedia*. 5, 613-619.
- Järup, L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*. 68, 167-182.
- Jébrak, M., Contribution à l'histoire naturelle des filons (F, BA) du domaine varisque: essai de caractérisation structurale et géochimique des filons en extension et en décrochement dans les massifs centraux français et marocains. 1984.
- Jian-Min, Z., et al., 2007. Soil heavy metal pollution around the Dabaoshan mine, Guangdong province, China. *Pedosphere*. 17, 588-594.
- John, D. A., Leventhal, J. S., 1995. Bioavailability of metals. Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. 10-18.
- Johnson, R., et al., 2000. The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology*. 41, 49-80.
- Juillot, F., Localisation et spéciation de l'arsenic, du plomb et du zinc dans des sites et sols contaminés. Comparaison avec un sol développé sur une anomalie géochimique naturelle en plomb. Paris 7, 1998.

- Juste, C., et al., 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaire des stations d'épuration urbaines.
- Kachi, N., et al., 2015. Evaluation of the Physico-Chemical and Bacteriological Quality of Surface Waters in Guelma Basin, Algeria.
- Kenfaoui, A., 2008. Economisons l'eau en la préservant de la pollution. REV HTE. 140-17.
- Kim, B., McBride, M. B., 2009. Phytotoxic Effects of Cu and Zn on Soybeans Grown in Field-Aged Soils: Their Additive and Interactive Actions. *Journal of environmental quality*. 38, 2253-2259.
- Kim, L., et al., Spatio-temporal evolution of sediments pollution with mobile heavy metals in an abandoned mining area from Romania. *Sedimentation Engineering*. IntechOpen, 2017.
- Kopittke, P. M., et al., 2007. Toxic effects of low concentrations of Cu on nodulation of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environmental Pollution*. 145, 309-315.
- Kroll, N., 1997. Traitement des eaux d'exhaure au jour en vue de leur rejet dans le milieu naturel. EUR(Luxembourg).
- l'Espace, M. d. l. H. d. l. U. e. d. l. A. d., Loi n° 12-90 relative à l'urbanisme promulguée par le dahir n° 1-92-31 du 15 hja 1412 (17 Juin 1992). 1992.
- L'Huillier, L., Jaffré, T., 2010. L'exploitation du minerai de nickel en Nouvelle-Calédonie. Mines et environnement en Nouvelle-Calédonie: les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration'. (Eds L L'Huillier, T Jaffré, A Wulff) pp. 21-31.
- Laabidi, A., et al., 2014. Typologie morpho-sédimentaire des dépôts actuels de la vallée du Moyen Beht (Sillon sud rifain occidental, Maroc). *IOSR Journal of Engineering (IOSRJEN)*. 4.
- Laffitte, P., et al., 1965. Cartographie métallogénique, métallotecte et géochimie régionale. *Bulletin de Minéralogie*. 88, 3-6.
- Lakhili, F., et al., 2015. Etude de la qualité physicochimique et de la contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Beht (Maroc). *European Scientific Journal, ESJ*. 11.
- Lamhasni, N., et al., 2013. Typologie des eaux de surface du bassin du Sebou par multi-approche: corrélation entre indice biologique global des réseaux de contrôle et de surveillance (IBG-RCS) et l'approche physicochimique et microbiologique. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*. 9, 35-49.
- Lamoot, E., et al., 1994. La grande diversité des eaux du bassin versant de l'Oued Sébou au Maroc. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 25, 1801-1803.
- Liang, P., et al., 2000. Study of the adsorption behavior of heavy metal ions on nanometer-size titanium dioxide with ICP-AES. *Fresenius' journal of analytical chemistry*. 368, 638-640.
- Long, X., et al., 2003. Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 34, 1421-1434.
- Loué, A., 1993. Oligoéléments en agriculture.
- Lowson, R. T., 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical reviews*. 82, 461-497.

- Luo, X.-S., et al., 2006. Solid/solution partitioning and speciation of heavy metals in the contaminated agricultural soils around a copper mine in eastern Nanjing city, China. *Journal of hazardous materials*. 131, 19-27.
- Luoma, S. N., Rainbow, P. S., 2008. *Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management*. Cambridge university press.
- Makhoukh, M., et al., 2011. Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *LARHYSS Journal* ISSN 1112-3680.
- Malle, K. G., 1992. Zink in der Umwelt. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*. 20, 196-204.
- Manivasagaperuma, R., et al., 2012. Effect of zinc on growth, dry matter yield and nutrient content of *Vigna Radiata* (L.) Wilczek. *Int. J. Recent Scientific Research*. 3, 687-692.
- Mansor, N., Investigation of lead and zinc dispersion from an abandoned mine site at Tyndrum, Scotland. University of Glasgow, 2008.
- Marques, M., et al., 2001. Heavy metals pollution of aquatic ecosystems in the vicinity of a recently closed underground lead-zinc mine (Basque Country, Spain). *Environmental Geology*. 40, 1125-1137.
- Mateos-Naranjo, E., et al., 2008. Growth and photosynthetic responses to copper stress of an invasive cordgrass, *Spartina densiflora*. *Marine Environmental Research*. 66, 459-465.
- Mayo, A., et al., 2000. Chemical evolution of coal mine drainage in a non-acid producing environment, Wasatch Plateau, Utah, USA. *Journal of Hydrology*. 236, 1-16.
- McArthur, J., et al., 2001. Arsenic in groundwater: testing pollution mechanisms for sedimentary aquifers in Bangladesh. *Water Resources Research*. 37, 109-117.
- McClure, R., Schneider, A., 2001. The General Mining Act of 1872 has left a legacy of riches and ruin. *Seattle Post-Intelligencer*. 11.
- Miftah, A., Lamdiouani, A., 2014. Caractérisation des eaux industrielles de DRAA SFAR et proposition de la solution optimale de traitement avant le rejet.
- Miner, R. A., Keith, L. H., 1982. *Water analysis*. Academic Press.
- Ministère de l'Équipement et du Transport, M., Note de présentation du projet loi relative à exploitation des carrières. 2002.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, d. M., de l'Eau et de l'Environnement, chargé d'environnement, Loi n° 13-03 relative à la lutte contre la pollution de l'air 2003a.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, d. M., de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'environnement, Loi n° 11-03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement. 2003b.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, d. M., de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'environnement, Loi n° 12-03 relative aux études d'impact sur l'environnement 2003c.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, d. M., de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'environnement, Loi n°28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination promulguée par le dahir n° 1-06-153 du 30 chaoual 1427 (22 Novembre 2006). 2006.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, d. M., de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau, Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau (DRPE)

- Programme d'Appui à la Gestion Intégrée des Ressources en Eau (AGIRE), Recueil des textes juridiques relatifs aux ressources en eau au Maroc. 2015, pp. 423.
- Ministère délégué auprès du Ministre de l'Énergie, d. M., de l'Eau et de l'Environnement, département de l'énergie et des mines, Note de présentation du projet de loi n°33-13 relative aux mines. 2013.
- Mint chevie, M., Contribution à l'étude hydroclimatique du bassin versant de l'Oued Beht, Maroc septentrional. Université Sidi Mohammed Ben Abdellah Faculté des Sciences et Techniques, Fès, Maroc, 2010, pp. 58.
- Miquel, G., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
- Mlayah, A., et al., 2009. The Oued Mellègue: Mining activity, stream sediments and dispersion of base metals in natural environments, North-western Tunisia. *Journal of Geochemical Exploration*. 102, 27-36.
- Mohcine, H., et al., Heavy Metal in Agricultural Soils in The Sahel Region of Doukkala (Morocco).
- Mouna, C., Décontamination électrocinétique d'une boue d'eau potable contenant de l'aluminium. Université de Annaba, 2013.
- Mzaiti, I. E., et al., 2015. ETUDE FAUNISTIQUE DE LA FORET D'ACHEMECHE PROVINCE D'EL HAJEB/COMMUNE RURALE DE RAS JERRY/MAROC. *European Scientific Journal*. 11.
- Navarro, M., et al., 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical exploration*. 96, 183-193.
- Neiva, A., et al., 2014. Contaminated water, stream sediments and soils close to the abandoned Pinhal do Souto uranium mine, central Portugal. *Journal of Geochemical Exploration*. 136, 102-117.
- Nieboer, E., Richardson, D. H., 1980. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*. 1, 3-26.
- Nies, D. H., 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Applied microbiology and biotechnology*. 51, 730-750.
- Oremland, R. S., Stolz, J. F., 2003. The ecology of arsenic. *Science*. 300, 939-944.
- Oyarzun, R., et al., 2004. Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, Northern Chile: industrial (gold mining at El Indio–Tambo district) vs. geologic processes. *Journal of Geochemical Exploration*. 84, 53-64.
- Parsons, M. B., et al., 2001. Geochemical and mineralogical controls on trace element release from the Penn Mine base-metal slag dump, California. *Applied Geochemistry*. 16, 1567-1593.
- Pedersen, M. B., et al., 2000. Toxicity and bioaccumulation of copper to black bindweed (*Fallopia convolvulus*) in relation to bioavailability and the age of soil contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 39, 431-439.
- Perronet, K., et al., 2000. Availability of cadmium and zinc accumulated in the leaves of *Thlaspi caerulescens* incorporated into soil. *Plant and Soil*. 227, 257-263.
- Piqué, A., Knidiri, M., 1994. Géologie du Maroc: les domaines régionaux et leur évolution structurale. Pumag.

- Piver, W. T., 1983. Mobilization of arsenic by natural and industrial processes. Biological and environmental effects of arsenic. 6, 1-50.
- Plumlee, G. S., Nash, J. T., 1995. Geoenvironmental models of mineral deposits—fundamentals and applications. US Geological survey Open-file report. 95-831.
- Potelon, J.-L., Zisman, K., 1998. Le guide des analyses de l'eau potable. Éditions de la Lettre du cadre territorial.
- Qaouiyid, A., et al., 2016. Les Teneurs Métalliques Et Paramètres Physico-Chimiques De L'eau Et Du Sédiment De Oued Beht, Au Niveau De Sidi Kacem Et De Oued R'dom Au Niveau De Sidi Slimane. European Scientific Journal, ESJ. 12.
- Ramade, F., 1992. Précis d'écotoxicologie. Editions Masson, Paris.
- Remmal, T., et al., 1999. Les granitoïdes du district d'El Hammam (massif hercynien marocain). Mise en place, typologie et relation avec la magmatogenèse acide tardi-hercynienne. Les Cahiers de la Recherche, I. 1, 77-93.
- Repetta, D. J., et al., 2002. Chemical characterization of high molecular weight dissolved organic matter in fresh and marine waters. Geochimica et Cosmochimica Acta. 66, 955-962.
- Robert, M., Juste, C., 1999. Enjeux environnementaux et industriels-Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. Spéciation des métaux dans le sol., Les Cahiers du Club Crin, Paris. 15-37.
- Rodier, J., 1975. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer (Chimie, physico-chimie, bactériologique, biologie).
- RODIER, J., 1996. L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer. Denod, Paris. 1, 1383.
- Rodríguez, R., et al., 2004. Groundwater arsenic variations: the role of local geology and rainfall. Applied Geochemistry. 19, 245-250.
- Sagardoy, R., et al., 2009. Effects of zinc toxicity on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) plants grown in hydroponics. Plant Biology. 11, 339-350.
- Saidi, N., 2004. Le bassin versant de la Moulouya: pollution par les métaux lourds et essais de phytoremédiation.
- Salomons, W., 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. Journal of Geochemical exploration. 52, 5-23.
- Salomons, W., Mook, W., 1980. Biogeochemical processes affecting metal concentrations in lake sediments (IJsselmeer, The Netherlands). Science of the Total Environment. 16, 217-229.
- Salvarredy Aranguren, M. M., 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. Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier, 2008.
- Sarmiento, A. M., et al., 2011. Toxicity and potential risk assessment of a river polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). Science of the Total Environment. 409, 4763-4771.
- Schulz, H., et al., Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. II. Deposition types and impact levels. 2000.

- Sebbag, I., 1970. Etude géologique et métallogénique de la région du Tafoudeit. Rapport du Service Régional de Géologie-Meknès, service d'étude des gîtes minéraux. 29, 62p.
- Shaw, S., et al., 1998. Mineralogical study of base metal tailings with various sulfide contents, oxidized in laboratory columns and field lysimeters. *Environmental Geology*. 33, 209-217.
- Sorre, M., Observations sur la végétation du Maroc. *Annales de géographie*, Vol. 33. Société de géographie, 1924, pp. 257-266.
- Stocks, J., et al., 1974. Mining and the environment. *Mining Magazine*. 131, 99-107.
- Stumm, W., Morgan, J., *An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters, Aquatic Chemistry*. J. Wiley and Sons, New York. 2nd edition. A Wiley-Interscience Publication ..., 1981.
- Tahiri, A., 1994. Tectonique hercynienne de l'anticlinorium de Khouribga-Oulmès et du synclinorium de Fourhal. *Bull. Inst. Sci. Rabat*. 18, 125-144.
- Tahiri, A., Hoepffner, C., 1987. La faille d'Oulmès (Maroc central hercynien): cisaillement ductile et tectonique tangentielle. *Bull. Inst. Sci. Rabat*. 11, 59-68.
- Tahiri, L., et al., 2005. Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). *Water Quality Research Journal*. 40, 111-119.
- Taltasse, P., 1953. Recherches géologiques et hydrogéologiques dans le bassin lacustre de Fès-Meknès: par P. Taltasse. F. Moncho.
- Tessier, E., Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la Rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. 2012.
- Tremel-Schaub, A., Feix, I., 2005. Contamination des sols: transferts des sols vers les plantes. L'Editeur: EDP Sciences.
- Union Européenne, Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Vol. 22, 2000.
- Uzoigwe, J. C., et al., 2007. Using nutrient utilization patterns to determine the source of *Escherichia coli* found in surface water. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 1, 7-13.
- Valerio, F., et al., 1995. Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas. *Science of the total environment*. 172, 57-63.
- Wadjinny, A., 1998. Le plomb au Maroc: cas des districts de Touissit et de Jbel Aouam. *Chron. Rech. Min.* 531-532.
- Weissenhorn, I., Les mycorhizes à arbuscules dans des sols pollués par des métaux lourds: tolérance aux métaux et rôle dans leur transfert aux plantes. Université Henri Poincaré-Nancy 1, 1994.
- Welch, R. M., Shuman, L., 1995. Micronutrient nutrition of plants. *Critical Reviews in plant sciences*. 14, 49-82.
- Wiggering, H., 1993. Mined land in the Ruhr area: Geological assessments to bound the environmental consequences of coal mining. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*. 144, 295-307.
- Wilkinson, J., et al., 2003. The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. *Proceedings of the Nutrition Society*. 62, 267-277.

- Worldwide, E. L. A., Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers. Environmental Law Alliance Worldwide édition, Eugene (États-Unis d'Amérique), 2010.
- Wuana, R. A., Okieimen, F. E., 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Isrn Ecology*. 2011.
- Yapi, Y., et al., 2014. Evaluation de la pollution métallique des eaux souterraines et de surface dans un environnement minier aurifère à Hiré (Côte d'Ivoire). *International journal of biological and chemical sciences*. 8, 1281-1289.
- Yong, R. N., et al., 1992. Principles of contaminant transport in soils. Elsevier Science Publishers.
- Younger, P. L., 2000. Nature and practical implications of heterogeneities in the geochemistry of zinc-rich, alkaline mine waters in an underground F-Pb mine in the UK. *Applied Geochemistry*. 15, 1383-1397.
- Zhao, F. J., et al., 2009. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*. 181, 777-794.

Annexes

- ❖ Annexe 1 : Tableau annexe a l'arrêté n°2942-13 du 1er Hiija 1434 (7 octobre 2013) fixant les valeurs limites générales de rejet dans les eaux superficielles ou souterraines

- ❖ Annexe 2 :Norme Marocaine des eaux destinées à l'alimentation NM 03.7.001

- ❖ Annexe 3 : Les lignes directrices de l'OMS en ce qui concerne la qualité de l'eau potable (Normes de l'OMS)

- ❖ Annexe 4 : Grille de Critères Indicatifs de la Contamination des Sols (Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (Québec)

- ❖ Annexe 5 :Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (arrêté conjoint n° 1276-01 du 17-10-2002)

- ❖ Annexe 6 : La grille de la qualité des eaux de surface :résumé de la réglementation marocaine (Arrêté n°1275-02 du 17 octobre 2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface

❖ **Annexe 1 : Tableau annexe a l'arrêté n°2942-13 du 1er Hiija 1434 (7 octobre 2013) fixant les valeurs limites générales de rejet dans les eaux superficielles ou souterraines**

Paramètres	Valeurs limites générales de rejet dans les eaux superficielles ou souterraines
Température	30
pH	5,5-8,5
Matière en suspension (MES)	30
Azote Kjeldahl (NTK)	40
Phosphore total (PT)	2
Demande chimique en oxygène (DCO)	120
Demande Biochimique en oxygène (DBO ₅)	40
Chlore actif (Cl ₂)	1
Dioxyde de chlore (ClO ₂)	0.05
Aluminium (Al)	10
Détergents (anioniques, cationiques et ioniques)	2
Conductivité électrique	2700
Salmonelles / 5000 ml	Absence
Vibrions cholériques / 5000 ml	Absence
Cyanures libres (CN ⁻)	0.1
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	500
Sulfures libres (S ²⁻)	0.5
Fluorures (F ⁻)	3
Indice de phénols	0.5
Hydraucarbures par infrarouges (HCT)	20
Huiles et Graisses (H.G)	20
Antimoine (Sb)	0.1
Argent (Ag)	0.05
Arsenic (As)	0.05
Baryum (Ba)	0.5
Cadmium (Cd)	0.2
Cobalt (Co)	0.1
Cuivre total (Cu)	3
Mercuré total (Hg)	0.01
Plomb total (Pb)	1

Chrome total (CrT)	0.5
Chrome hexavalent (Cr ⁶⁻)	0.1
Etain total (Sn)	2
Manganèse (Mn)	1
Nickel total (Ni)	5
Sélénium (Se)	0.05
Zinc total (Zn)	5
Fer (Fe)	5
AOX	5

AOX : Composés organo-halogénés adsorbables sur charbon actif

❖ **Annexe 2 : la Norme Marocaine des eaux destinées à l'alimentation NM 03.7.001**

PARAMETRE ANALYSE	Norme marocaine eau potable NM 03.7.001	UNITE
pH	6.5<pH<8.5	Unité pH
TEMPERATURE (AIR)	Acceptable	°C
TEMPERATURE (EAU)	Acceptable	°C
CHLORE LIBRE RESIDUEL	<0,1	mg/l
O ₂ DISSOUS	5<O ₂ <8	mg O ₂ /l
ODEUR	3	Seuil de perception à 25 °C
SAVEUR	3	Seuil de perception à 25 °C
COULEUR	20	mg Pt / l
CONDUCTIVITE A 20°C	2700	µS/cm
TURBIDITE	5	NTU
INDICE PERMANGANATE	5	mg O ₂ /l
AMMONIUM (NH ₄ ⁺)	0.5	mgNH ₄ /l
CYANURES (CN ⁻)	0.07	mg/l
FLUORURES (F ⁻)	1.5	mg/l
NITRATES (NO ₃ ⁻)	50	mg/l
NITRITES (NO ₂ ⁻)	0.5	mg/l
CHLORURES (Cl ⁻)	750	mg/l
SULFATES (SO ₄ ²⁻)	400	mg/l
HYDROGENOCARBONATES (HCO ₃ ⁻)	-	mg/l
CARBONATES (CO ₃ ²⁻)	-	mg/l
CALCIUM (Ca ²⁺)	-	mg/l
MAGNESIUM (Mg ²⁺)	-	mg/l
TITRE HYDROTOMETRIQUE (TH)	-	°F
SODIUM (Na ⁺)	-	mg/l
POTASSIUM (K ⁺)	-	mg/l

ARGENT (Ag)	-	mg/l
ALUMINIUM (Al)	0.2	mg/l
ARSENIC (As)	0.01	mg/l
CADMIUM (Cd)	0.003	mg/l
COBALT (Co)	-	mg/l
CHROME (CrT)	0.05	mg/l
CUIVRE (Cu)	2.00	mg/l
FER (Fe)	0.30	mg/l
MANGANESE (Mn)	0.50	mg/l
NICKEL (Ni)	0.02	mg/l
PLOMB (Pb)	0.025	mg/l
ANTIMOINE (Sb)	-	mg/l
SELENIUM (Se)	0.01	mg/l
ETAIN (Sn)	-	mg/l
ZINC (Zn)	3	mg/l
MERCURE (Hg)	0.001	mg/l
COLIFORMES TOTAUX	0	UFC/100 ml
ESCHERCHIA COLI	0	UFC/100 ml
CLOSTRIDIUM SULFITO- REDUCTEUR	0	UFC/100 ml
GERMES TOTAUX A 22°C	100	UFC/ml
GERMES TOTAUX A 37°C	20	UFC/ml

❖ **Annexe 3 : Les lignes directrices de l'OMS en ce qui concerne la qualité de l'eau potable (Normes de l'OMS)**

Elément/ substance	Symbole/ formule	Concentration normalement trouvée dans l'eau de surface	Lignes directrices fixées par l'OMS
Aluminium	Al		0,2 mg/l
Ammonium	NH ₄ ⁺	< 0,2 mg/l (peut aller jusqu'à 0,3mg/l dans une eau anaérobique)	Pas de contraintes
Antimoine	Sb	< 4 µg/l	0.02 mg/l
Arsenic	As		0,01 mg/l
Amiante			Pas de valeur guide
Baryum	Ba		0,7 mg/l
Béryllium	Be	< 1 µg/l	Pas de valeur guide
Bore	B	< 1 mg/l	0.5mg/l
Cadmium	Cd	< 1 µg/l	0,003 mg/l
Chlore	Cl		Pas de valeur mais on peut noter un goût à partir de 250 mg/l
Chrome	Cr ⁺³ , Cr ⁺⁶	< 2 µg/l	chrome total : 0,05 mg/l
Couleur			Pas de valeur guide
Cuivre	Cu ²⁺		2 mg/l
Cyanure	CN ⁻		0,07 mg/l
oxygène disso us	O ₂		Pas de valeur guide

Fluorure	F ⁻	< 1,5 mg/l (up to 10)	1,5 mg/l
Dureté	mg/l CaCO ₃		200 ppm
Sulfure d'hydrogène	H ₂ S		0.05 à 1 mg/L
Fer	Fe	0,5 - 50 mg/l	Pas de valeur guide
Plomb	Pb		0,01 mg/l
Manganèse	Mn		0,4 mg/l
Mercure	Hg	< 0,5 µg/l	inorganique : 0,006 mg/l
Molybdène	Mb	< 0,01 mg/l	0,07 mg/l
Nickel	Ni	< 0,02 mg/l	0,07 mg/l
Nitrate et nitrite	NO ₃ , NO ₂		50 et 3 mg/l (exposition à court terme) 0.2 mg/l (exposition à long terme)
Turbidité			Non mentionnée
pH			Pas de valeur guide mais un optimum entre 6.5 et 9.5
Sélénium	Se	<< 0,01 mg/l	0,01 mg/l
Argent	Ag	5 – 50 µg/l	Pas de valeur guide
Sodium	Na	< 20 mg/l	Pas de valeur guide
Sulfate	SO ₄		500 mg/l
Etain inorganique	Sn		Pas de valeur guide : peu toxique
TDS			Pas de valeur guide mais optimum en dessous de 1000 mg/l

Uranium	U		0.015 mg/l
Zinc	Zn		3 mg/l

❖ **Annexe 4 :Grille de Critères Indicatifs de la Contamination des Sols (Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (Québec)**

PARAMETRES	Valeurs limites mg/kg de sol (matière sèche)
I. ELEMENTS METALLIQUES	
Argent (Ag)	20
Arsenic (As)	30
Baryum (Ba)	500
Cadmium (Cd)	5
Cobalt (Co)	50
Chrome (Cr)	250
Cuivre (Cu)	100
Nickel (Ni)	100
Plomb (Pb)	500
Sélénium (Se)	3
Zinc (Zn)	500
Manganèse (Mn)	1000
Mercure (Hg)	2
Molybdène (Mo)	10
II. AUTRES COMPOSES INORGANIQUES	
Cyanure disponible (CN-)	100
Cyanure total (CN-)	500
Fluorure disponible (F-)	2000
III. ELEMENTS ORGANIQUES	
Hydrocarbures C10 à C50 (HCT)	700
Phénol	1
Biphényles Polychlorés (PCB) (somme des congénères)	1
HAP	
Acénaphthène	10
Acénaphthylène	10
Anthracène	10
Benzo (a) anthracène	1
Benzo (a) pyrène	1

Benzo (b+j+k) fluoranthène (combinaison ou chacun)	1
Benzo (c) phénanthrène	1
Benzo (g,h,i) pérylène	1
Dibenzo (a,h) anthracène	1
Dibenzo (a,i) pyrène	1
Dibenzo (a,h) pyrène	1
Dibenzo (a,l) pyrène	1
Diméthyl-7,12 benzo (a) anthracène	1
Fluoranthène	10
Fluorène	10
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	1
Méthyl-3 cholanthrène	1
Naphtalène	5
Méthyl-1 naphtalène	1
Méthyl-2 naphtalène	1
Diméthyl-1,3 naphtalène	1
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	1
Phénanthrène	5
Pyrène	10
Composés Organiques Volatils (COV) BTEX	
Benzène	0,5
Toluène	3
Ethylbenzène	5
Xylène	5
Hydrocarbures aromatiques monocycliques (autres que BTEX)	
Monochlorobenzène	1
Dichloro1,2 benzène	1
Dichloro1,3 benzène	1
Dichloro1,4 benzène	1
Styrène	5
Hydrocarbures aliphatiques chlorés	
Chloroforme	5
Dichloro1,1 éthane	5
Dichloro1,2 éthane	5
Dichloro1,1 éthylène	5
Dichloro1,2 éthylène (cis et trans)	5
Dichlorométhane	5

Dichloro1,2 propane	5
Dichloro1,3 propylène (cis et trans)	5
Tétrachloro1,1,2,2 éthane	5
Tétrachloroéthylène	5
Tétrachlorure de carbone	5
Trichloro-1,1,1 éthane	5
Trichloro-1,1,2 éthane	5
Trichloroéthylène	5
Naphtalène	5
Méthyl-1 naphtalène	1
Méthyl-2 naphtalène	1
Diméthyl-1,3 naphtalène	1
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	1
Phénanthrène	5
Pyrène	10
Composés Organiques Volatils (COV) BTEX	
Benzène	0,5
Toluène	3
Ethylbenzène	5
Xylène	5
Hydrocarbures aromatiques monocycliques (autres que BTEX)	
Monochlorobenzène	1
Dichloro1,2 benzène	1
Dichloro1,3 benzène	1
Dichloro1,4 benzène	1
Styrène	5
Hydrocarbures aliphatiques chlorés	
Chloroforme	5
Dichloro1,1 éthane	5
Dichloro1,2 éthane	5
Dichloro1,1 éthylène	5
Dichloro1,2 éthylène (cis et trans)	5
Dichlorométhane	5
Dichloro1,2 propane	5
Dichloro1,3 propylène (cis et trans)	5
Tétrachloro1,1,2,2 éthane	5
Tétrachloroéthylène	5

Tétrachlorure de carbone	5
Trichloro-1,1,1 éthane	5
Trichloro-1,1,2 éthane	5
Trichloroéthylène	5

❖ **Annexe 5 : Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (arrêté conjoint n° 1276-01 du 17-10-2002)**

Paramètres	Valeurs limités
PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES	
Coliformes fécaux	1000/100ml*
Salmoelle	Absence dans 5 l
Vibration Cholérique	Absence dans 450 ml
PARAMETRES PARASITOLOGIQUES	
Parasites pathogène	Absence
Œufs, kystos de parasites	Absence
Larves d'Ankylostomides	Absence
Fluccocercaires de Schistosona hoemetobiuem	Absence
PARAMETRES TOXIQUES (1)	
Morcuro (hg) ON mg/1	0.001
Cadmium (Cd) en mg/1	0.01
Arsenic (As) en mg/1	0.1
Chroma Total (Cr) en mg/1	1
Plomb (Pb) en mg/1	5
Cuhre (Cu) en mg/1	2
Zinc (Zn) en mg/1	2
Sélénium (Se) en mg/1	0.02
Flucr (F) en mg/1	1
Cyanures (Cm) en mg/1	1
Phénois en mg/1	3
Aluminium (Al) en mg/1	5
Bérrillium (Be) en mg/1	0.1
Cobalt (Co) en mg/1	0.5
Fer (Fe) en mg/1	5
Lithium (Li) en mg/1	2.5
Marganèse (Mn) en mg/1	0.2
Molybdène (Mo) en mg/1	0.01
Nickel (Ni) en mg/1	2
Vanadium (V) en mg/1	0.1
PARAMETRES PHSYCO-CHIMIQUES Salinités	

Sanalités total (STD) en mg/l	7680
Conductivité électrique (CE) en mS/cm à 25°C**	12
lafiltration	
Le SAR***= e-3 ET CE =	<0.2
Le SAR***= 3-6 ET CE =	<0.3
Le SAR***= e-12 ET CE =	<0.5
Le SAR***= 12-20 ET CE =	<1.3
Le SAR***= 20-40 ET CE =	3
Ions toxiques (affectant les cultures sensibles)	
Sodium (Na) en mg/l	
Irrigation en surface (SAR***)	69
Irrigation par aspersion	9
Chiorure (Ci) en mg/l	
Irrigation en surface	350
Irrigation par aspersion	15
Bore (B) en mg/l	3

❖ **Annexe 6 : La grille de la qualité des eaux de surface :résumé de la réglementation marocaine (Arrêté n°1275-02 du 17 octobre 2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface**

			CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
	Paramètres	Unités	Excellente	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très mauvaise
Organoleptiques							
1	Couleur (échelle Pt)	mq Pt/L	<20	20-50	50-100	100-200	>200
2	Odeur (dilu à 25° C)		<3	3-10	10-20	>20	-
Physico-chimiques							
3	Température	°C	<20	20-25	25-30	30-35	>35
4	PH		6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-9,2	<6,5ou>9,2	<6,5ou>9,2
5	Conductivité à 20° C	us/cm	<750	750-1300	1300-2700	2700-3000	>3000
6	Chlorures (Cl-)	mq/l	<200	200-300	300-750	750-1000	>1000
7	Sulfates (SO4-)	mq/l	<100	100-200	200-250	250-400	>400
8	MES	mq/l	<50	50-200	200-1000	1000-2000	>2000
9	O2 dissous	mq/l	>7	7-5	5-3	3-1	<1
10	DBO 5	mq/l	<3	3-5	5-10	10-25	>25
11	DCO	mq/l	<30	30-35	35-40	40-80	>80
12	Oxydabilité KMnO4	mq/l	≤2	2-5	5-10	>10	-
Substances Indésirables							
13	Nitrates (NO3-)	mq/l	≤10	10-25	25-50	>50	-
14	NTK	mqN/l	≤1	1-2	2-3	>3	-
15	Ammonium	mqNH4/l	≤0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
16	Baryum	mq/l	≤0,1	0,1-0,7	0,7-1	>1	-
17	Phosphates (PO4- -)	mq/l	≤0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-5	>5
18	P total (Pt)	mq/l	≤0,1	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-3	>3
19	Fe total (Fe)	mq/l	≤0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
20	Cuivre (Cu)	mq/l	≤0,02	0,02-0,05	0,05-1	>1	-
21	Zinc (Zn)	mq/l	<0,5	0,5-1	1-5	>5	-
22	Manganèse (Mn)	mq/l	≤0,1	0,1-0,5	0,5-1	>1	-
23	Fluorure (F-)	mq/l	≤0,7	0,7-1	1-1,7	>1,7	-
24	Hydrocarbures	mq/l	≤0,05	0,05-0,2	0,2-1	>1	-
25	Phénols	mq/l	≤0,001	0,001-0,005	0,005-0,01	>0,01	-
26	Détergents anioniques	mq/l	≤0,2	≤0,2	0,2-0,5	0,5-5	>5
Substances Toxiques							
27	Arsenic (As)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
28	Cadmium (Cd)	ug/l	≤3	≤3	3-5	>5	-
29	Cyanures (CN-)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
30	Chrome total (Cr)	ug/l	≤50	≤50	≤50	>50	-
31	Plomb (Pb)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
32	Mercure (Hg)	ug/l	≤1	≤1	<1	>1	-
33	Nickel (Ni)	ug/l	≤20	≤20	20-50	>50	-
34	Selenium (Se)	ug/l	≤10	≤10	≤10	>10	-
35	Pesticides par subst	ug/l	≤0,1	≤0,1	≤0,1	>0,1	-
36	Pesticides totaux	ug/l	≤0,5	≤0,5	≤0,5	>0,5	-
37	H.P.A. totaux	ug/l	≤0,2	≤0,2	≤0,2	>0,2	-
Bactériologiques							
38	Coliformes fécaux	/100ml	≤20	20-2000	2000-20.000	>20.000	-
39	Coliformes totaux	/100ml	≤50	50-5000	5000-50.000	>50.000	-
40	Streptocoque. Fécaux	/100ml	≤20	20-1000	1000-10.000	>10.000	-
41	Chlorophylle a	ug/l	<2,5	2,5-10	10-30	30-110	>110

CENTRE D'ETUDE DOCTORALES- SCIENCES ET TECHNOLOGIES

Résumé

Les activités minières contribuent depuis longtemps à la contamination en éléments traces métalliques (ETM) des eaux de surfaces et souterraines. Le but de ce travail est d'évaluer la qualité des rejets d'exhaure de la mine du Haut Beht, située au bassin de Sebou, ainsi que la qualité des eaux superficielles, souterraines et des sédiments environnants de la mine. Les résultats ont montré une contamination des eaux en Sulfate, une contamination en Fer, Aluminium, Manganèse et Arsenic au point Ex2, et des concentrations en Pb, Cd, Zn et Cu conformes et très faibles. L'impact des rejets d'exhaure sur la qualité des eaux superficielles reste invisible à part en Es6 et Es7 où il s'est enregistré une contamination organique, et en sulfate et As au point Es8. Les concentrations en ETM sont conformes dans tous les points échantillonnés des eaux souterraines. Au niveau des sédiments une contamination en aluminium, manganèse et en Fer a été enregistrée dans la totalité des sédiments analysés. Pendant que les concentrations en éléments du Pb, Cd et Zn restent conformes et très faibles. Une contamination en cuivre a été enregistrée au point S3 et en arsenic aux points S2 et S3 avec des valeurs dépassant les valeurs limite de la norme en vigueur.

Mots clés : Sebou ; Environnement ; mine ; éléments traces métalliques ; eaux d'exhaure

Abstract

Mining activities have long contributed to trace metal elements (TME) contamination of surface and groundwater. The aim of this work is to evaluate the quality of the Haut Beht mine water discharges, located at the Sebou watershed, as well as the quality of the surface water, groundwater and sediments surrounding the mine. The results showed a contamination of waters in Sulfate, a contamination in Iron, Aluminum, Manganese and Arsenic at the point Ex2, and concentrations of Pb, Cd, Zn and Cu in conformity and very low. The impact of mine water discharges on the surface water quality remains invisible, except at the Es6 and Es7 points where organic contamination was recorded, and sulfate and As contamination at the Es8 point. The concentrations of ETM are in conformity in all the sampled points of the groundwater. In the sediment, aluminum, manganese and iron contamination was recorded in all the sediments analyzed. While the concentrations of Pb, Cd and Zn remain consistent and very low. A copper contamination was registered at the point S3 and arsenic contamination in the points S2 and S3, with values exceeding the limit values of the standard.

Key words: Keywords: Sebou ; Environment; mine ; metallic trace elements ; mine water