

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : **GEOPAC**

Structure de Recherche : GEO-Biodiversité et Patrimoine Naturel

Discipline : **Géologie**

Spécialité : **Géo-Environnement**

Présentée et soutenue le 15 / 04 / 2019 par :

Chaïma AHMEDAT

**EVALUATION MINERALOGIQUE ET GEOCHIMIQUE DE LA
CONTAMINATION DES SEDIMENTS FLUVIATILES ET DES EAUX
PAR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES ISSUS DES REJETS
MINIERS ABANDONNES ET LEUR IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT.
CAS DU SECTEUR MINIER DE TOURTIT ET ICH-OU-MELLAL
(MASSIF HERCYNIE DU MAROC CENTRAL).**

JURY

Abdelfatah TAHIRI PES, Institut scientifique, Université Mohammed V- Rabat, Président
Mohamed ZAHRAOUI PES, Faculté des sciences, Université Mohammed V- Rabat, Directeur de Thèse
Boubker BOUKILI PES, Faculté des sciences, Université Mohammed V- Rabat, Rapporteur /Examinateur
Said CHAKIRI PES, Faculté des sciences, Université Ibn Tofail-Kenitra, Rapporteur /Examinateur
Hassan EL HADI PES, Faculté des sciences, Université Hassan II-Casablanca, Rapporteur /Examinateur
Iz-Eddine EL AMRANI PES, Institut scientifique, Université Mohammed V- Rabat, Examinateur
EL HASSANI
Mohammed EL WARTITI Ex-PES, Faculté des sciences, Université Mohammed V- Rabat, Invité

Année Universitaire : 2018-2019

Je dédie cette thèse :

A mes Parents

*Source inépuisable de patience et de sacrifice. Quoique je
puisse dire et écrire, je ne pourrais exprimer ma grande
affection et ma profonde reconnaissance. J'espère ne jamais
vous décevoir. Puisse Dieu tout puissant, vous préserver et
vous accorde santé, longue vie et bonheur*

REMERCIEMENTS

Ce manuscrit est le résultat d'un travail de longue haleine, comme c'est le cas de la plupart des thèses de Doctorat. Il a pris naissance au sein de la Faculté des Sciences de Rabat à l'Université Mohammed V.

Mes premiers remerciements sont destinés d'abord à notre équipe professeurs et docteurs, au sien du laboratoire de Géo-Biodiversité et Patrimoine Naturel (GEOBIO), Institut Scientifique-Rabat, sous la direction du PES **Abdelfatah TAHIRI**.

Je tiens sincèrement à remercier mon encadrant **Mohamed ZAHRAOUI**, qui m'a proposé ce sujet de thèse et qui m'a accordé sa confiance pour réaliser ce travail. Merci pour l'aide apportée tout au long de ces années de Doctorat. Je n'oublierai pas l'intérêt qu'il a porté au sujet ainsi que la qualité des discussions scientifiques que nous avons partagées ensemble. Je tiens tout spécialement à le remercier de m'avoir fait découvrir le terrain du Maroc-Central et de l'Anti-Atlas durant mes premières années de thèse. Il m'a aussi initié et transmis la passion d'enseignement en me permettant de l'assister à l'encadrement, sous sa direction, de groupes d'étudiants de Licence sur terrain et aux sujets PFE. Je le remercie bien aussi pour son encouragement à l'ouverture sur le monde scientifique et son engagement sérieux pour suivre un droit chemin avec ferme volonté pour aboutir à ce que nous avons aujourd'hui entre les mains comme manuscrit qu'il a largement corrigé malgré les multitudes défis que nous avons rencontrés.

Je remercie vivement Monsieur le Professeur **Iz-Eddine EL AMRANI AL HASSANI**, PES à l'institut scientifique Rabat, Université Mohammed V, qui m'a fait bénéficier de son co-encadrement et des infrastructures du laboratoire de GEO-Biodiversité et Patrimoine Naturel, sous sa responsabilité, au sein du Centre GEOPAC.

Je remercie Monsieur le président de jury, **Abdelfatah TAHIRI**, PES et Directeur du Centre GEOPAC à l'institut scientifique de Rabat qui m'a fait part de ses intéressantes suggestions scientifiques sur la Géologie du Maroc Central qu'il connaît beaucoup.

Mes respects et mes remerciements sont adressés aux examinateurs :

Mr. **Boubker BOUKILI**, PES à la Faculté des Sciences, Université Mohammed V-Rabat, pour sa rigueur scientifique, sa contribution dans les échanges scientifiques, ses conseils et aussi pour avoir jugé ce manuscrit.

Mr. **Said CHAKIRI**, PES à la Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail-Kenitra pour avoir accepté de rapporter et de faire partie du jury malgré ses nombreuses préoccupations.

Mr. **Hassan EL HADI**, PES, Faculté des Sciences, Université Hassan II-Casablanca, qui a accepté d'évaluer ce travail et de participer à mon jury de thèse.

Mr. **Mohammed WARTITI** Ex-PES à Faculté des Sciences, Université Mohammed V-Rabat, invité évaluateur de ce travail et mon ancien professeur qui a contribué à mes sorties sur le terrain et m'a toujours encouragé à poursuivre ma thèse et Doctorat au sein de son équipe.

Un grand merci à notre Docteur et chère amie **Sanaa DABI**, qui a beaucoup contribué à la réalisation de ce travail et m'a toujours conforté par ses conseils fraternels.

A l'âme de mon Professeur défunt **Driss FADLI** que je voudrai remercier pour les bonnes mémoires et le temps agréable vécus durant mon parcours universitaire depuis 2010 et qui a su mettre plein d'humeur dans nos missions de terrain. Après mon Master, j'ai réintégré l'équipe de mes anciens professeurs **Fadli Driss**, **Mohamed ZAHRAOUI**, et **Mohammed WARTITI**, et l'aventure a commencé. Durant ces dernières années j'ai vu dans le Pr. **Driss FADLI** le père, l'ami et le professeur, sur terrain il a été la personne qui nous faisait de l'ambiance positive et qui nous a donné le courage et les conseils de vie personnelle et professionnelle. Il nous a introduit mes amies doctorantes et moi, aux merveilles géologiques de l'Anti-Atlas dans le cadre du projet Géopark-Jbel Bani-Tata. Il nous a conduites à des sites où personne n'a été avant, nous étions les premières filles doctorantes qui ont parcouru le site minier abandonné d'El Addana. Des aventures d'exploration géologique, géotouristique et environnementale mené sur l'Anti-Atlas et le Maroc-Central ont marqué positivement nos styles de vie, esprit de recherche scientifique et nos personnalités. Tout ça offert par nos professeurs qui nous ont supportées comme femmes et nous ont encouragées à nous exprimer devant tout public. Une ambiance familiale, amicale et scientifique fournie par nos professeurs, **Mohamed ZAHRAOUI**, **Driss FADLI** et **Mohammed WARTITI**, dans notre parcours d'étude géologique qui n'est pas une exception mais un principe de cette équipe de professeurs.

Je tiens également à remercier **Mr. Abdellah MOUTTAQI**, Secrétaire général à l'Office National des Hydrocarbures et des Mines (ONHYM) et membre du Conseil Economique, Social et Environnemental, qui nous a permis de réaliser cette étude en mettant à notre disposition un personnel compétent, afin de réaliser les analyses géochimiques et hydrochimiques au sein des laboratoires de l'ONHYM. Ce qui était fondamental et déterminant pour les résultats de notre recherche. Je tiens aussi à remercier MM. **Othman SADKI** et **Mohamed EL GADDARI** ingénieurs au département de géochimie (ONHYM) pour leur accueil chaleureux et leurs conseils.

Je remercie particulièrement mes parents pour leur soutien moral, financier et scientifique, spécialement mon père qui m'a élevée et pour son esprit scientifique qui m'a toujours encouragé à réaliser cette thèse. Il a suivi mes pas au jour le jour tout au long de la préparation de cette thèse et m'a beaucoup aidé dans la recherche des solutions aux problèmes fondamentaux rencontrés. Je n'oublierai jamais les tasses de café préparées à minuit par ma mère et ses longues discussions durant mes petites heures de repos, sur l'importance de la sincérité et le sérieux dans la vie personnelle et professionnelle, ainsi que ses conseils pour garder les bonnes mémoires de nos expériences vécues. Merci à mes frères **Hicham**, **Yassin** et **Hossam**, un merci spécial à ma grande sœur **Hanane**.

Un grand merci à tous mes ami(e)s avec qui j'ai passé de très bons comme de mauvais moments au cours de la réalisation de cette thèse.

Résumé:

L'étude réalisée porte sur l'évaluation de l'impact environnemental des éléments traces métalliques issus des rejets miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. L'étude minéralogique des rejets miniers montre des teneurs élémentaires encore exploitables dont les tonnages évalués sont plus d'un million de tonnes avec des quantités importantes en Sb (1208,5 t), Pb (373 t) et As (177,5 t). Géochimiquement, l'évaluation environnementale, des sédiments fluviaux révèle une forte contamination polymétallique autour des anciens sites miniers par l'Sb, As, Pb et Cd. Le cadmium et le plomb indiquent respectivement 86,9 et 12,29% de pouvoir polluant de l'ensemble des ETM. L'évaluation hydrochimique des eaux fluviales et souterraines montre aussi une contamination hydrique polymétallique très forte en Sb>As>Cd>Pb, autour des sites miniers abandonnés avec des pourcentages moyens de contamination métallique de 51% par Sb, 23% As, 13% Cd et 6% Pb et un pouvoir toxicologique élevé y compris le Cd. Ce diagnostic a permis d'obtenir une base de données qui nous a servi pour l'élaboration d'une carte synthétique des zones vulnérables autour des mines abandonnées de Tourtit et Ich-ou-Mellal. Celles-ci, très affectées par la contamination en ETM, constituent un danger pour l'environnement et le bien-être de la population locale.

Mots-clés : Mines abandonnées – Maroc Central – Contamination polymétallique – Eléments traces métalliques – Géochimie et Minéralogie.

Abstract:

This study carried out the evaluation of the environmental impact by harmful trace elements originating from the abandoned mining wastes of Tourtit and Ich-Ou-Mellal. The mineralogical study of the mining dumps shows a high metallic substances concentrations, with quantities more than one million tons occupied by Sb (1208, 5 t), Pb (373 t) and As (177, 5 t). Based on the geochemical results of stream-sediments assessment, we found a strong polymetallic contamination around the old mine sites by Sb, As, Pb and Cd. Cadmium and lead respectively indicate 86.9 and 12.29% of all pollutants. The hydrochemical evaluation of stream and underground waters also show a very strong polymetallic water contamination in Sb > As > Cd > Pb, around abandoned mine sites with average percentages of metal contaminations estimated by 51% Sb, 23% As, 13% Cd and 6% Pb and a high toxicological risk including Cd. This diagnosis made it possible to obtain a database that was used for the preparation of a synthetic map of the vulnerable areas around the abandoned mines of Tourtit and Ich-Ou-Mellal. Areas around the sites are highly affected by the polymetallic contamination, and considered as a dangerous environment that can affect the local population wellbeing.

Key Words: *Abandoned mines– Central Morocco – Polymetallic contamination – Metallic Trace Elements - Geochemistry and Mineralogy.*

SOMMAIRE:

DEDICACE

REMERCIEMENTS

RESUME

ABSTRACT

REMERCIEMENTS

SOMMAIRE

LISTE DES FIGURES, PLANCHES ET TABLEAUX

INTRODUCTION 1

Chapitre I : GENERALITES :

I.1. Les éléments traces dans l'environnement 5

I.2. Notion des mines abandonnées et impact sur l'environnement 6

I.2.1. Définition d'une mine abandonnée 6

I.2.2. Impact des mines abandonnées sur l'environnement 6

I.2.2.1. Le drainage minier acide (DMA) 6

I.2.2.2. Impact sur la biodiversité 7

I.2.2.3 Impact sur la santé humaine 8

I.2.2.4. Impact socio-économique 8

I.3. Spéciation des ETM pris en considération dans cette étude 8

I.3.1. Le Cadmium (Cd) 8

I.3.2. L'Arsenic (As) 8

I.3.3. Le Mercure (Hg) 9

I.3.4. Le Cuivre (Cu) 9

I.3.5. Le Plomb (Pb) 10

I.3.6. Le Zinc (Zn)	10
I.3.7. Le Chrome (Cr)	11
I.3.8. Le Nickel (Ni)	11
I.3.9. L'Antimoine (Sb)	11
I.4. Comportement et mobilisation des ETM dans le milieu fluvial	12
I.4.1. La pollution du milieu fluvial par l'activité minière	12
I.4.2. Concentrations et transport en éléments traces métalliques dans les cours d'eau	13
I.5. Dégradation de la qualité des milieux fluviaux dans le monde	14
I.5.1. Dégradation générale des eaux fluviales dans le monde	14
I.5.2. Dégradation générale des fleuves dans l'Afrique	16
I.5.3. Dégradation générale des fleuves dans le Maroc	16
 Chapitre II : PRESENTATION GENERALE DE LA REGION D'ETUDE: 	
II.1. Introduction	18
II.2. Contexte régional de la zone d'étude :	18
II.2.1. Cadre géographique	18
II.2.2. Cadre climatologique	20
II.2.3. Cadre géologique régional du Maroc Central	20
II.2.3.1. Le massif hercynien central	20
II.2.3.2. La zone orientale du Maroc Central	22
II.2.3.2.1. La Lithostratigraphie :	23
II.2.3.2.2. Evolution tectono-sédimentaire du bassin d'Azrou-Khenifra	25
II.2.3.2.3. Le magmatisme	28
II.2.3.2.4. Cadre métallogénique et principales mines	28
II.2.4. Gîtologie antimonifère du Maroc Central :	32

II.2.4.1. Gîtologie antimonifère	32
II.2.4.2. Evaluation générale de la minéralisation	34
II.3. Contexte local de la zone d'étude :	34
II.3.1. Introduction	34
II.3.2. Cadre géographique	35
II.3.3. Cadre hydrologique général de la zone d'étude	36
II.3.4. Cadre géologique	37
II.3.5. Paragenèse minérale des sites étudiés	41
II.3.6.1. Ich-Ou-Mellal	41
II.3.6.2. Tourtit	41
II.4. Etat des lieux des sites miniers étudiés :	43
II.4.1. Situation hydrologique et historique des mines	43
II.4.2. Paramètres physiques des installations minières	44
II.4.3. L'état actuel des rejets miniers	47
II.4.4. Considérations économiques et environnementales	50
II.4.5. L'état social de la population locale	50
II.4.5.1. Agriculture et arrosage	51
II.4.5.2. Pâturage	51
II.4.5.3. Tâches ménagères	52
II.4.6. Couverture végétale	53

**Chapitre III : Evaluation environnementale du système
fluvatile drainant les deux sites miniers abandonnés,
Tourtit et Ich-Ou-Mellal :**

III.1. Introduction	56
----------------------------	----

III.2. Caractérisation minéralogique et géochimique des rejets miniers et sédiments fluviatiles de Tourtit et Ich-Ou-Mellal :	58
III.2.1. Introduction	58
III.2.2. Matériel et méthodes	58
III.2.3. Résultats et Discussion	60
III.2.3.1 Caractéristiques minéralogiques et géochimiques des rejets miniers:	60
<i>III.2.3.1.1. Minéralogie des rejets de traitement minier</i>	60
<i>III.2.3.1.2. Minéralogie des roches de rejets miniers stériles</i>	61
<i>III.2.3.1.3. Géochimie des rejets rocheux stériles et rejets de traitement</i>	63
III.2.3.2. Caractérisation minéralogique et géochimiques de sédiments fluviatiles :	64
<i>III.2.3.2.1. Composition minéralogique des sédiments de surface</i>	64
<i>III.2.3.2.2. Composition géochimique et distribution des ETM dans les sédiments de surface :</i>	65
III.2.3.2.2.1. Fond géochimique local	65
III.2.3.2.2.2. Distribution spatiale des ETM. Un indice de qualité des sédiments	66
• <u>L'Antimoine (Sb)</u>	67
• <u>Le Plomb (Pb)</u>	68
• <u>L'Arsenic (As)</u>	69
• <u>Le Cadmium (Cd)</u>	70
• <u>Le Mercure (Hg)</u>	71
• <u>Le Chrome (Cr)</u>	71
• <u>Le Nickel (Ni)</u>	72
• <u>Le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu)</u>	73
III.2.3.3. Stocks métalliques des rejets miniers et leurs impacts sur la qualité des sédiments fluviatiles :	75
<i>III.2.3.3.1. Stocks métalliques des rejets de traitement minier</i>	75
<i>III.2.3.3.2. Identification des sources en ETM</i>	77

III.2.4. Conclusion	79
III.3. Etude de la mobilisation spatiale des éléments traces métalliques toxiques dans les sédiments fluviatiles des zones minières abandonnées de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal :	80
III.3.1. Introduction	80
III.3.2. Matériels et méthodes	80
III.3.2.1. Facteur d'enrichissement (FE)	82
III.3.2.2. Indice de géoaccumulation (Igeo)	83
III.3.2.3. Indice de pollution des sédiments (IPS)	83
III.3.2.4. Effet probable de la concentration-quotions (EPC-Qs)	84
III.3.2.5. Indice potentiel de risque écologique (IPRE)	85
III.3.3. Résultat et discussion	86
III.3.3.1. Paramètres physico-chimiques des sédiments fluviatiles (0-5 cm)	86
<i>III.3.3.1.1. Granulométrie</i>	86
<i>III.3.3.1.2. Carbone Organique Total (COT)</i>	90
<i>III.3.3.1.3. Le potentiel hydrogène (pH) et le potentiel redox (Eh)</i>	91
III.3.3.2. Evaluation de la contamination des sédiments et leur risque potentiel écologique :	93
<i>III.3.3.2.1. Concentrations métalliques et facteurs caractéristiques de la qualité des sédiments fluviatiles</i>	93
<i>III.3.3.2.2. Géoaccumulation et effet polluant de la libération des ETM dans le milieu fluviatile</i>	96
<i>III.3.3.2.3. Indice de pollution des sédiments (IPS)</i>	97
<i>III.3.3.2.4. Effet probable de la concentration-quotions (EPC-Qs)</i>	99
<i>III.3.3.2.5. Potentiel Risque Ecologique (PERI)</i>	101
III.3.3.3. Analyse du Coefficient de corrélation	103
III.3.4. Conclusion	106

III.4. Evaluation de la qualité et toxicité métallique des eaux superficielles et souterraines du secteur minier abandonné Tourtit et Ich-Ou-Mellal

III.4.1. Introduction	109
III.4.2. Matériels et méthodes	111
III.4.3. Résultat et discussion	113
III.4.3.1. Caractérisation des sédiments fluviatiles :	113
<i>III.4.3.1.1. Comportement des éléments majeurs dans les sédiments fins <63µm</i>	113
<i>III.4.3.1.2. Distribution spatiale des ETM dans les sédiments selon la taille des grains</i>	115
III.4.3.2. Hydrochimie des eaux :	116
<i>III.3.2.1. Piézométrie</i>	116
<i>III.4.3.2.2. Paramètres Physico-chimique</i>	117
• <u>Température</u>	119
• <u>Turbidité et Matières en suspension (MES)</u>	120
• <u>Le potentiel hydrologique (pH)</u>	122
• <u>La dureté de l'eau (Th)</u>	123
• <u>La conductivité électrique (CE)</u>	125
• <u>Salinité (TDS)</u>	126
• <u>Le potentiel rédox (Eh)</u>	127
• <u>Oxygène dissout (DO)</u>	129
• <u>Le carbone organique dissout (COD)</u>	130
• <u>La demande biochimique en oxygène (DBO5)</u>	132
• <u>Les nitrites NO2 et nitrates NO3</u>	133
<i>III.4.3.2.3. Composition chimique des eaux fluviatiles et souterraines</i>	135
• <u>Les éléments majeurs nutritifs</u>	135
• <u>La salinité en relation avec les éléments majeurs</u>	139
• <u>Les éléments conservateurs</u>	141
<i>III.4.3.2.4. Distribution des éléments traces métalliques dans les eaux de surface et souterraines</i>	144

• <u>L'Antimoine (Sb).</u>	147
• <u>Le Cadmium (Cd).</u>	148
• <u>Le Plomb (Pb).</u>	149
• <u>L'Arsenic (As).</u>	150
• <u>Le Zinc (Zn).</u>	151
• <u>Le cuivre (Cu).</u>	152
• <u>Nickel (Ni) et Chrome (Cr).</u>	153
III.4.3.3. Comportement des ETM dans les eaux :	156
<i>III.4.3.3.1 Partages des ETM dans l'interface Eau-sédiment en relation entre les paramètres physico-chimique :</i>	156
• <u>L'échange des éléments traces métalliques entre la phase sédiments-eaux : La Coefficient de partage (Kd).</u>	161
• <u>Influence des paramètres physico-chimiques sur le Kd des ETM entre les sédiments-eau-MES.</u>	165
• <u>Comparaison entre les eaux fluviales et leurs aquifères hydriques : Contribution au processus de recharge.</u>	167
<i>III. 4.3.3.2. Caractérisation de la pollution et toxicité des eaux fluviales et souterraines de la zone d'étude</i>	168
• <u>Identification de source de pollution par différenciation des concentrations métalliques naturelles et anthropiques</u>	168
• <u>Evaluation de la pollution biologique</u>	169
• <u>Indice de contamination hydrique ICE et potentiel toxicologique des eaux (RPTME)</u>	171
III.4.4. Conclusion.	178
III.5. Détermination des zones en danger	179

**Chapitre IV : L'APRES-MINE DU SECTEUR MINIER
ABANDONNE DE TOURTIT ET ICH-OU-MELLAL EN
COMPARAISON AVEC DES EXEMPLES DANS LE MONDE:**

IV.1. Introduction	183
IV.2. Réhabilitation des mines abandonnées au Maroc et dans le monde	185
IV.3. Situation des sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal comparée à certains sites miniers dans le monde :	187
IV.4. proposition et optimisation d'un plan d'aménagement adapté aux sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal	194

Chapitre V : SYNTHESE GENERALE 201

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 207

LISTE DES FIGURES ET PLANCHES:

Figure 4 : Phénomène du drainage minier acide.

Figure 2 : Schéma des impacts miniers et métallurgiques sur l'écosystème fluvial. Les flèches indiquent la relation entre l'écosystème et certains bioindicateurs (Camizuli 2013).

Figure 3 : schème du comportement des polluants rejetés dans les cours d'eau (Marchandise & Robbe, 1978).

Figure 4 : Situation géographique et hydrologique du Maroc Central.

Figure 5: Carte de la couverture végétale du Maroc Central (élaborée à base de la carte écologique forestière du maroc sur <https://ecologie.ma>).

Figure 6 : Carte structurale de la Meseta nord-occidentale (Walliser et al. 1995 ; Simplifiée).

Figure 7 : Carte structurale schématisant le bassin Azrou-Khénifra de l'Est de la Meseta Centrale (d'après Bamoumen et al., 2008)

Figure 8: Carte des affleurements des terrains carbonifères du Bassin Hercynien d'Azrou Khenifra (Bouabdelli 1994 ; Simplifiée).

Figure 9: Log lithostratigraphiques des formations autochtone (B) et allochtone (A) du Viséen terminal (Bouabdelli, 1989).

Figure 10 : Bloc diagramme schématisant la paléogéographie de la Meseta Marocaine au carbonifère. AK : Azrou-Khenifra ; SB : Sidi Bettache. (Zahraoui et al. 2013).

Figure 11 : Répartition des principaux gisements du massif central liés au cycle hercynien et tardi-hercynien.

Figure 12 : Carte géologique de la feuille Aguelmous1/20000, et principaux gîtes de la partie orientale du Maroc central; (compilation d'après Termier 1932 et BRGM 2001)

Figure 13 : Répartition des minéralisations antimonifères au Maroc septentrional

Figure 14 : Carte de répartition des gîtes d'antimoine et d'autres principaux gisements métallifères dans le Maroc Central (d'après Kosakevitch 1973).

Figure 15 : Situation géographique de la zone d'étude

Figure 16 : Situation Hydrographique de la zone d'étude

Figure 17: Carte géologique locale des minéralisations antimonifères de Tourtit-Ich-Ou-Mellal dans la zone de Mrirt-Aguelmouss.

Figure 18 : Log lithostratigraphique des formations sédimentaires du Dévonien-Viséen de Tighza (Desteucq, 1974) Simplifié.

Figure 19: Logs lithostratigraphiques du Dévonien de la Gara de Mrirt à Bou-Ounabdou (Walliser et al., 2000) simplifiés ; la coupe A est située 200m à l'ouest de la coupe B.

Figure 20 : Schéma structural de la région Mrirt-Aguelmouss, ou le secteur minier Tourtit-Ich-Ou-Mellal fait partie 1 : principaux massifs granitiques ; 2 : alignement des structures majeures du Viséen supérieur ; 3 : limite de la couverture sédimentaire du Moyen Atlas ; 4 : zone de cisaillement dextre dans une zone de broyage correspondant à un système de failles sensiblement orientées E-W et s'étendant sur une longueur d'environ 3km. Aguelmous-Mrirt ; 5 : district de Tighza, (Cheillett 1984) ; 6 : secteur minier Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

Figure 21 : Schémas des formes minéralogiques du gisement antimonifère à Tourtit (d'après Kosakevitch 1973).

Figure 22: Situation hydrographique de la zone d'Ighardayane à l'amont de l'oued beht avec la zone d'étude des sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

Figure 23: Vue panoramique de l'état des lieux actuel, du site minier abandonné de Tourtit avec les installations et machines abandonnées, entourées par les rejets miniers

Figure 24: Photo des rails utilisés durant l'activité minière

Figure 25 : Photo d'une partie des rejets de la mine Ich-Ou-Mellal avec le puits d'exploitation la galerie effondrée.

Figure 26: Photo d'un champ de blé avec un puits d'eau situé entre les deux sites miniers. Les déblais sont des grès ferrugineux

Figure 27 : Carte d'échantillonnage des sédiments fluviaux et rejets miniers de la zone d'étude destinés pour évaluation minéralogique, et géochimique quantitative.

Figure 28: Diffractogrammes des rejets miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal ; I= illite, Q= quartz, C= calcite.

Figure 29 : Teneurs en éléments traces dans les rejets rocheux des sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal en comparaison avec le seuil d'anomalie géochimique de ces éléments dans la roche.

Figure 30: Diffractogrammes des rayons X des sédiments fluviaux auprès des deux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Q : quartz ; S : silice ; I : illites. Figure 32 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Plomb dans les sédiments fluviaux.

Figure 33 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Arsenic dans les sédiments fluviaux.

Figure 34 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Cadmium dans les sédiments fluviaux

Figure 35 : Carte de distribution spatiale des concentrations en mercure dans les sédiments fluviaux.

Figure 36 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Chrome dans les sédiments fluviaux

Figure 37 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Nickel dans les sédiments fluviaux

Figure 38 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Zn dans les sédiments fluviaux

Figure 39 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Cu dans les sédiments fluviaux

Figure 40 : Diagramme des tonnages en ETM dans les sédiments autour des zones miniers

Figure 41 : Diagramme de comparaison des tonnages en ETM dans les rejets des deux sites miniers

Figure 42 : Diagramme ACP de corrélation entre les ETM

Figure 43 : Carte d'échantillonnage des sédiments fluviaux et rejets miniers sur l'ensemble de la zone d'étude

Figure 44 : Pourcentages des fractions majeures des sédiments fluviaux situés près des deux sites miniers tourtit et Ich-Ou-Mellal.

Figure 45 : Carte de distribution spatiale de la fraction argilo-silteuse du secteur d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal.

Figure 46 : Distribution spatiale de la fraction sableuse des sédiments fluviaux du secteur d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal.

Figure 47 : Distribution spatiale de la fraction grossière (Graviers) des sédiments fluviaux du secteur d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal.

Figure 48 : Carte de distribution spatiale des pourcentages du carbone organique total des sédiments fluviaux.

Figure 49 : Distribution spatiale du potentiel hydrogène pH des sédiments fluviaux de la zone d'étude

Figure 50 : Carte de distribution spatiale du potentiel oxydoréducteur

Figure 51 : Graphe d'indices de géo-accumulation des sédiments fluviaux de la zone d'étude

Figure 52 : Carte de distribution spatiale d'indice de pollution des sédiments (IPS) fluviaux

Figure 53 : Courbe d'ajustement des pourcentages de toxicité (TI) des sédiments en relation avec le PEC-Q.

Figure 54 : Distribution spatiale du probable effet des concentration-quotients. PEC-Qs des sédiments de la zone d'étude

Figure 55 : Carte de répartition spatiale du potentiel risque écotoxicologique (PERI) des sédiments de la zone d'étude.

Figure 56: Graphes ACP des ETM étudiés (a) et avec points d'échantillonnages (b) dans les sédiments fluviaux de 0-5cm

Figure 57: Carte d'échantillonnage des eaux fluviales, souterraines et sédiments fluviaux (<63µm)

Figure 58: Diagramme de ternary des concentrations en éléments majeurs dans les sédiments fluviaux.

Figure 59: Diagramme de ternary des cations dans les sédiments fluviaux

Figure 60 : Teneurs en éléments traces métalliques dans les différentes fractions sédimentaires

Figure 61 : Carte piézométrique de la zone d'étude

Figure 62 : Diagramme de température des eaux de surface et souterraines

Figure 63 Graphes de comparaison entre la MES des eaux et la turbidité et débit des eaux fluviale (a) et la turbidité des eaux souterraine (b).

Figure 64: Carte de distribution spatiale des teneurs en matière en suspension (MES) dans les eaux

Figure 65 : Carte de distribution spatiale du pH des eaux du secteur d'étude.

Figure 66 : Carte de distribution spatiale de la dureté de l'eau

Figure 67 : Carte de distribution spatiale de la conductivité électrique (Ce) des eaux de surface et souterraines

Figure 68 : Graphe comparatif de salinité des eaux de surface et souterraines.

Figure 69: Carte de distribution spatiale du potentiel oxydoréducteur (Eh) des eaux de surface et souterraines

Figure 70 : Carte de distribution spatiale d'oxygène dissout (OD) dans les eaux de surface et souterraines

Figure 71 : Carte de distribution spatiale des teneurs de carbone organique dissouts (COD) dans les eaux de surface et souterraines

Figure 72: Distribution spatiale des concentrations en nitrites (NO₂⁻) dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 73: Distribution spatiale des concentrations en nitrates (NO₃⁻) dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 74 : Diagramme du rapport HCO₃⁻/ (HCO₃⁻+SO₄²⁻).

Figure 75: Diagramme ternary des anions.

Figure 76: Diagramme ternary des cations.

Figure 77 : Diagramme de pipe des eaux d la zone d'étude

Figure 78: Diagramme Scatter de salinité originarie d'halite dans les eaux souterraine et superficielle en comparaison aux normes de santé mondiale (OMS) et d'irrigation marocaine (NIM)

Figure 79 : Diagramme de Durov de comparaison entre les paramètres physicochimique (CE et pH) et les éléments majeurs caractérisant les signatures des eaux.

Figure 80 : Graphes des concentrations moyenne en Fe, Al et Mn dans les eaux superficielles (a), et souterraines (b)

Figure 81: Diagramme des relations entre les éléments conservateurs dans le milieu hydrique superficiel et souterrain. (a) : eaux souterraines, (b) : eaux fluviales.

Figure 82: Carte de répartition spatiale des concentrations en antimoine dissouts dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 83 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Cadmium dissouts dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 84 ; Carte de répartition spatiale des concentrations en Plomb dissouts dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 85 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Arsenic dissouts dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 86; Carte de répartition spatiale des concentrations en zinc dissouts dans les eaux de surface et souterraines

Figure 87 : Carte de répartition spatiale des concentrations en cuivre dissouts dans les eaux de surface et souterraines

Figure 88 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Nickel dissouts dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 89: Carte de répartition spatiale des concentrations en Chrome dissouts dans les eaux de surface et souterraines.

Figure 90 : Graphe ACP des paramètres physico-chimiques, éléments majeurs et éléments traces métalliques.

Figure 91 : Diagramme de coefficient de partage K_d, des éléments traces et majeurs en fonction du pH.

Figure 92 : Diagramme Log K_d de la matière en suspension en fonction du pH du milieu fluviale

Figure 93 : Diagramme du rapport SO₄/Cl pour détermination la relation entre la dissolution des sulfates et pollution d'eau.

Figure 94: Carte de répartition spatiale de l'indice de pollution biologique (IPO) des eaux de surface et souterraines.

Figure 95 : Carte de répartition spatiale de l'indice de contamination (ICe) des eaux de surface et souterraines.

Figure 96 : Carte de distribution spatiale du risque potentiel de toxicité métallique (RPTME) des eaux fluviales et souterraines.

Figure 97 : Carte de délimitation des zones en dangers avec les principaux éléments traces métalliques à effet vulnérable sur l'environnement local et à potentiel minéralogique considérable.

Figure 98 : Bloc diagramme schématisant l'environnement du site minier abandonné de Tourtit et son infrastructure géologique.

Figure 99 : Simulation d'une méthode de réhabilitation basée sur l'effet de mine étudié, le type et les caractéristiques observées sur le terrain

Figure 100 : Degré de pollution optimale prévue après application de la méthodologie démantèlement proposé pour les sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

Planche 1 : Photos des machineries abandonnées sur le site minier de Tourtit. A: Vue panoramique des machines et ruines abandonnées dans la mine; B: Tombereaux démonté ; C : ruines des tombereaux; D : Voiture de déplacement personnel ; E : Land rover U.S.A série 200|797| pour déplacement sur terrain.

Planche 2: Etat actuel de l'usine de traitement et galeries de stockasse. A Usine partiellement effondrée, B : ancienne galerie de stockage à Ich-Ou-Mellal, effondrée, C : vue de loin de l'état fragile de l'usine de traitement à Tourtit.

Planche 3 : Photos des rejets miniers de Tourtit. A : Vue panoramique de la digue et rejets de traitements ; B : rejets de traitements ; C : Erosion des rejets miniers ; D : Rejets rocheux stériles ; E : Rejets grossiers et précipitation des sels.

Planche.4 : Photos de surpâturage au niveau du site minier abandonné de Tourtit

Planche.5 : Photos des activités quotidiennes des femmes de la population locale au niveau du secteur minier Tourtit- Ich-Ou-Mellal.

Planche.6 : Photo de la couverture végétale au niveau des deux sites miniers avec abondance des espèces de 1 : Laurier-rose et 2 : Pistachier lentisque.

Planche 7 : Photos d'Eutrophisations des eaux d'un ruisseau drainât les rejets miniers (A) et d'un puits envahi par les eaux de la nappe (B), dans le site minier de Tourtit.

Planches 8. Planche minéralogique des rejets miniers rocheux stériles. A : Sections polies des rejets rocheux stériles 1: grés quartzitique ferrugineux à antimoine, 2: Stockwerk en quartz à zinkénite et pyrite, 3: grange du quartz à stibine en géodes centimétrique. 4: brèche gréseuse à ciment quartzitique et veinules d'antimoine. B: Observation sous la loupe binoculaire des sections polies, 1: Filon centimétrique à quartz et antimoine (grossissement du filon A.1), 2, 3 et 4 : Géodes de quartz à remplissage en zinkénite, plagionite et mispickel respectivement (grossissement des géodes A.3). C : Observation des lames minces sous microscope optique à balayage et sous microscope métallographique ; 1: Filon discontinu de quartz à emplissage d'antimoine entre les grains de quartz (filon A.1 à l'échelle microscopique sous lumière polarisée non analysée), 2: Bourgeoisements du quartz automorphe à remplissage en antimoine entre les grains de quartz (Géodes A.3 à l'échelle microscopique sous lumière polarisée analysée), 3: Antimoine filonien sous microscope métallographique, 4: pyrite dans le grés sous microscope métallographique (grés de la roche A.2).(Qz) : Quartz; (Sb) : Antimoine ; (Z) : Zinkénite ; (P): Plagionite ; (Py) : Pyrite; (Msp) : Mispickel ; (ZnS) : Sphalérite; (FeO): Oxydes de fer.

Planche. 9: Cartes de distributions spatiales des facteurs d'enrichissement (FE) des principaux contaminants dans la zone d'étude.

LISTE DES TABLEAUX :

Tableau 1 : Fond géochimique local des ETM évalué par cette étude en comparaison avec les teneurs en ces éléments dans la croûte terrestre superficielle.

Tableau 2 : Concentrations en éléments traces métallique dans les sédiments fluviatiles et rejets miniers

Tableau 3 : Tableau corrélatif par la méthode ACP de Pearson des teneurs éléments traces métalliques dans les rejets rocheux, rejets de traitement et sédiments fluviatiles de la zone d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal. En gras : valeur significatives et importantes.

Tableau 4 : Pourcentages de principales fractions granulométriques des sédiments fluviatiles de la zone d'étude

Tableau 5 : Teneurs en pourcentages du carbone organique totale (COT) dans les sédiments fluviatile du secteur d'étude :

Tableau 6 : Paramètres physicochimiques d'acidité (pH) et pouvoir oxydoréducteur (Eh) sédiments fluviatiles

Tableau 7 : Principaux paramètres physico-chimiques des sédiments fluviatiles

Tableau 8 : Concentrations brutes en éléments traces métalliques dans les sédiments fluviatiles de la zone d'étude et leur facteur d'enrichissement en ETM, comparé avec le fond géochimique local (f.g.), les normes AFNOR (S1) et les concentrations en éléments dans la croûte continentale (UCC : selon Rudnick et Gao 2003). * : valeurs significatives.

Tableau 9 : Indice de géoaccumulation des sédiments fluviatile de la zone d'étude

Tableau 10: Valeurs moyennes élémentaires d'indice de pollution des sédiments fluviatiles. En gras valeurs significatives. n.d: valeur non déterminé.

Tableau 11 : Probable effet des concentration-quotients. PEC-Qs et pourcentage de toxicité des sédiments de la zone d'étude

Tableau 12 : Potentiel risque écologique (PERI) et pourcentages de toxicité des sédiments fluviatiles :

Tableau 13 : Matrice comparative des concentrations moyennes en éléments traces et les paramètres physico-chimiques des sédiments fluviatiles de la zone d'étude. V : Azote Total; PEQ : probable effet des concentrations-quotients ; PERI : risque de potentiel Ecologique. En gras les valeurs significatives. *** $p < 0.0001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$

Tableau 14 : Valeurs moyenne des ETM dans les fractions sédimentaires

Tableau 15 : Températures des eaux de surface et souterraines de la zone d'étude

Tableau 16 : Composition de la matière en suspension (MES) des eaux du secteur d'étude. M.V : matière

Tableau 17: Valeurs pH des eaux de surface et souterraines en relation avec l'ion de carbonate (TAC) dans ces eaux :

Tableau 18 : La dureté des eaux superficielles et souterraines en mg/l et TH°

Tableau 19: Valeurs moyennes de la conductivité des eaux de surface et souterraines

Tableau 20 : Valeurs moyennes de la salinité des eaux de surface et fluviatiles ; n.d. Valeur non déterminée

Tableau 21 : Valeurs d'oxygène dissout dans les eaux de surface et souterraines en comparaison avec la norme d'irrigation marocaine (NIM) et eau potable

Tableau 22 : Teneurs en carbone organique dissout (COD) dans les eaux de la zone d'étude

Tableau 23: Teneurs en Matière organique (M.O) en suspension dans l'eau et, demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO5), le en comparaison avec les normes marocaine d'irrigation et qualité des eaux douces

Tableau 24: Concentrations en éléments azotés NO₂, NO₃ et NH₄ dans les eaux de surface et souterraines en comparaison avec les normes d'irrigation et eau potable marocaines (NIM), n.d. : Valeurs non déterminer

Tableau 25 : Teneurs en éléments majeurs dans les eaux de surface et souterraines

Tableau 26: Concentrations moyenne en éléments traces métalliques dissouts dans l'eau souterraine et de surface

Tableau 27 : Matrice de corrélation des teneurs en éléments majeurs et pH dans les eaux de surface et souterraine

Tableau 28: Matrice de corrélation des teneurs en éléments traces métallique et paramètres physico-chimiques des eaux de surface et souterraine

Tableau 29: Matrice de corrélation ACP de l'ensemble des éléments majeures dans les eaux de surface et souterraines du secteur miniers abandonné Tourtit- Ich-Ou-Mellal. En gras les valeurs significatives.

Tableau 30 : Matrice de corrélation ACP de l'ensemble des éléments majeures dans les eaux de surface et souterraines du secteur miniers abandonné Tourtit- Ich-Ou-Mellal. En gras les valeurs significatives.

Tableau 31 : Matrice de corrélation des rapports des éléments majeurs à origine naturelle des facies géologique drainés par le réseau hydrographique échantillonné.

Tableau 32: Coefficient de partage des éléments traces métallique entre la phase dissoute et particulaire de la matière en suspension (MES) et sédimentaire (fraction <63µm).

Tableau 33: Matrice de corrélation entre les coefficients de partage des ETM des sédiments <63µm et la MES. En gras les valeurs significatives.

Tableau 34 : Matrice de corrélation ACP, entre le coefficient de partage Kd des sédiments <63µm et certains paramètre physico-chimique fluviale. En gras les valeurs significatives.

Tableau 35 : Valeurs moyennes des paramètres bioindicateur de la présence d'une pollution organique dans les eaux de surface et souterraines du secteur d'étude Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

Tableau 36 : Indice de contaminations des eaux ICe fluviales et souterraine du secteur minier Tourtit-Ich-Ou-Mellal. En gras, les valeurs importantes, ces valeurs sont significatifs en : ***p ≤ 0.0001, **p ≤ 0.01, n.d. : valeur non déterminé. n.d. : Valeurs non déterminées

Tableau 37 : Le risque potentiel de toxicité métallique des eaux (RPTME), de surface et souterraines du secteur minier abandonné Tourtit-Ich-Ou-Mellal. En gras les valeurs importantes.

Tableau 38 : Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les rejets miniers et sédiments fluviales de la zone d'étude avec les concentrations en ETM de la croute terrestre (UCC : Rudnick R.L. et Gao S. 2003), le fond géochimique locale et avec neuf autres district des mines abandonnées dans le monde. n.d.: Valeur non-déterminée.

Tableau 39: Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dissouts dans les eaux du secteur d'étude avec les concentrations en ETM dissouts des eaux douce de certains secteurs miniers mondiaux, suivant les normes d'organisation de santé mondial

INTRODUCTION

Les écosystèmes aquatiques recouvrent 70% de la surface de la planète. A l'origine de la vie sur Terre, ils sont désormais menacés par les pollutions apportées par les activités humaines, en particulier par l'urbanisation et l'industrialisation. Les dégradations occasionnées se traduisent par la destruction perpétuelle des biotopes, par une diminution de la diversité des biocénoses et par des perturbations dans les cycles des éléments nutritifs nécessaires à la vie. Parmi ces écosystèmes, les environnements fluviaux, constituent une des voies principales d'entrée de la pollution anthropique dans le milieu aquatique. Les plus grandes concentrations de population se concentrent dans les vallées fluviales et dans les zones littorales. La présence de ces fortes densités de population a engendré un essor économique important, basé sur le développement des infrastructures (habitations, réseau routier, zones agricoles), et des activités industrielles (métallurgie, chimie, bois..). Cet essor s'est accompagné par le rejet de nombreuses substances chimiques dans tous les compartiments environnementaux, en particulier dans le milieu aquatique.

Parmi les nombreux composés émis par les activités humaines, les éléments traces métalliques (ETM) constituent une des sources majeures de contamination. Ces ETM pénètrent dans les systèmes aquatiques, par des sources ponctuelles (effluents industriels et urbains) et diffuses (eaux de ruissellement, dépôts atmosphériques secs et humides), sous formes particulières, dissoutes et colloïdales (Kennish, 2002). Certains de ces ETM sont essentiels à la vie des organismes, aussi bien micro que macroscopiques; ainsi une concentration trop faible pourra entraîner des phénomènes de carence, cependant présents en trop fortes quantités, ils engendreront des risques de toxicité. Pour autant d'autres ETM ne sont pas essentiels, et provoquent, même en très faibles quantités, une toxicité avérée (Hg, Pb, Cd). Une fois introduits dans le milieu aquatique, les ETM auront tendance à s'accumuler dans les sédiments, qui vont ainsi jouer le rôle de sources secondaire de contaminants dans des conditions environnementales variables (Ferronato et al., 2013). Cependant, suite à des processus physiques, biologiques ou chimiques, les sédiments pourront également constituer une source importante en ETM pour la colonne d'eau et les organismes vivants. Ainsi la contamination stockée dans les sédiments pourra, même après la prise de mesures destinées à stopper ou à réguler les apports, continuer de perturber l'écosystème aquatique.

La détermination des teneurs totales en ETM est la première étape visant à caractériser un environnement aquatique. Cependant cette étape ne se suffit pas à elle-même et doit être suivie par l'étude des différents mécanismes contrôlant la répartition des ETM entre la phase solide et dissoute, responsables des flux de contaminants vers la colonne d'eau. L'acquisition de ces connaissances est indispensable pour permettre la bonne gestion des zones fluviales polluée par les pouvoirs publics et les gestionnaires.

L'activité minière est l'une des plus importantes sources de pollution des systèmes fluviaux car dans la plupart des cas du monde, elle a lieu près des fleuves et nappes phréatiques. Ces derniers

constituent des sources hydriques utilisées par la mine. La prise de conscience des effets nocifs des rejets miniers sur l'environnement n'a sérieusement pris naissance qu'à partir des années 1990. Il s'en est suivi, dans plusieurs pays concernés, la mise en place de réglementations des activités minières dans l'objectif de limiter les risques de pollution et la préservation des écosystèmes naturels. A l'instar des autres pays, le secteur minier au Maroc s'est trouvé confronté à cet enjeu environnemental. Le nouveau règlement minier (loi 33-13) promulgué par le Dahir 1-15-16 du 1er juillet 2015 est mis en place pour fixer les nouvelles conditions de l'exploitation minière en prenant en compte le paramètre environnement durant toutes les phases de l'exploitation et l'après-mine. Néanmoins, la problématique des anciennes mines exploitées et abandonnées sans réhabilitation reste à l'ordre du jour. Celles-ci constituent une source potentielle de pollution générée par le stockage des déchets issus de l'extraction des minerais et les produits chimiques utilisés dans le traitement industriel. Les traitements d'extraction et séparation métallurgiques, exposent le minerai à des conditions physico-chimiques différentes de celles de la roche. Dans la majorité des cas, ces résidus entreposés sur place sont exposés à l'altération continue. Ces métaux proviennent de la dissolution des espèces minérales en déséquilibre avec les conditions du milieu qui les contient. C'est le cas de la dissolution d'un sulfure. L'un des problèmes les plus sérieux est celui de l'incorporation des métaux lourds dans les milieux aqueux métalliques dans un milieu oxydant à l'origine du drainage minier acide difficile à stopper. Ce phénomène entraîne la mobilisation des ETM et la contamination des sédiments et des systèmes aquatiques par les éléments toxiques et dangereux pour la biodiversité et la santé publique.

C'est dans ce contexte que s'inscrit notre travail de thèse. L'étude réalisée porte sur la contamination par les ETM des sédiments et eaux de l'affluent Ighardayan situé à l'mont de l'oued Beht sous-bassin de Sebou, un affluent caractérisé par un fort impact anthropique dû à l'activité minière

L'objectif de ce travail est donc d'évaluer les potentialités minérales des rejets miniers des deux sites miniers antimonifères abandonnés appelés Tourtit et Ich-Ou-Mellal, situées à l'amont de l'oued Ighardayan d'une part et d'autre part mettre en évidence leur impact sur l'environnement dans le but de trouver des solutions de valorisation et réhabilitation.

Dans le détail cet objectif général peut être précisé par les points suivants :

1. Caractérisation minéralogique et géochimique pour une évaluation quantitative des potentialités élémentaires et réserves minières des rejets abandonnés à l'air libre au niveau de Tourtit et Ich-Ou-Mellal sans réhabilitation;
2. Evaluations de la distribution spatiale des ETM dans les sédiments fluviaux superficiels et leur impact sur la qualité des sédiments ;

3. Identification des sources potentielles des éléments traces métalliques dans les sédiments et les eaux ;
4. Evaluation de la qualité des eaux fluviales et souterraines de la zone d'étude et comportement des ETM dans ces deux milieux hydriques ;
5. Délimitation des zones à risque qui peuvent avoir des effets néfastes sur la biota et qui nécessitent une intervention d'urgence ;
6. Classement des deux sites miniers étudiés selon leurs potentialités minéralogiques et degré de pollution en comparaison avec d'autres études similaires réalisées au Maroc et dans le monde ;
7. Implication des sites étudiés selon leurs caractéristiques environnementales dans les principales démarches de réhabilitation accréditée par certaines mines Marocaines et études de réhabilitation, qui peuvent être applicables sur ces deux sites miniers à forte pollution.

Les deux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal étudiés ici sont un exemple parmi plusieurs mines similaires voisines et situées dans la partie orientale du Massif Central Marocain, connu par sa richesse géologique et son longue histoire minière. L'évaluation de l'impact de ces deux mines est donc une étude pilote qui donne un aperçu sur le degré de la contamination qui peut être engendrée par chacun de ces sites abandonnés. Ceux-ci peuvent être considérés comme sources vulnérables de pollution à l'origine de la dégradation de la qualité des systèmes fluviaux denses situés à l'amont de l'oued Beht et celui de Sebou. a pour but la sensibilisation des gens au danger de cette problématique qui touche à la fois le côté socio-économique local/régional, naturel et culturel, afin d'encourager le développement des études scientifiques qui contribuent à l'évaluation des risques de contamination des milieux naturels et aussi de trouver des solutions et moyens adaptables pour chaque site minier, pour la lutte contre la pollution environnementale. Dans le même but et afin de faire sortir les différentes potentialités minéralogiques, géochimiques, capacité polluante et potentiels toxicologiques des différents rejets présents dans les sites nous nous sommes inspiré des différentes recherches similaires dans le monde et entamé plusieurs essais et modélisations pour comprendre les liens et les relations entre l'ensemble des processus géologiques, géochimiques et hydrochimiques. L'ensemble des travaux préliminaires a permis aussi d'identifier plus en détail les axes de recherche autour desquels ce travail a été orienté. A la lumière de ces axes cette thèse a été divisée en cinq principaux volets :

- Le premier volet a pour objectif de rappeler les notions de base de la pollution du milieu aquatique fluviale et la pollution environnementale et de présenter les principaux aspects et

mécanismes réactionnels, qui contrôlent la distribution et la mobilité des ETM dans les sédiments, et les eaux.

- Le deuxième volet est consacré au cadre régional et local pour situer la zone d'étude. les différentes caractéristiques et état des lieux des sites de l'étude seront également décrits.
- Le troisième volet contient trois sous-volets principaux dont le premier portera sur la caractérisation minéralogique et géochimique des rejets miniers, le deuxième sur l'état de la contamination métallique des sédiments fluviaux de l'amont de l'oued Ighardayan et le troisième discutera la pollution des eaux de surface et eaux souterraines drainant les deux sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Le matériel et méthodes suivis pour l'obtention des résultats d'analyses pour les 9 ETM (Sb, As, Pb, Cd, Cu Zn, Cr, Ni et Hg), recherchés dans les sédiments fluviaux et les eaux, sont détaillés avant les résultats de chaque sous-volet convenable.
- Le quatrième volet présente un classement de l'état des lieux des sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal dans le monde et propose le type de réhabilitation possiblement adaptable aux critères climatologique, physique et géochimique de la zone d'étude.
- Le cinquième volet correspond à une synthèse générale des résultats de l'étude.

Chapitre I : GENERALITES :

I.1. Les éléments traces dans l'environnement :

Selon la convention de Genève sur la notion des métaux lourds (CEE 1979), environ 65 métaux et métalloïdes de masse volumique supérieure à 5g/cm^3 (Adriano 1986) ont un risque écotoxicologique considérable. Le terme « Métaux lourds » est largement utilisé dans le monde malgré qu'il n'a pas de réel fondement scientifique (Bourrelier et Berthelin, 1998). Cette notion est ensuite remplacée par celle d'Eléments Traces Métalliques (ETM), qui sont des substances chimiques définies comme métaux et/ou métalloïdes résistant au processus de biodégradation et conservent généralement leur forme inorganique et peuvent s'incorporer dans tous les compartiments environnementaux sous différentes formes chimiques (Rauch et Pacyna 2009). Les concentrations en ETM dans les différents compartiments environnementaux peuvent être issues aussi d'une source anthropique telle que l'industrie minière en particulier. Les éléments traces métalliques, est un terme qui désigne aussi les substances chimiques métalliques avec une toxicité reconnue tels que le plomb (Pb), le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et chrome (Cr), et non-métalliques comme les métalloïdes, tels que l'arsenic (As), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) à toxicité généralement méconnue avec des propriétés physico-chimiques intermédiaires. Nous ne négligeons pas que certains ETM sont importants pour les processus d'éléments nutritifs chez les végétaux et animaux (Quasim 2015). La source naturelle des éléments traces métalliques, est la croûte terrestre, où existent quatre-vingt éléments traces métalliques à faibles concentrations (0,1%), qui représentent que 0,6% de l'ensemble des composants de la croûte terrestre (Baize, 1997). Contrairement aux éléments majeurs comme la silice (Si), le fer (Fe), l'aluminium (Al) et douze autres éléments, qui occupent 99.4% des substances chimiques de la croûte terrestre (Alloway 1995 et Baize 1997). D'autre part l'effet des ETM issus d'un processus naturel comme l'altération de la roche mère, sont généralement de faible concentrations dans les compartiments environnementaux (Aranguren 2008). Contrairement aux ETM issus des sources anthropiques représentées par les activités industrielles et minières, qui peuvent libérer des quantités énormes d'ETM et provoquer des problèmes environnementaux sérieux (Baize, 2009). Les ETM sont généralement présents dans tous les compartiments environnementaux (Sol, sédiments, roches, air, eau et végétaux), sous différentes formes minéralogiques et chimiques. Actuellement les méthodes d'analyses permettant de déterminer toutes concentrations en ETM avec précision dans les différentes composantes environnementales (Mathieu et al. 2003).

I.2. Notion des mines abandonnées et impact sur l'environnement :

I.2.1. Définition d'une mine abandonnée :

Une mine abandonnée est un site minier ancien où l'entreprise responsable, de cette activité n'existe plus sur le champ. A la fin d'une exploitation d'un gisement minier ou l'arrêt de l'exploitation qui mène à une fermeture de la mine pour n'importe qu'elle raison (épuisement, baisse de prix, conflit d'intérêt, gestion, etc...), la mine est considérée abandonnée (Rouleau et Gasquet 2017). Si l'état des lieux des sites abandonnés ne répond pas aux critères environnementaux d'aménagement et du développement durable exigés par les lois et législations du pays dont la mine fait partie, alors elle est considérée dans ce cas comme une mine abandonnée sans réhabilitation (Grossement 2011). Les mines abandonnées sans réhabilitation présentent un risque de sécurité relativement lié à ce genre de mines non-protégées et des mesures immédiates peuvent être prises pour en limiter l'accès et minimiser les risques.

- Il est extrêmement dangereux de pénétrer dans les ouvrages souterrains d'une ancienne mine et seul un professionnel devrait tenter de le faire.
- Il faudrait installer au point d'accès du secteur ou de la propriété des panneaux d'avertissement qui indiquent la présence d'un danger.
- Le terrain à proximité de la mine peut être fragile et il faudrait limiter l'accès au périmètre du secteur.
- Il faudrait ceinturer l'ouverture de la mine à l'aide d'un ruban d'avertissement, d'une clôture visible, de talus en terre, ou d'autre type de barricade, fait de roches, de blocs de béton, d'obstacles d'acier, de broche à clôture, de structure de bois, etc.
- Inspecter à intervalles réguliers l'état des panneaux d'avertissement et des barricades, afin de garantir que l'accès au lieu de la mine est toujours défendu.

L'installation de panneaux d'avertissement et de barricade temporaire n'élimine pas le risque qu'une personne puisse accéder à la mine ou les galeries de cette dernière. La seule façon efficace d'empêcher l'accès, consiste à en bloquer définitivement les ouvertures et puits d'exploitations.

I.2.2. Impact des mines abandonnées sur l'environnement :

I.2.2.1. Le drainage minier acide (DMA) :

Le drainage minier acide est un phénomène chimique qui se reproduit dans la plupart des cas au niveau des mines abandonnées. Les rejets miniers sulfuriques en contact avec l'air et l'eau atmosphérique entraînent la dissolution de ces derniers et les minéraux néoformés, souvent riches en éléments traces métalliques (ETM). Cela engendre une oxydation des rejets et la production d'un écoulement d'eau acide riche en sulfures et métaux (Chevalier 1996) (Fig.1). Le DMA se caractérise par un faible pH, une haute conductivité et formation d'acide sulfurique (H_2SO_4) et transport en solution d'autres métaux

comme le cuivre (Cu) et zinc (Zn) et autres contaminants qui peuvent influencer négativement la qualité des eaux superficielles, souterraines et autres compartiments environnementaux (Chevalier 1996, Peppas et al., 2000, Akcil et Koldas 2006). Ce phénomène ne se produit pas de la même façon dans toutes les mines à cause des différences de la nature des gisements exploités, des terrains géologiques, l'exposition et la disponibilité des eaux, mais aucune méthode de classement normalisée pour ces DMA n'existe encore (USEPA, 1994).

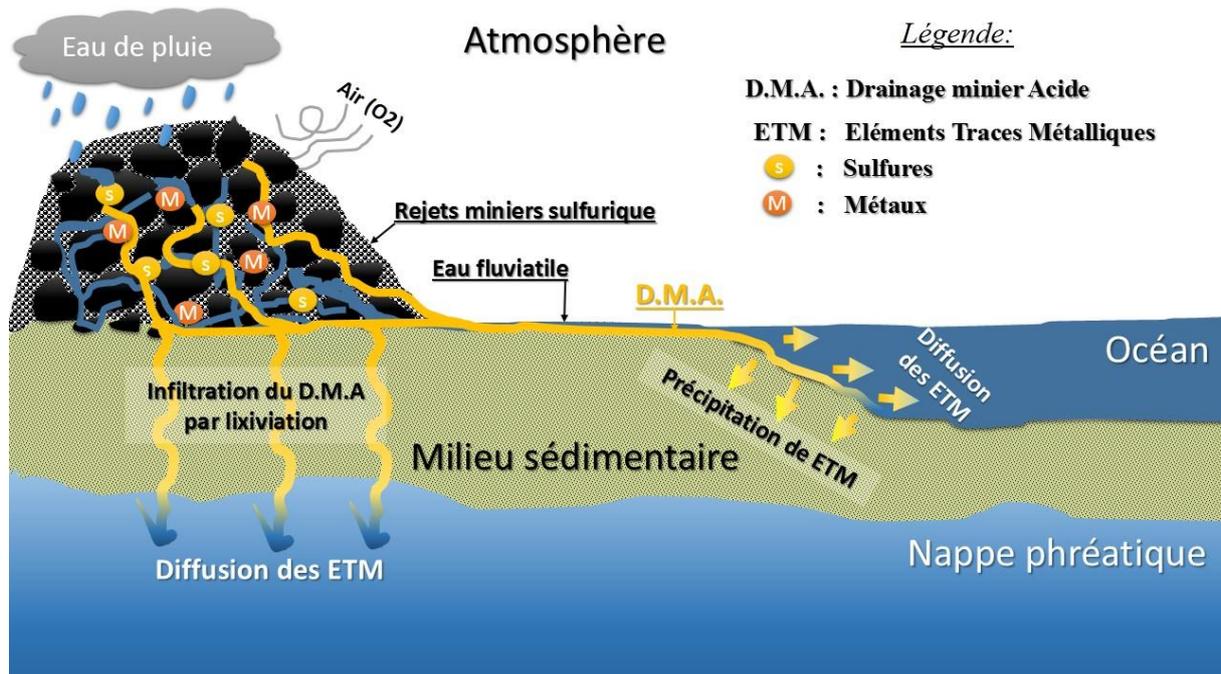


Figure 4 : Phénomène du drainage minier acide.

I.2.2.2. Impact sur la biodiversité :

La biodiversité de zones fluviatiles et continentales est un écosystème important à bénéfices écologique, agricole et socio-économique pour l'Homme. Les milieux autour des mines abandonnées, sont souvent dégradés, cela a un impact négatif sur la qualité des écosystèmes locaux. En revanche cela se répercute sur le bien-être de la population locale. Les indices de ce genre de pollution sont engendrés par une diversité des causes tels que : la pollution inorganique ou biochimique (Cloquet et al., 2006; Turner, 2010; Pougnet et al., 2014), et excès des éléments nutritifs responsables d'une eutrophisation (Charrette & Prepas 2003 ; Selman et al., 2009). L'exposition des êtres vivant aux milieux pollués augmente anatomiquement le risque d'accumulation des éléments toxiques inorganiques dans leurs organes et tissus à travers l'ingestion alimentaire (contaminant particulaire), le transport membranaire (diffusion active) ou la diffusion passive (contaminant dissous) (Eggleton et Thomas, 2004), ce qui engendre une intoxication chez la faune et la flore. L'évaluation de l'impact de la pollution sur l'écosystème est complexe. Les sédiments ont été souvent considérés comme réceptacle final des contaminations mais

divers processus physiques et biogéochimiques ayant lieu dans ce compartiment pourraient les transformer en une nouvelle source de pollution pour l'écosystème.

I.2.2.3. Impact sur la santé humaine

Selon l'organisation mondiale de santé les substances chimiques issues des déchets miniers sont dangereuses pour la santé publique s'ils sont en grandes quantités, ou concentrations à caractéristiques physico-chimiques polluantes dans l'air, l'eau et le sol (OMS 2017). Les mines abandonnées en particulier celles qui ont vécu une exploitation artisanale se caractérisent généralement par une forte concentration de population, des puits d'exploitation des galeries qui ne répondent à aucune règle de sécurité, ainsi que la présence des grandes quantités de rejets et stériles entraînant de fréquents éboulements meurtriers (OMS 2017).

I.2.2.4. Impact socio-économique

Les sites miniers sont généralement situés dans des zones où ils constituent la principale ressource économique. Leur fermeture a donc des répercussions socio-économiques importantes. Pour cela une première démarche d'aménagement des sites miniers abandonnés et un recyclage des rejets présents doit être poursuivi, ainsi que la réintégration de la population locale dans d'autres domaines sociaux-économique, industriels, et touristiques.

I.3. Spéciation des ETM pris en considération dans cette étude :

I.3.1. Le Cadmium (Cd) :

Le cadmium (Cd) est un élément naturellement présent dans l'environnement, mais il fait partie des ETM les plus contaminants. À l'échelle globale, la croûte continentale est le réservoir qui contient le plus de cadmium (Gonzalez et al., 1999). Le cadmium du milieu fluviatile forme 90% du Cd total présent dans la Terre, il se présente à l'état particulaire, associé aux minéraux présents dans les sédiments ou à la matière en suspension (Dange 2002). Au niveau des écosystèmes aquatiques les concentrations en cadmium mesurées dépendent du fond géochimique régional ou local, autour de 0,05 µg/l (Martin-Garin et Simon 2004). La Toxicité du Cd est élevée sous toutes ces formes (dissoute, particulaire, gazeuse et organique), (Poëy et Philibert 2000). Chez l'Homme, le Cd provoque plusieurs problèmes sanguins, nerveux et rénaux (Plumlee et Ziegler 2003). La toxicité du Cd n'a pas seulement un effet négatif sur la santé humaine mais aussi sur la faune et la flore des zones polluées par cette substance (Benito et al., 1999).

I.3.2. L'Arsenic (As) :

L'Arsenic (As) est un élément trace métallique contaminant à forte toxicité (Salvarredy Aranguren 2008). La mobilisation d'As dans les compartiments environnementaux dépend de la stabilité de ces formes minérales, les conditions oxydo-réductrices, le pH du milieu (Martin-Garin et Simon 2004) et la

présence des substances conservatrices (Al, Fe et Mg) qui contrôle sa capacité d'adsorption/désorption (Sadiq 1997 ; Smedley et Kinniburgh 2002). Les concentrations naturelles en arsenic dans les eaux fluviales ne dépassent pas 10µg/l. Ces concentrations dépendent des facteurs géologiques et sédimentaires des cours d'eau (Kim et al., 2004). La toxicité du d'arsenic dépend de sa forme chimique et son degré d'oxydation, dont l'As inorganique est le plus toxique dans l'environnement (Callender 2003). La toxicité augmente aussi avec le degré de méthylation de l'arsenic (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997 ; Chung et al., 2002).

I.3.3. Le Mercure (Hg) :

Le mercure (Hg) est un métal très connu, il se présente à l'état liquide aux conditions standard de température et de pression et facilement volatile. La disponibilité de ce métal dans les compartiments environnementaux dépend de la matière organique, du potentiel oxydo-réduction et du pH du milieu (Thomassin et al., 2003). La plupart des composés de mercure sont insolubles dans l'eau mais montrent des potentiels toxicologiques élevés dans l'environnement (Cossa et al., 1990 ; Fitzgerald et al., 1998). L'impact d'exposition au mercure en haut degré ou en long terme affecte les organes internes et leurs tissus mous chez l'Homme (Cœur, Cerveau, poumons, reins et système immunitaire), malgré son danger sur l'Homme, les oiseaux, poissons et les végétaux des écosystèmes sont les êtres vivants les plus exposés au mercure dans les zones polluées (Boudou et al., 2006). Les degrés élevés d'exposition à Hg incluent des effets négatifs sur la reproduction, la croissance et le développement des organismes vivants qui parfois, conduisent à des déformations chroniques et aussi à la mort (Bensefa-Colas et al., 2011).

I.3.4. Le Cuivre (Cu) :

Le cuivre (Cu) est naturellement présent dans la croûte terrestre sous forme native ou de sulfure de cuivre (CuS), (Veillere 2009). La disponibilité de cuivre dans l'environnement est originaire des sources diffusives naturelles (érosion, volcans, etc...), et anthropiques (industries métallurgiques, etc...), (Chiffolleau et al., 2001). En milieu fluvial le Cu se présente en état particulaire avec une faible capacité de dissoudre dans l'eau (Zwolsman et al., 1997 ; Takata et al., 2012). Les faibles doses de cuivre sont indispensables à la vie, et il est nécessaire à la formation de l'hémoglobine et remplace le fer dans le transport d'oxygène chez les espèces d'arthropodes (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres 1997). Chez l'Homme et les mammifères, régulés par le foie, le cuivre intervient dans la fonction immunitaire et contre le stress oxydant, son manque cause le syndrome de Menke (Plumlee et Ziegler, 2003). Les doses élevées ou formes oxydées de cuivre sont dangereuses pour la santé humaine et causant la maladie de Wilson (Plumlee et Ziegler, 2003). Pour de nombreux organismes (algues, mousses, microorganismes marin, etc..) les doses et concentrations infimes dans leur environnement biotique, ne dépassent pas 10µg/l (Davis 1975, Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997).

I.3.5. Le Plomb (Pb) :

Le plomb (Pb) est un métal un peu semblable au cuivre et au zinc dans ces caractéristiques et origines, ils sont souvent associés l'un à l'autre dans la plupart des gisements métallifères Marocains de plomb ou de zinc. Le plomb se présente naturellement dans la croûte terrestre et sa diffusion dans l'environnement se fait naturellement par les volcans, l'érosion, et d'autres sources naturelles, mais il peut aussi être originaire d'une source anthropique telle que l'industrie minière, alliages, batteries et pigments, etc... (Chiffolleau et al., 2001). Le plomb et ses composés inorganiques étant peu solubles dans l'eau, cela indique que en phase dissoute le plomb est généralement plus faible comparé au plomb particulaire (Brüggmann et al., 1985 ; Balls, 1989). Ce métal est largement utilisé dans différents domaines, avec une longue histoire d'application, mais à présent certains ont été proscrites en raison de sa toxicité une fois introduit dans les organismes vivants sous forme organique ou inorganique (Fergusson, 1990 ; Anonyme, 2007). L'effet toxique du Pb est plus sévère sur son état inorganique, et son passage à l'Homme sur cet état se fait par la chaîne alimentaire (Grandjean, 1984). Selon l'organisation mondiale de santé (OMS) la forme inorganique de Pb est aussi très dangereuse, elle s'introduit chez l'homme par la voie de la consommation de l'eau (OMS 2017). Une fois dans le corps humain avec des doses élevées le Pb a deux principaux effets pathologiques : Un effet physiologique et l'autre neurologiques (Fergusson, 1990 ; Plumlee et Ziegler, 2003). Les enfants sont plus affectés par ces effets du Pb que les adultes (Fergusson, 1990 ; Goyer, 1990 ; Goyer et Clarkson, 2001 ; Plumlee et Ziegler, 2003).

I.3.6. Le Zinc (Zn) :

Le zinc (Zn) est un élément naturellement présent dans l'écorce terrestre il se présente souvent sous forme de sulfures associé aux intrusions magmatiques, schistes et argiles. Le Zn peut être originaire d'une source naturelle (Volcan, érosion, feux de forêts, etc...) ou anthropique (Mines, épandages, agriculture, urbanisation, etc...), (Chiffolleau et al., 2001). En rivières, le zinc est un élément présent sous différentes formes d'ion hydraté, zinc complexé par les ligands organiques, zinc adsorbé sur la matière solide et/ou oxydes de zinc, mais se trouve principalement sous forme particulaire (Zwolsman et al., 1997). Comme tous les ETM l'incorporation du Zn dans les différents compartiments environnementaux, avec de grandes quantités, peut entraîner un phénomène de toxicité, qui touche négativement la capacité reproductive des biomasses, ainsi que la santé humaine (Giordano et al., 1975 ; Hinesly et al., 1977 ; Borkert et al., 1998). Parfois les végétaux arrivent à se développer sur des sols contaminés en Zn, mais ils montrent des accumulations de Zn importantes, dont certaines dépassant des normes internationales de qualité alimentaire (Liu et al., 2005). La toxicité de Zn se produit chez les mammifères et chez l'Homme à une dose létale comprise entre 0,5 à 5mg/l (Kushner 1993). L'intoxication en Zn chez l'Homme engendre des troubles physiologiques, du système gastro-intestinal et du système respiratoire (Mrabent 2015). Le Zn est aussi cancérigène pour l'Homme dans certains cas (Gupta et al., 1991).

I.3.7. Le Chrome (Cr) :

Le chrome (Cr) présent dans l'environnement provient majoritairement de sources anthropiques telles que les activités industrielles et métallurgiques. La plupart des formes de Cr présentes dans les eaux naturelles sont relativement stables (Gondouin 1986). La distribution et présence de ces formes de Cr dans les compartiments environnementaux, sont contrôlées par le pH du milieu, potentiel oxydoréducteur et les concentrations en oxygène (Merabet 2016). La forme trivalente du Cr (III) est originaire de la roche naturelle, cette forme ne se dissout pas facilement dans l'eau et son transport se fait à l'état particulaire ou liée à la matière organique (Pichard et al., 2005). Le chrome est toxique sous ces deux formes : le chrome trivalent Cr (III) et hexavalent Cr (VI), chez l'homme et les animaux, ces deux formes à grandes doses ou accumulations engendrent des problèmes génitaux, respiratoires, problèmes de cœur et de métabolisme. Chez les végétaux le Cr (III) est la seule forme absorbée par les plantes, et à un certain seuil d'accumulation des conséquences négatives peuvent se produire (Pichard et al., 2005, OMS 2017)

I.3.8. Le Nickel (Ni) :

Le nickel (Ni) est un métal naturellement présent dans la Terre, il se trouve souvent associé au cobalt dans les gisements métallifères. Il existe des sources anthropiques de Ni (rejets agricole et miniers) responsables d'émission de ce métal dans les eaux de surface dont ce métal est prédominant sous la forme ionique Ni^{2+} et contrôlé par le pH du milieu (INERIS, 2006). La biodisponibilité de Ni pour les organismes et les processus biochimiques afférents dépend fortement de sa forme chimique et physique (L'Huillier, 1994). Le Nickel n'est pas un élément essentiel pour l'être humain mais sa présence à très faible dose est bénéfique à la prépondérance dans l'hématopoïèse avec la vitamine B12 (Stangl et al., 2000). Des doses faibles à élevées en Ni sont capables de créer des troubles digestifs et dermatologiques par contact, à des maladies aussi sérieuses comme des cancers de poumons ou d'estomac chez l'Homme (Lewtas, 2007).

I.3.9. L'Antimoine (Sb) :

L'antimoine (Sb), est un métal toujours méconnu qui se trouve dans l'environnement à l'état naturel sous forme Sb(III) et Sb (V), mais qui réagissent avec des comportements différents dans les compartiments environnementaux (Picot, 2007). Ce métal est peu présent à l'état liquide, ses spéciations et caractéristiques chimiques et biochimiques restent peu connues (ATSDR, 1992). Antimoine avec son faible pouvoir de dissolution dans l'eau, il se présente en grandes quantités associé à la forme particulaire (Bisson et al., 2007). Plusieurs auteurs sont d'accord pour reconnaître que le comportement géochimique de l'antimoine dans les sédiments reste peu connu, tout en le rapprochant de celui de l'arsenic (ATSDR, 1992 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992). La toxicité de Sb dépend de sa forme chimique qui lui permet d'avoir des effets variables d'un hôte à l'autre. Chez l'Homme le Sb provoque une intoxication aiguë, cérébrales et irritations des os et de la peau, etc..., ces symptômes ressemblent

à ceux provoqué par une intoxication à l'arsenic et il est souvent difficile de les différencier (Picot, 2007).

I.4. Comportement et mobilisation des ETM dans le milieu fluvial :

I.4.1. La pollution du milieu fluvial par l'activité minière :

Le milieu fluvial est un système aquatique caractéristique de chaque bassin versant. C'est un milieu récepteur et diffusif des particules sédimentaires provenant de l'érosion hydrique et éolienne des formations géologiques du bassin. Les précipitations fluviales est le principal aliment hydrique des cours d'eau du bassin versant. Les paramètres contrôleurs des directions, de forme et sédiments des réseaux fluviaux, sont la pente, exposition, faciès géologique, climat et végétation du bassin versant (Sundborg, 1986). Les cours d'eau fluviaux sont des systèmes aquatiques fragiles composés de deux compartiments principaux : Le compartiment hydrique et le compartiment sédimentaire. Ces deux composés sont très sensibles à la moindre perturbation physico-chimique, ce qui affecte négativement la stabilité et qualité du système fluvial dans son ensemble. L'installation des sites miniers et/ou la présence des mines abandonnées au niveau des bassins versant, peuvent contribuer avec des apports particuliers ou solution de nature anthropique, qui s'ajoutent aux apports naturels du bassin hydrique (Fig.2), et entraînent des problématiques de pollution du milieu fluvial et dégradation de la qualité de la végétation du bassin versant.

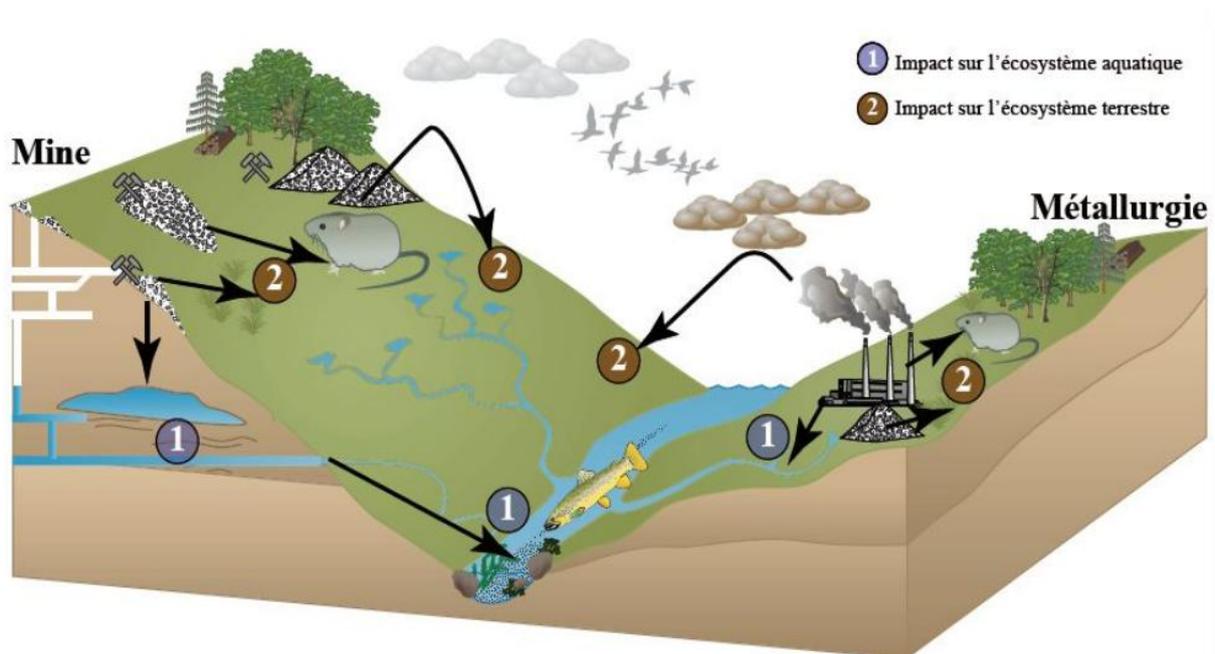


Figure 2 : Schéma des impacts miniers et métallurgiques sur l'écosystème fluvial. Les flèches indiquent la relation entre l'écosystème et certains bioindicateurs (Camizuli 2013).

I.4.2. Concentrations et transport en éléments traces métalliques dans les cours d'eau :

La présence des métaux à des teneurs décelables dans l'environnement ne signifie pas nécessairement qu'il y a une pollution. Au cours de leur transport, ces éléments subissent des interactions diverses, notamment avec des espèces organiques ou minérales, en suspension ou dissoutes avec lesquelles ils peuvent former des complexes. De ces interactions dépend fortement leur devenir dans l'environnement. Les concentrations des métaux dans les sédiments sont généralement très supérieures aux concentrations observées dans la colonne d'eau. Ainsi, les niveaux des métaux dans les colonnes d'eau peuvent respecter les lignes directrices de la qualité de l'eau de consommation et de la santé écologique, mais ce n'est pas le cas pour les sédiments.

L'eau joue de multiples rôles dans le monde industriel. On l'utilise souvent pour l'extraction et le transport des matières premières. Elle intervient directement dans les procédés de fabrication, comme solvant ou milieu réactionnel. Elle peut aussi servir dans divers circuits de refroidissement, ainsi que pour le dépoussiérage des différents gaz. Dans l'industrie du ciment l'eau est utilisée pour la mise en suspension des matières premières. Enfin elle sert surtout à l'évacuation des déchets industriels.

Le système fluvial est un milieu naturel souvent soumis à des rejets miniers, industriels urbains, agricoles, etc..., ce qui apporte des grandes quantités de substances toxiques en accumulation dans les sédiments fluviaux comme destination finale (Scordia, 2008). Cependant, de nombreux paramètres influent sur le comportement des polluants comme on peut s'en apercevoir (Fig.3). Les concentrations élevées des polluants dans les sédiments ne sont pas toxiques pour le système fluvial si ils sont stables dans le milieu. Contrairement si les paramètres physico-chimiques de milieu changent vers des conditions instables ces polluants sont toxiques et dangereux pour le milieu fluvial naturel (Marot, 1998). Les interactions des polluants avec les sédiments fluviaux montrent dans plusieurs études une préférence des substances à se fixer sur les fractions argileuses des sédiments (Dubois 2006). Ce-ci est lié aux propriétés électrostatiques particulières (Damidot, 2006). Cependant, les matrices complexes des sédiments permettent de multiples possibilités d'association avec les contaminants présents dans l'environnement en fonction de leur nature (Calmano et Forstner 1996 ; Chapman et al., 1998).

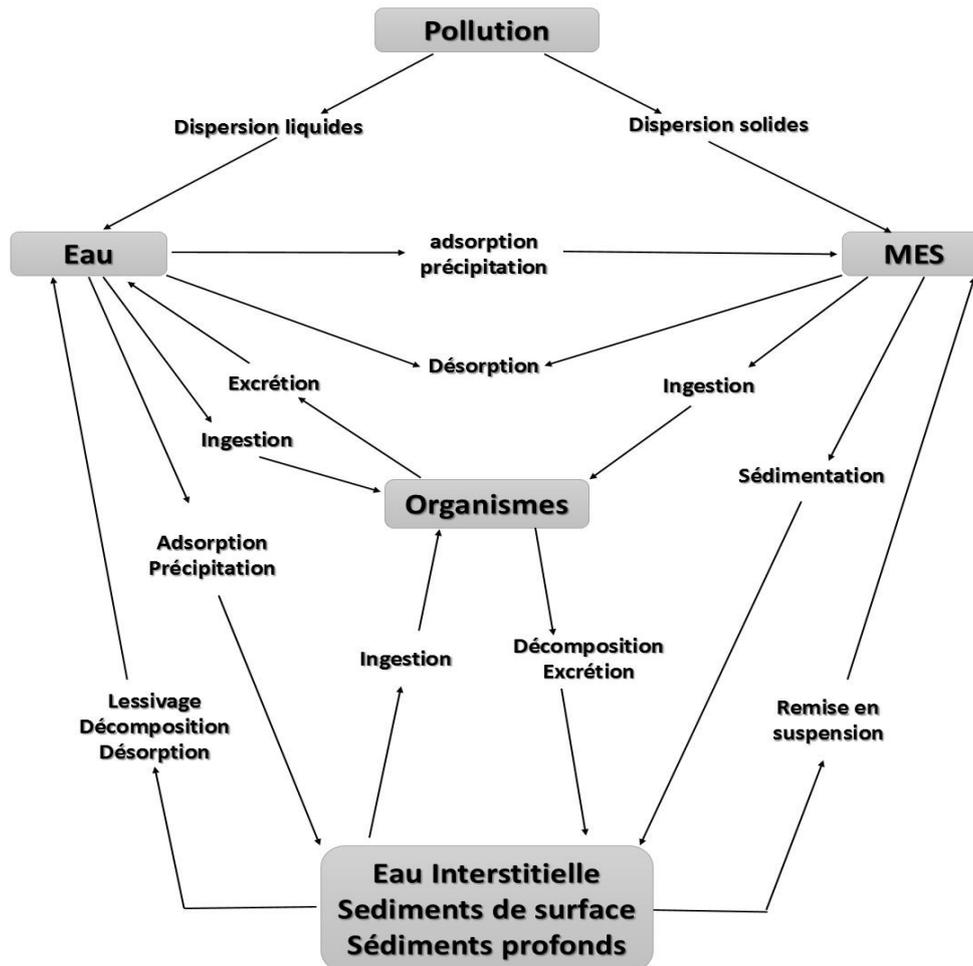


Figure 3 : Schéma du comportement des polluants rejetés dans les cours d'eau (Marchandise et Robbe, 1978).

I.5. Dégradation de la qualité des milieux fluviaux dans le monde :

I.5.1. Dégradation générale des eaux fluviales dans le monde :

La dégradation biochimique et biologique des éléments traces métalliques n'est pas significative, une fois introduits dans le milieu fluvial. Pour cela leurs résistance dans l'environnement dure plus longtemps, et peuvent atteindre des concentrations très élevées dans les sédiments, eaux et autres compartiments environnementaux (Bliefert & Perraud 2001). Sous leur forme organique, les éléments traces métalliques sont souvent transportés à l'état particulaire ou dissous sur de grandes distances avec ou sans modifications chimiques. Si ces modifications ont eu lieu dans un milieu convenable la transformation des ETM engendre des substances chimiquement toxiques pour le milieu naturel. En revanche, la fixation ou précipitation des éléments traces par les particules diminue leur disponibilité pour les organismes aquatiques (Brown et al., 1991). La distribution de polluants dans le système fluvial et écosystèmes aquatiques n'épargne aucun biotope (Bounias, 1999) : les micro-organismes,

les invertébrés macroscopiques, les poissons, les mammifères, etc..., ces organismes, présents dans l'eau, sont particulièrement sensibles aux effets des métaux lourds (Bliefert et Perraud 2001). Les concentrations élevées d'ETM dans les écosystèmes aquatiques, comme le zinc montre des effets négatifs sur la vie aquatique comme les troubles neuronales, de manière polyphasique chez les mollusques (Kiss et al., 1991). Aussi, des taux de natalité très faible chez certains mammifères marins (Sydeman et Jarman, 1998). Le cadmium dans le milieu aquatique a aussi des effets néfastes sur les branchies des mollusques et poissons (N'guessan, 2008), et il se fixe aussi dans certains canaux calciques en obstruant temporairement le passage des ions Ca^{2+} , chez le calamar. D'autres éléments traces métalliques comme le plomb à grandes concentrations dans le milieu aquatique peut causer une forte mortalité et le développement des anomalies chez les œufs de certains oiseaux aquatiques (Kertész et al., 2005). Les éléments traces métalliques à fortes concentrations peuvent aussi altérer les enzymes ou le métabolisme cellulaire des végétaux (Hernandez, 2003). Chez certaines espèces, végétales le cadmium comme exemple s'accumule davantage dans les racines, dont l'exposition à des faibles concentrations affecte la photosynthèse (Godbold et Kettner 1991). Pour des teneurs de 2,5 mg/l dans les végétaux, le nickel provoque des dégâts dans la structure lipidique des membranes (Slivinskaya, 1991), et provoque aussi une perte de récolte pour des concentrations beaucoup plus faibles < 2mg/l (Gerzaberk et Ullah 1990).

Après avoir montré quelques causes et dangers de l'accumulation des ETM dans les milieux aquatique dans le monde, il est nécessaire d'indiquer que les milieux fluviatiles montrent aussi des effets similaires sur leurs organismes dans les zones à grandes concentrations en ETM toxiques. Parmi les sources de pollution figurent les eaux usées non traitées, le drainage minier acide, le transport fluvial d'hydrocarbures, etc.... L'augmentation de l'urbanisation, l'agriculture et le développement du littoral en Afrique par exemple, ont contribué à la diffusion et à l'apport direct de la pollution dans les estuaires (Scharler et Baird 2005). En prenant l'exemple du bassin du Colorado connu par ses terrains évaporitiques d'âge permien qui fournissent d'importantes quantités des sels évaporitiques (NaCl, $CaSO_4$), en addition de la présence d'un lessivage des terrils de mines et les rejets d'eaux usées minières, qui peuvent être à l'origine de pollutions métalliques et acides et la présence des grandes teneurs en ETM issus de la dissolution des évaporites et concentrations présentes dans les eaux de lessivage (Elazhari 2013).

En Europe occidentale l'activité industrielle et minière en particulier, cause une acidification des aérosols, qui atteints l'ensemble des pays de l'Ecosse à la Finlande, et certaines régions sensibles des Vosges à la Tchécoslovaquie (Ngaram 2011). L'eutrophisation est l'une des phénomènes de la pollution fluviale causée par le déversement d'un excès des substances nutritives (azote, phosphore), tel que le cas de la tamise, le Rhin, et la Loire où la biomasse phytoplanctonique a considérablement augmenté: 10 à 15 mg/l de matière organique, ce qui conduit en aval à une anoxie souvent totale des eaux de l'estuaire (Ngaram 2011).

Au Japon, la pollution des eaux fluviales provient majoritairement des solvants à fortes teneurs en Cl utilisés par certaines industries. De même au Japon ces rejets industriels déversés dans les milieux fluviaux favorisent la formation d'algues, lesquelles diminuent l'oxygène de l'eau (Claude et Tony 2002).

La pollution fluviale causée par diverses sources dans le monde est portée aujourd'hui à la connaissance du grand public, plus précisément lors des accidents industriels graves, qui mettent en jeu de grandes quantités de polluants dans le milieu naturel. A ce stade avec la variété des causes et conséquences plusieurs paramètres permettent d'expliquer la variabilité des teneurs en éléments dans les cours d'eau (Ezeronye et Ubalua 2005).

I.5.2. Dégradation générale des fleuves en Afrique :

Les ressources hydriques renouvelables de l'Afrique représentent en moyenne 4050 km³/an, ce qui représente 5 000 m³ d'eau par an et par personne alors que la moyenne mondiale est de 7 000 m³ (Hufty, 2001). La pollution des eaux douces est maintenant commencée à être la préoccupation de plusieurs pays africains. La mauvaise qualité des eaux douces utilisées par le peuple entraîne des maladies et réduit la production et aussi constitue un risque sur l'environnement (Ngaram 2011). Des études mondiales ont montré que 90% des eaux usées et polluées sont déversées directement dans les fleuves et rivières et océans. Des tonnes de substances polluantes déversées dans les milieux aquatiques continentaux et marins, estimés annuellement de 33000t en 2000 seulement à Abidjan en Côte d'Ivoire, ce qui induit à des chutes de taux d'oxygène occasionne fréquemment la mort des poissons (Ngaram 2011). En Zambie le fleuve Kafue reçoit d'une façon continue, toute sorte de substances polluantes provenant de tous secteurs, industriels, urbain, agricole, etc..., ce qui a conduit à la détérioration de la qualité des eaux de ce fleuve, causé par les taux élevés des ETM et excès en éléments nutritifs trouvés dans les eaux et dans les poissons du Kafue (Kambole 2003). Au Nigeria parmi 72 rivières évaluées pour leur qualité des eaux, 93% montrent une forte turbidité, un pH < 6,5 considérablement acide et des taux élevés en Cadmium et Chrome qui occupent des pourcentages de 15% à 47% des polluants concentrés dans les eaux de rivière, en comparaison avec les normes standard de la CEE et OMS (Asonye et al., 2007). Plusieurs villes de l'Ouganda, Kenya, et Tanzanie déversent des millions de litres d'eau usées, déchets industrielles et miniers dans le lac Victoria, provoquant une dégradation de la qualité des eaux, qui ont montré de grandes teneurs en Cr (VI) une forme toxique qui atteint 264 mg/l (Samaké 2008).

I.5.3. Dégradation générale des fleuves au Maroc :

Au cours des années le secteur minier au Maroc a connu un progrès et développement très important dans les méthodes de prospection et d'exploitations au détriment du milieu naturel, qui subit des agressions physiques et chimiques causées par les rejets divers de ce secteur. Celui-ci produit des tonnes de substances nocives déversées dans les plus grands fleuves Marocains créant de fortes pollutions

locales et parfois régionales tout le long de ces fleuves drainant les sites miniers abandonnés en particulier tels que les cas de la haute Moulouya (El Hachimi et al., 2005), Beht (Abdellaoui 1998), Sebou (Azzaoui et al., 2002) et Kettara (Hakkou et al., 2006). La dégradation de la qualité des eaux fluviales au Maroc est une problématique à importants dégâts sur les écosystèmes écologiques qui affecte négativement aussi bien la santé de la population locale en particulier. Au Maroc la qualité des eaux fluviales et des eaux douces en général deviennent de plus en plus une préoccupation à cause des quantités importantes des substances métalliques que ces milieux fragiles reçoivent chaque année, dont la problématique environnementale est plus en plus accentuée.

Chapitre II : PRESENTATION GENERALE DE LA REGION D'ETUDE:

II.1. Introduction :

Le Maroc Central fait partie de la Meseta centrale qui, avec la Meseta orientale forme la Meseta marocaine. C'est un domaine hercynien fortement érodé, et à couverture mésozoïque et cénozoïque horizontale localisé entre l'océan Atlantique, le Moyen Atlas et le Rif. Dans le Massif hercynien central du Maroc existe une série de minéralisations de sulfures qui ont été ou sont encore exploitées par des compagnies minières. Ces exploitations qui ont duré plusieurs décennies ont contribué au développement socio-économique du Maroc, mais ont un impact négatif sur l'environnement. L'un des grands problèmes est l'incorporation des métaux lourds dans l'eau superficielle ou souterraine. Ceux-ci sont le résultat de la dissolution des minéralisations en déséquilibre avec les conditions du milieu qui les contient. La contamination par les métaux lourds comme le Pb, Zn, Cu, Cd, As, Hg, Sb... résulte soit des processus géologiques comme le drainage minier acide dû à la solubilisation des espèces sulfurées entraînant une baisse du pH, soit par les processus anthropiques tels que l'usage des techniques de lixiviation dans le traitement du minerai par les activités minières. Bien qu'il existe différentes voies de mobilisation des substances contaminantes, le milieu aquatique assure le transport des minéraux lourds dans des environnements variés. Les sites miniers exploités autrefois au Maroc et abandonnés constituent actuellement une préoccupation sérieuse en terme de protection de l'environnement. En effet, la prise de conscience du danger que représente leur impact sur le milieu naturel et la santé humaine se fait de plus en plus sentir. L'ampleur de cet impact dépend de plusieurs facteurs dont la nature des minéralisations exploitées, le contexte géologique et hydrogéologique, la situation et l'état dans lequel le site a été abandonné.

II.2. Contexte régional de la zone d'étude :

II.2.1. Cadre géographique :

Le Maroc Central, est situé dans la partie septentrionale de la Meseta nord-occidentale (Fig.4). Il est limité au nord par les plaines du Gharb et Saiss, au sud par le plateau des phosphates, à l'Est par le

Moyen-Atlas et à l'ouest par l'océan Atlantique. Il est drainé en grande partie par deux cours d'eau principaux : le Beht (affluent rive gauche du Sebou) et le Bou-Regreg (Fig.4).

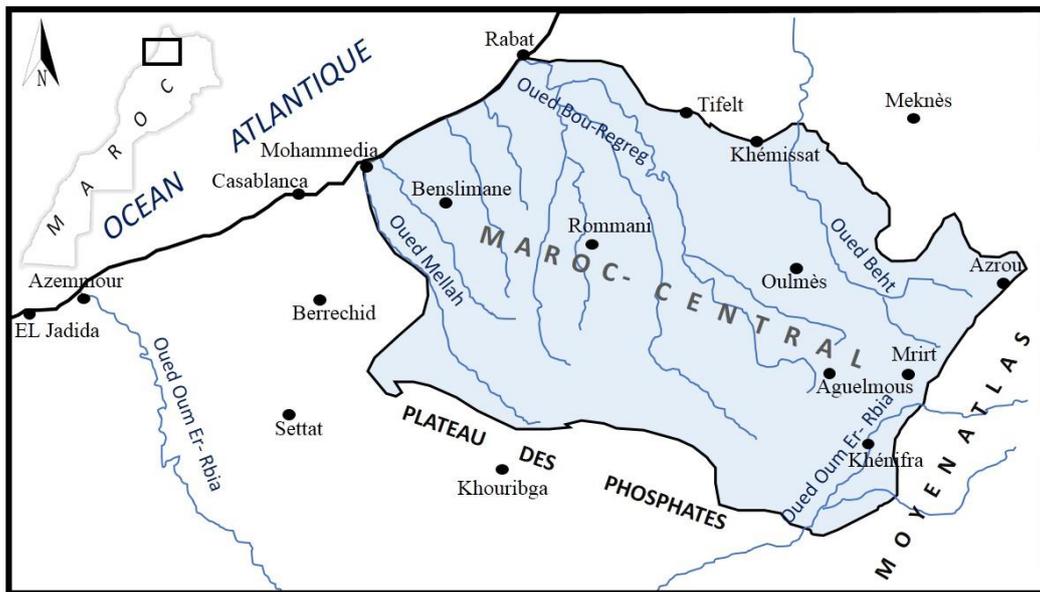


Figure 4 : Situation géographique et hydrologique du Maroc Central.

Il a une géomorphologie, parfaitement bien décrite dans l'étude de Beudet (1969), est très contrastée avec des collines vallonnées, arêtes saillantes; zones en dépressions et gorges profondes. L'altitude moyenne est de 1.000 m. Les précipitations y atteignent 500 mm par an, ce qui favorise l'installation d'un important couvert végétal dominé par les forêts de chênes verts et de chênes lièges; Fig.5).

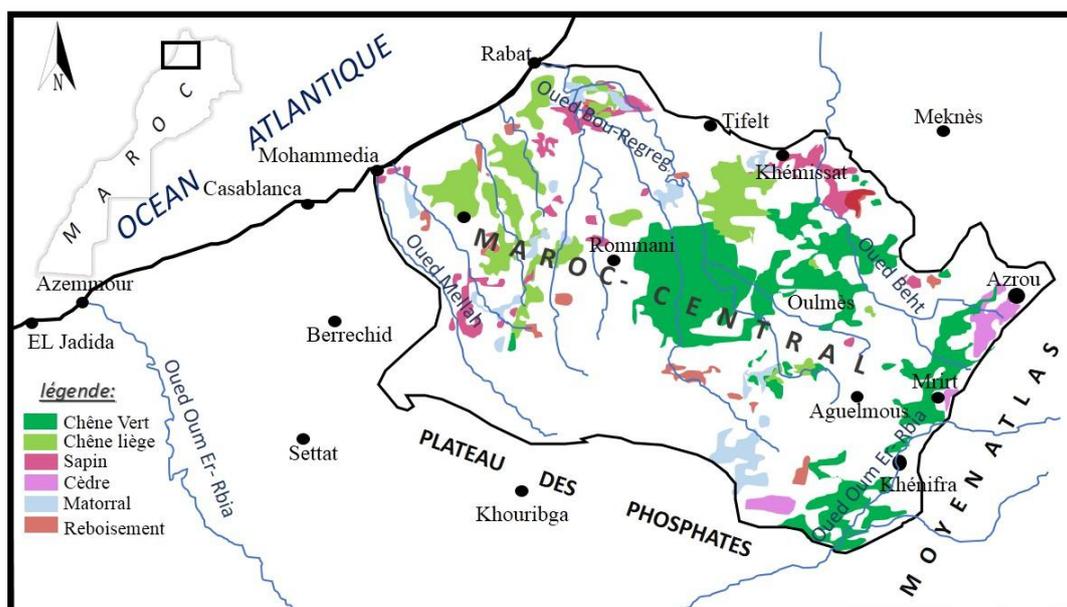


Figure 5: Carte de la couverture végétale du Maroc Central (d'après <https://ecologie.ma>).

Sur le plan socio-agricole le Maroc Central est consacré aux cultures extensives associées à l'élevage. Autour de Khouribga, le sous-sol est riche en phosphates.

II.2.2. Cadre climatologique :

Le climat du Maroc est généralement du type méditerranéen, c'est-à-dire de zone tempérée (à photopériodisme saisonnier et quotidien) et à pluviosité concentrée sur les mois froids ou relativement froids de l'année (de l'automne, au printemps), l'été, saison chaude, étant sec (Beudet et al., 1966). Ce climat, considéré dans son ensemble, est en fait une famille de climats présentant selon cet auteur, plusieurs genres, espèces dûes à la variation quantitative et qualitative des facteurs climatiques élémentaires qui les composent (différences des quantités de pluies, répartition saisonnière de la pluviosité, degré de froid de l'hiver ou de chaleur de l'été, etc...). Il est remarquable de constater que le Maroc est, de ce point de vue, un pays méditerranéen complet. Ces diverses modalités climatiques le couvrent depuis le rivage atlantique jusqu'à la frontière algérienne, de la Méditerranée jusqu'au Sahara Marocain inclus et depuis le niveau de la mer jusqu'aux hautes altitudes. Le climat général de la partie orientale du Maroc Central se caractérise par un hiver froid et un été chaud, dont les principales précipitations moyennes annuelles sont classées entre 5 et 93mm quant à la température moyenne annuelle oscille de 5° à 63°C (<http://www.Marocmeteo.ma/>). Il est bien entendu que cette région a subi ces dernières décennies, comme l'ensemble du territoire Marocain, les changements et aléas climatiques.

II.2.3. Cadre géologique régional du Maroc Central :

II.2.3.1. Le Massif hercynien central :

Le Massif hercynien Central est le plus vaste Massif à l'affleurement occupant la partie septentrionale de la Meseta occidentale. Il est limité à l'est par le causse moyen-atlasique, à l'ouest par l'océan Atlantique, au nord par le sillon sud-rifain et au sud par le plateau des phosphates. Il est constitué par un socle paléozoïque structuré en une succession d'anticlinorium et synclinorium de direction NNE-SSW à NE-SW séparés par des grandes zones faillées (Fig. 6). Les terrains anté-carbonifères (grès, schistes, calcaires) affleurent essentiellement dans les cœurs anticlinaux. Ceux-ci sont recouverts en discordance par les terrains carbonifères (calcaires, schistes, flysch) largement représentés dans les synclinaux. Le Massif Central est subdivisé en plusieurs unités structurales issues de l'orogénèse hercynienne, et se matérialisant par une succession d'anticlinoriums et de synclinorium (Termier, 1936) répartis en cinq grandes zones (Michard 1976, Piqué et Michard, 1981), Les principales unités structurales distinguées d'Ouest en Est selon les premières subdivisions de Termier (1936) sont :

- L'anticlinorium de Casablanca à terrains du Paléozoïque inférieur modérément plissés :
- Le synclinorium de Ben Slimane et de Sidi Bettache a flyschs dévono-dinantien séparés par la ride de Cherrât à matériel siluro-dévonien;
- L'anticlinorium de Khouribga-Oulmes à cœur Cambro-Ordovicien;

- le synclinorium de Fourhal-Telt a terrains Viséo-Namuriens
- L'anticlinorium de Kasba Tadla-Azrou caractérisé par la mise en place dans le bassin carbonifère d'Azrou-Khénifra de nappes de glissement synsédimentaires.

L'ouverture des bassins de Sidi Bettache, Ben Slimane, Fourhal-Telt, Tilouine et Azrou-Khénifra est attribuée au fonctionnement dextre de failles N20-40° (Failles de Cherrat, Smaâla-Oulmès, etc.) (Piqué, 1979 ; Bouabdelli, 1989 ; Fadli, 1990 ; Tahiri, 1991 ; Zahraoui 1991).

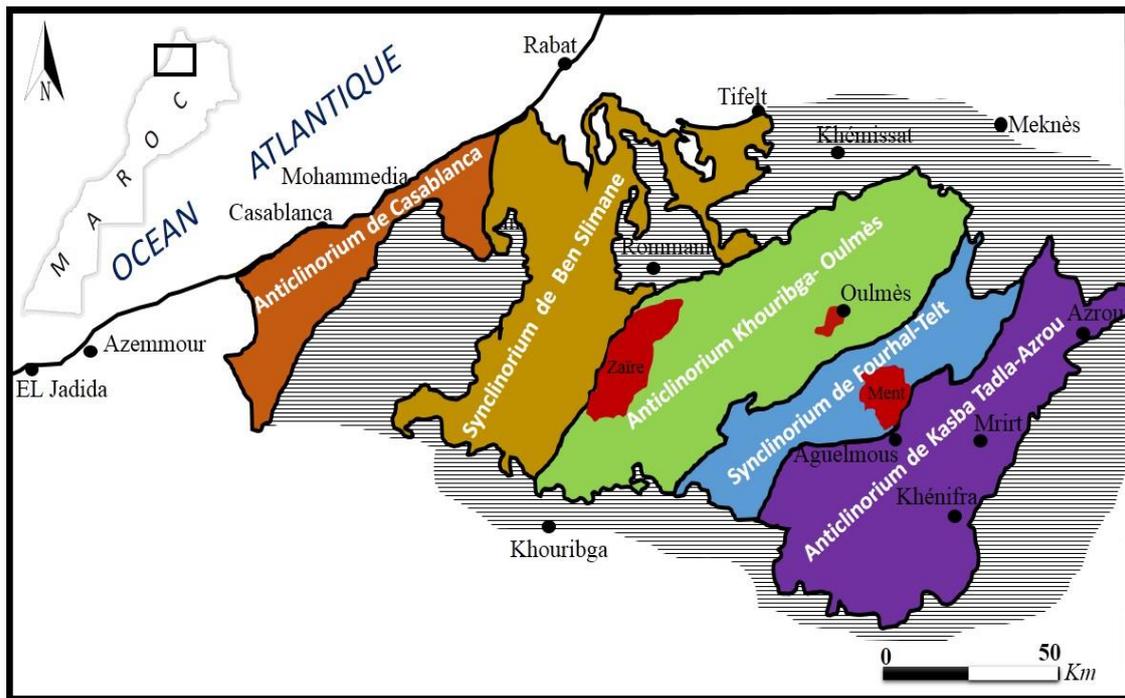


Figure 6 : Carte structurale de la Meseta nord-occidentale (Walliser et al. 1995 ; Simplifiée).

Dans ce Massif, la série sédimentaire présente, dans son ensemble, un étagement quasi-continu des formations paléozoïques du Cambrien au Carbonifère. Celles-ci sont recoupées par trois principaux batholites granitiques tardi-hercyniens (Zaër, Oulmes, Ment). D'autres pointements sont connus à Moulay Bouazza, Achemmach et Aouam. Ces granites se sont mis en place dans des zones de cisaillement crustaux N70 dextres (Lagarde, 1987) et N20 (Diot, 1989) senestres entre le Stéphien et l'Autunien et ont développé des auréoles de métamorphisme et se sont accompagnés par un cortège filonien avec des lentilles, sills et dykes principalement doléritiques et microgranitiques.

La structuration hercynienne du Massif central est caractérisée par une déformation hétérogène. Elle est plus intense au niveau des limites entre les unités structurales anticlinoriales et les bassins dévono-carbonifères correspondant à des failles et cisaillement à jeux polyphasés (Hoepffnere, 1987, Piqué 1994). La tectonique tardi-hercynienne s'est manifestée par des mouvements verticaux et des coulissements le long de blocs délimités. Sur le plan métallogénique le Maroc Central présente une importance minière avec de nombreuses minéralisations (W, Sn, Pb, Zn, F, Sb, Ba, Fe, etc...) associées

à la mise en place des corps magmatiques et à la fracturation durant l'évolution hercynienne et tardi-hercynienne. La couverture méso-cénozoïque restée pratiquement tabulaire, est représentée par de minces séries allant du Paléozoïque au Pliocène. Un volcanisme plio-quadernaire est exprimé dans plusieurs localités par des coulées, des dykes et cratères avec des roches basaltiques, rhyolites, phonolites...).

II.2.3.2. La zone orientale du Maroc Central :

Cette zone correspond à la partie orientale du Massif Central où se localise la région d'Aguelmous qui renferme plusieurs mines dont les sites miniers étudiés. Elle est limitée à l'ouest par la grande faille de Smalâa-Oulmes et à l'Est par l'accident de Bsabis-Bekrit situé à l'emplacement de l'accident nord-moyen atlasique (Bamoumen et al., 2008)_ (Fig.7).

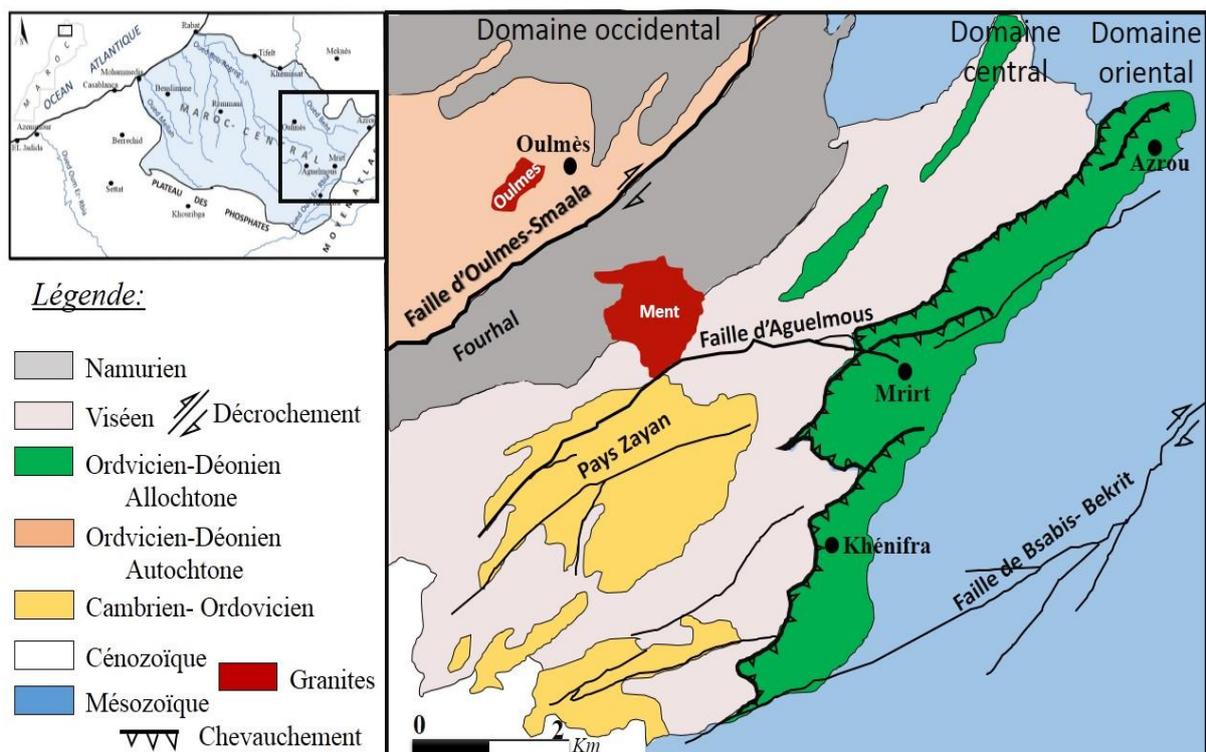


Figure 7 : Carte structurale schématique du bassin Azrou-Khénifra de l'Est de la Meseta Centrale (d'après Bamoumen et al., 2008).

Les travaux de synthèse (Piqué et Michard, 1981) sur la zonation structurale hercynienne mettent la partie orientale du Massif Central dans la zone de transition de la chaîne hercynienne. Cette zone est caractérisée par l'individualisation, durant le carbonifère, d'un bassin turbiditique qui constitue l'avant-pays à la limite orientale de la Meseta Marocaine orientale à structuration précoce d'âge dévonien supérieur et la Meseta occidentale à structuration majeure d'âge carbonifère supérieur. Ce bassin a une évolution tectono-sédimentaire complexe avec la mise en place d'olistolithes et des nappes synsédimentaires provenant de l'Est. (Hoepffner, 1987 ; Bouabdelli, 1989). Selon Bouabdelli (1989), trois domaines sont distingués (Fig.8) :

- Un domaine oriental allochtone caractérisé par la nappe de Khénifra constituée de terrains quartzo-pélitiques de l'ordovicien supérieur ;
- Un domaine central autochtone caractérisé par le développement de formations carbonifères discordantes sur les terrains cambro-ordoviciennes.
- Un domaine occidental correspondant aux formations namuriennes du bassin de Fourhal.

Le permien est représenté par les dépôts continentaux grés-conglomératiques autuniens discordants à la fois sur les terrains allochtones et autochtones (EL Wartiti, 1990).

Sur le plan lithostratigraphique général, la zone orientale du Massif hercynien du Maroc Central est constituée par les unités suivantes Bouabdelli (1989) :

- Un soubassement précambrien terminal réduit à l'affleurement et représenté par un socle granitique protérozoïque moyen à supérieur et une série volcano-sédimentaire d'âge néoprotérozoïque ;
- Un socle cambro-ordovicien avec, à la base, des calcaires et une série schisto-quartzitique largement représenté dans le pays Zayan. (Fig.7) ;
- Une couverture siluro-dévonienne qui se retrouve essentiellement sous forme de klippes et olistolithes d'âge ordovicien-dévonien resédimentés dans les terrains carbonifères

II.2.3.2.1. La Lithostratigraphie :

- Les terrains anté-carbonifères :
 - La série ordovicienne est représentée par des dépôts allochtones ou autochtones à caractéristiques détritiques. Elle montre à sa base une série schisteuse micacée avec des alternances des grés et pélites, et au sommet on trouve des quartzites associés à des micro-conglomérats.
 - Le Silurien : représenté par des dépôts détritiques argileux et des carbonates.
 - Le Dévonien inférieur correspond par des sédiments carbonatés qui sont régis par le mouvement de la plate-forme carbonatée qui a subi une surrection au dévonien moyen.
- Le Carbonifère :

Un bassin carbonifère (Viséen inférieur à Namurien) dont l'organisation sédimentaire montre des faciès de plate-forme carbonatée évoluant vers le haut à des dépôts turbiditiques de bassin orogénique. Plusieurs niveaux de la série carbonifère sont transgressifs et sont discordants sur le socle anté-viséen). Ces terrains constituent la majeure partie des affleurements de l'ensemble central qui affleurent à l'ouest de l'ensemble oriental selon une bande NE-SW pouvant atteindre 15km de largeur. Ils sont chevauchés à l'est par l'unité allochtone de Khénifra. Les dépôts de cet ensemble marquent le passage de la sédimentation de plate-forme du Paléozoïque inférieur aux dépôts marquant l'individualisation du

bassin carbonifère appelé bassin d'Azrou-Khénifra. Ce bassin initié dès le Tournaisien suivra plusieurs étapes où la nature de la sédimentation sera régie par l'évolution géodynamique qui marque cette région jusqu'au viséen supérieur. En effet les différentes coupes étudiées par plusieurs auteurs sur le plan stratigraphique ou sédimentaire, montre une variabilité de faciès et de nombreux passages latéraux de faciès avec le développement soit de calcaires grésocalcaires de plate-forme ou de séries turbiditiques perturbées par des re-sédimentations d'olistolithes et nappes synsédimentaires. Les terrains viséens reposent en partie sur la série cambro-ordovicienne et sont caractérisés par de nombreux écaillages.

Pour rendre compte de la diversité de ces faciès, nous prendrons deux coupes présentées par Bouabdelli (1994) (Fig. 9) dans les formations allochtones et autochtones.

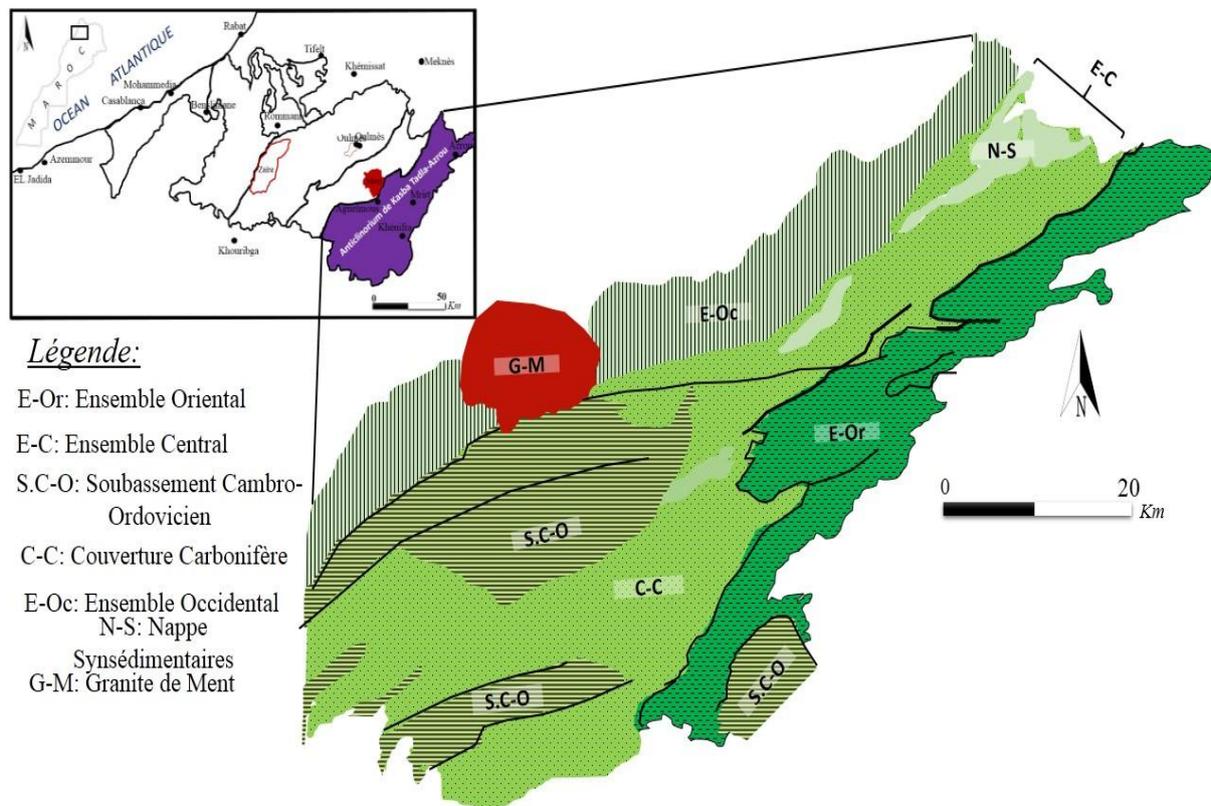


Figure 8: Carte des affleurements des terrains carbonifères du Bassin Hercynien d'Azrou Khenifra (Bouabdelli 1994 ; Simplifiée).

Les dépôts de base transgressifs sur le cambro-ordoviciens sont soit des conglomérats quartzitiques soit des grès grossiers ou des calcaires récifaux. Ceux-ci sont suivis d'une alternance grésopéltique intercalées de brèches et calcaires. Viennent par-dessus des brèches conglomératiques avec des remaniements de bancs calcaires et gréseux dans une matrice péltique. Elles sont surmontées par des calcaires gréseux associés à des quartzites. Ils passent à une alternance de grès-calcaires et des pélites à niveaux bréchiqes. La partie sommitale est représentée par des pélites verdâtres à lits de quartzites minces. Dans les formations autochtones (Fig. 9), on distingue de bas en haut : des brèches, des conglomérats, des calcaires bioclastiques et récifaux datés Viséen V3b-V3c, des grès et conglomérats,

un flysch, un wildflysch à olistolithes de grès grossiers, grès-calcaires et calcaires bio-construits du V3b gamma et par-dessus viennent un flysch gréseux.

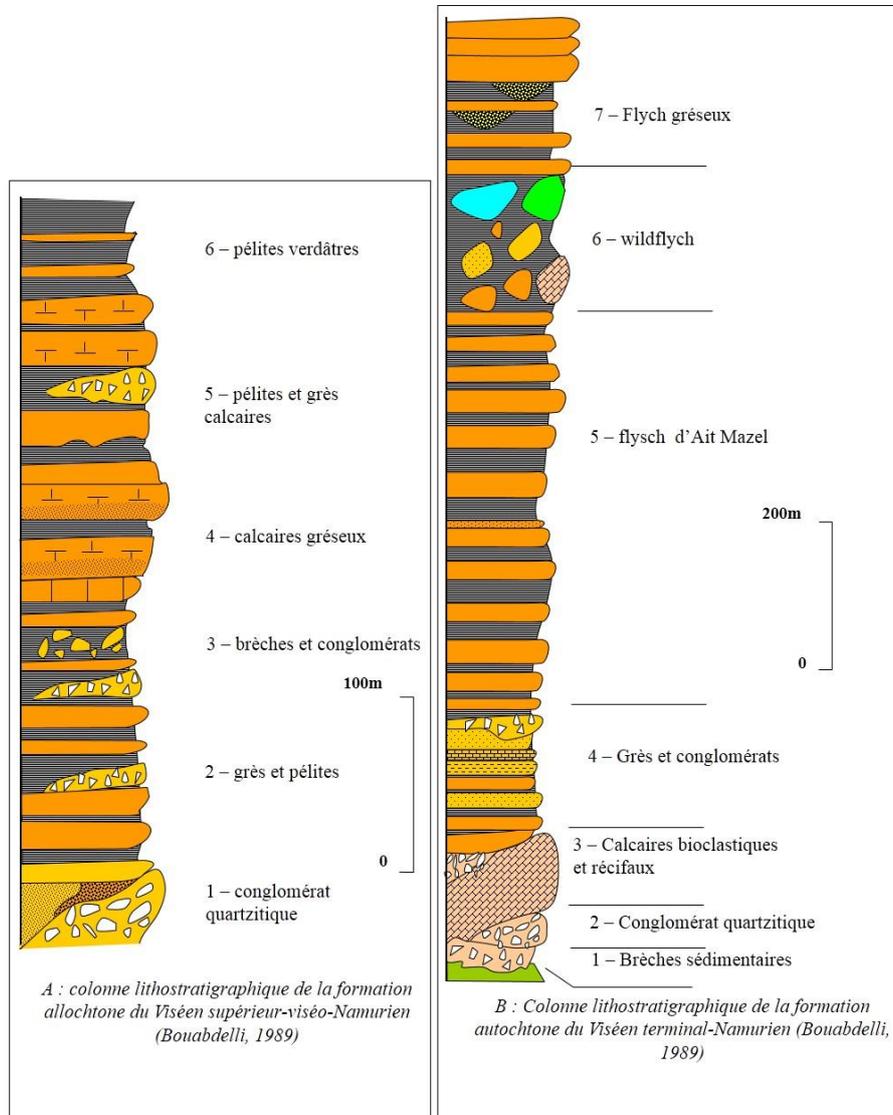


Figure 9: Log lithostratigraphiques des formations autochtone (B) et allochtone (A) du Viséen terminal (Bouabdelli, 1989).

II.2.3.2.2. Evolution tectono-sédimentaire du bassin d'Azrou-Khenifra :

- Evolution structurale :

Sur le plan structural, cette région est caractérisée par une phase tectono-métamorphique hétérogène d'âge intra-viséen (phase sudète) (Hoepffner, 1987; Bouabdelli, 1989). Cette phase témoigne d'une migration de la déformation hercynienne de la Meseta orientale (zone la plus interne) vers la Meseta occidentale. Cette évolution, dans le temps et l'espace, se manifeste dans cette zone appelée de

transition par la formation du bassin d'avant-fosse de Khénifra-Azrou. Le mode d'ouverture de ce bassin est analysé et discuté par plusieurs auteurs (Cheilletz, 1984, Bouabdelli, 1989, Piqué, 1994)

Plusieurs auteurs se sont intéressés à l'étude de la région de Khénifra afin de relever la complexité structurale caractérisée par ses recouvrements anormaux. L'interprétation de ces problèmes tectoniques commence avec Huvelin (1969), qui a montré que les terrains de Jbel Hadid sont affectés par une schistosité anté-viséen, par des failles chevauchantes et sont recouverts en discordance par deux séries du Viséen Supérieur. Il nota l'importance des chevauchements, des écailles anté-viséen sur du Viséen Supérieur à Ziar et plus au Nord à Azrou, et souligna l'importance des mouvements hercyniens précoces du Viséen supérieur.

Le premier travail de synthèse structurale de la partie sud-est orientale du Massif Hercynien Central est celui d'Allary et al. (1976) qui ont établi la carte géologique du paléozoïque de la région de Khénifra au 1/100 000. Allary et al. (1976), montrent dans leur étude, le caractère polyphasé des déformations hercyniennes. La succession des phases distinguées par ces auteurs est la suivante:

Au sein du premier mouvement de compression deux phases sont distinguées. La première s'accompagne d'une schistosité proche de NS, la deuxième est post-schisteuse. Ces plissements sont suivis d'une déformation cassante matérialisée par des accidents fortement pentés, rectilignes, parfois accompagnés d'importantes zones broyées. Leurs directions moyennes peuvent être regroupées en deux familles: l'une NE-SW à E- W correspond à des accidents majeurs, et l'autre NNE-SSW à NNW-SSE correspond à des accidents à rejets horizontaux minimes. Les auteurs attribuent à cette déformation un âge post-dévonien et anté-viséen supérieur.

- La déformation post-viséenne et anté-permienne :

Cette déformation est caractérisée par deux phases de plissement (P3 et P4). La phase P3 correspond à la mise en place de structures tangentielles importantes accompagnées d'une schistosité S3, elle est suivie par la mise en place d'importantes nappes de glissement.

La phase P4 se traduit par des plis NE-SW à déversement vers l'Ouest, souvent accompagnés d'une schistosité S4. Ces plis donnent les structures les plus apparentes de la région. A ces plissements succède une nouvelle phase cassante présentant les mêmes caractères géométriques que les accidents anté-Viséen Supérieur.

Bouabdelli. (1989) donne une synthèse sur l'évolution tectono-sédimentaire du bassin d'Azrou-Khénifra. Il met en évidence des déformations anté-toumaysiennes qui sont matérialisées par des plis intra-couches de direction N50 à N70, à axes subverticaux ou fortement plongeant vers le NW ou le SE. Ces déformations sont liées à une tectonique distensive anté-toumaysiennes, la déformation intra-viséenne qui est marquée dans les terrains autochtones par des plissements. Ces plis affectent le Cambro-Ordovicien, avec une schistosité en éventail par rapport au plan axial des plis, accompagnée d'un

épimétamorphisme. Les directions générales des plans d'aplatissement varient entre N140 et NS. Les plis sont droits ou déversés vers le NE ou le SW. Dans les terrains allochtones, les structures de cette déformation se caractérisent par leur déversement vers l'Ouest et le NW, et par leur écaillage intense dans le même sens. Elles sont représentées par des plis synschisteux le plus souvent cisailés parallèlement au plan axial.

Les terrains du Viséen Supérieur sont affectés par une déformation synsédimentaire qui se manifeste par des slumps, des discordances intra-formationnelles, la mise en place d'olistolithes à matériel calcaire viséen, et des nappes synsédimentaires à matériel essentiellement dévonien.

La déformation post-namurienne se traduit par des plis N40 légèrement déversés vers le NW ainsi que par des replissements des contacts de nappes, des écaillages et une remobilisation des anciennes failles décrochantes et chevauchantes.

L'auteur montre que les phases P1, P2, P3 définies par Allary (1976) dans la région de Khénifra ne correspondent, en fait, qu'à une seule phase de déformation intra-viséenne horizontalement hétérogène.

Il montre que le bassin d'Azrou-Khénifra est un bassin mixte. C'est un bassin d'avant pays au front du système orogénique de la Meseta orientale et bassin limité par des accidents du socle NE-SW, réactivés dès la fin du Dévonien.

Pique (1994), dans une synthèse regroupant les travaux antérieurs, sur le Massif hercynien du Maroc Central, résume l'histoire du développement du bassin d'Azrou- Khénifra comme suit: la fin du Dévonien début Carbonifère est marquée par un changement régime de sédimentation, les premiers niveaux transgressifs sur les dépôts de plate-forme du Paléozoïque inférieur et moyen, sont conglomératiques et gréseux. Leur disposition cartographique montre qu'ils sont contemporains d'une tectonique distensive qui s'exprime par des basculements de blocs. Le bassin est limité par deux failles : Smâala-Oulmès à l'Ouest et Tazzeqa Bsabis Bekrit à l'Est qui jouent en décrochements dextre suite à la contrainte NE-SW à l'origine de l'ouverture en transtension du bassin d'azrou khénifra. Parallèlement s'ouvre dans la Meseta occidentale, selon le même système (pull-apart), le bassin de dévono-carbonifère de Sidi Bettache.

Durant le Viséen, la transgression progresse vers le Sud et le Sud-Ouest. Au Viséen Supérieur, le bassin comprend une plate-forme carbonatée (Fig.10). A la fin du Viséen Supérieur, le soulèvement de la marge orientale du bassin induit le décollement des séries de la plate-forme orientale et leur mise en place en écailles et nappes gravitaires dans le bassin. A cette époque, la direction de raccourcissement régionale est devenue NW -SE, ceci se traduit par le blocage du jeu dextre de la faille orientale du bassin et son rejeu en faille inverse au front des épaisissements tectoniques qui se produisent dans la Meseta orientale (Fig.10). La déformation pénétrative affecte les secteurs orientaux; ils sont cisailés et chevauchent les

domaines centraux du bassin. Les terrains autochtones et allochtones sont : replissés, la déformation générale Fourhal, dernier sillon résiduel à l'ouest du bassin d'Azrou-Khénifra.

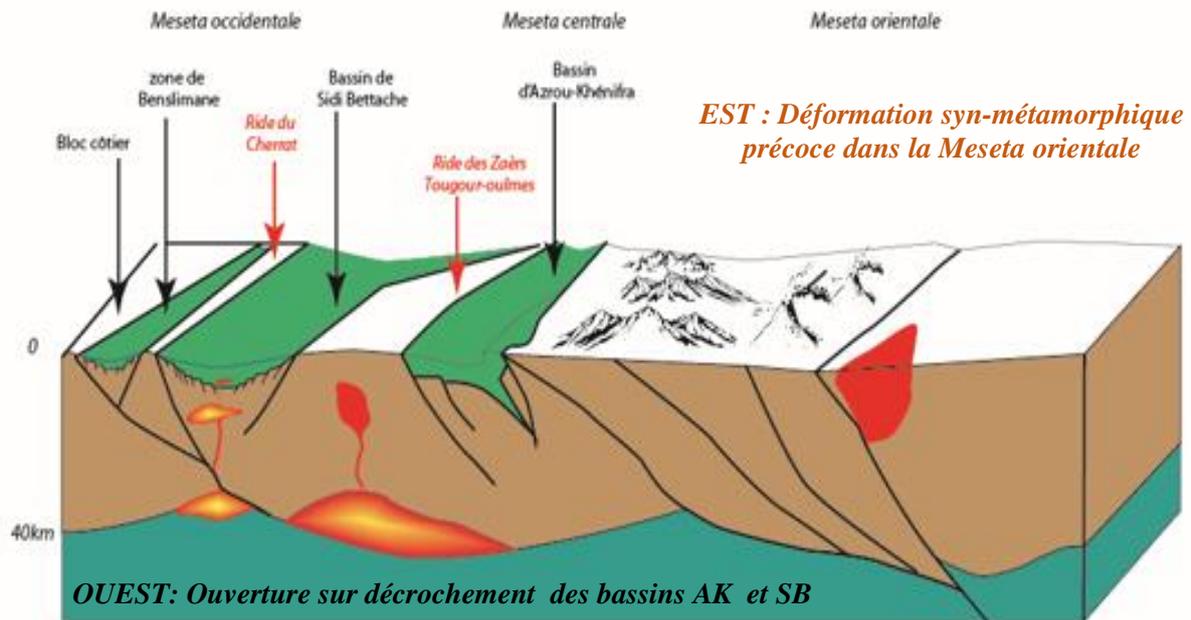


Figure 10: Bloc diagramme schématisant la paléogéographie de la Meseta Marocaine au carbonifère. AK : Azrou-Khenifra ; SB : Sidi Bettache. (Zahraoui et al.,2012).

II.2.3.2.3. Le magmatisme :

Deux types de magmatisme sont distingués dans la région :

- Un magmatisme basique pré-orogénique d'âge 370-340Ma matérialisé par des sills et dykes dans la série carbonifère (Faik, 1988)
- Un magmatisme acide post-orogénique d'âge Stéphano-autunien (Hoepffner, 1987), constitué de filons hypo volcanique et plutoniques et des granites et leucogranites (Boushaba, 1996).

III.2.3.2.4. Cadre métallogénique et principales mines :

Sur le plan métallogénique le Maroc Central est considéré comme une sous-province métallogénique à minéralisations polymétalliques liés au cycle hercynien et tardi-hercynien (Fig. 11). Celles-ci sont associées aux corps plutoniques et à la fracturation qui affecte les terrains paléozoïques et leur couverture. Dans le Maroc central, nous avons les minéralisations pneumatolytiques ou à départ acide à étain d'Achmmach, le gisement d'étain d'El Karit, le filon de fluorine d'El Hammam, celui à F-Pb-Ba-Ag de Zrahina, les concentrations pyrométasomatiques à Sn- W autour du granite de Ment et les filons à Pb-Sb ou Pb seul dont le plus important étant celui de Tighza. D'autres gites sont en cours de

développement et de recherche comme celles pour l'étain à Achmmach et l'or à Tighza. Alors que plusieurs anciennes mines ayant fait depuis longtemps l'objet d'exploitation intense, sont actuellement inactives ou abandonnées pour diverses raisons. Ce-ci est le cas de la mine d'EL Karit et Zguit pour l'étain et le tungstène, celle de Zrahina pour le F-Pb-Ba-Ag, la mine d'Ait Ammar pour le fer oolithique, ainsi pour celles de Tourtit et Ich-Ou-Mellal et les sites voisins pour l'antimoine qui font l'objet de notre étude pour l'évaluation des potentialités minérales et l'impact des rejets miniers sur l'environnement.

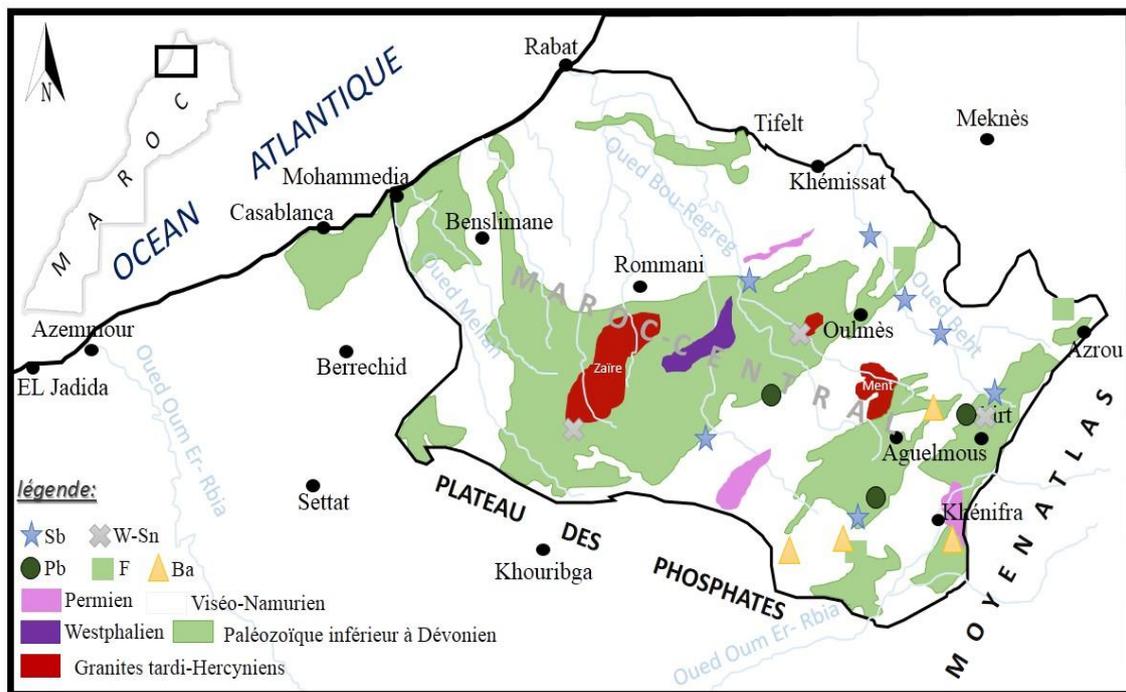


Figure 11 : Répartition des principaux gisements du Massif Central liés au cycle, hercynien et tardi-hercynien.

La partie orientale de la zone d'étude, renferme le plus grand nombre des sites miniers abandonnés ou en activité ainsi que certains indices métallogéniques non exploités. Ces gîtes sont plus regroupés dans la région d'Aguelmous-Mrirt-Khénifra avec des minéralisations polymétalliques (Fig.12), dont font partie les deux sites miniers abandonnés de sulfures d'antimoine de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Les concentrations minières de cette région sont liées principalement aux fluides hydrothermaux qui accompagnent la mise en place des corps granitiques et des dykes microgranitiques de la région, ainsi qu'à la fracturation tardi-hercynienne.

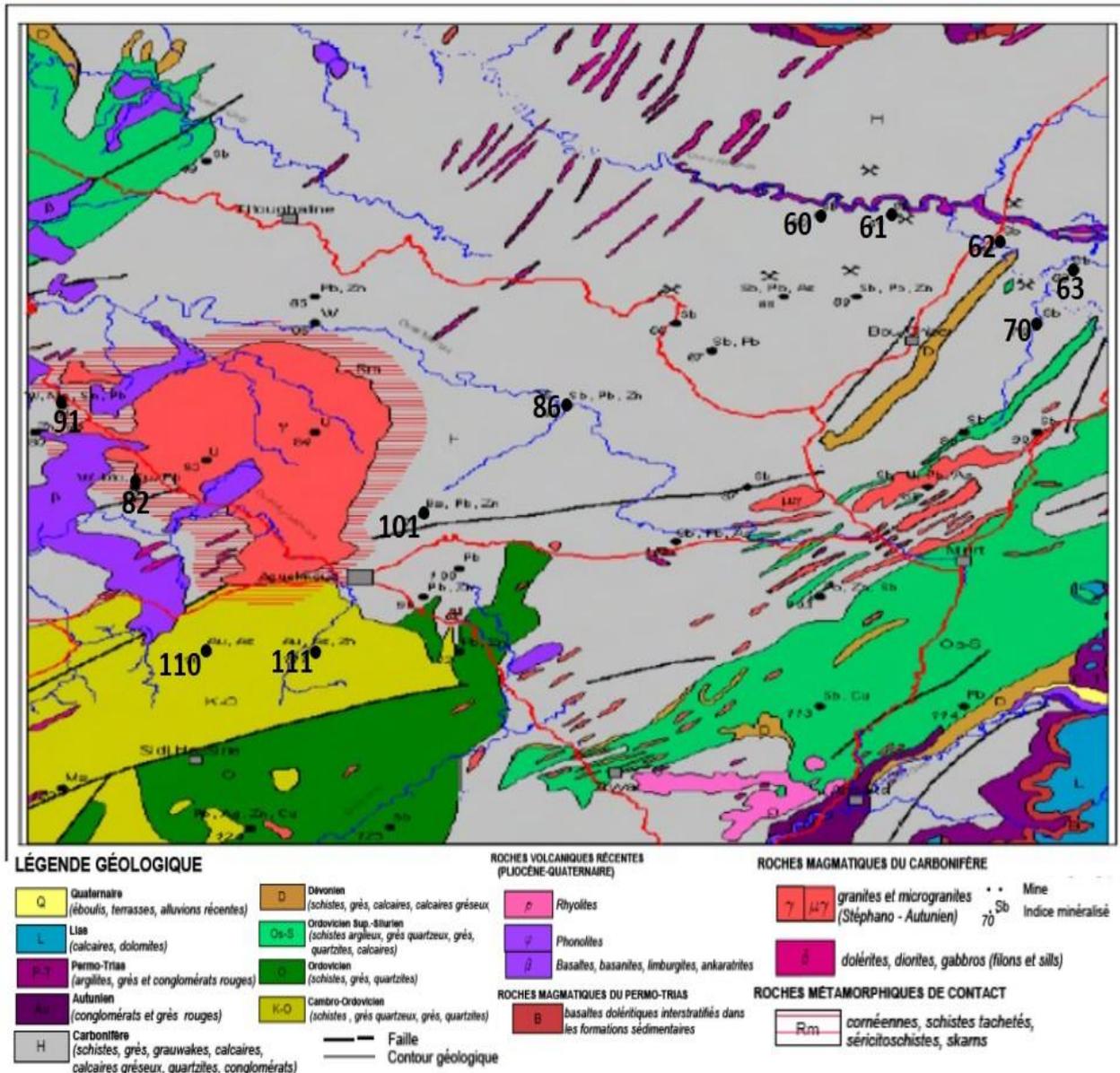


Figure 12 : Carte géologique de la feuille Aguelmous1/20000, et principaux gîtes de la partie orientale du Maroc central; (compilation d'après Termier 1932).

Les principaux indices de concentrations des minéraux et gisements exploités dans cette région sont :

- Les minéralisations antimonières:

Plusieurs sites voisins (fig.12, [61],[63], [86] et [70],) ont fait l'objet d'exploitation d'antimoine dans les gisements de Jbel Mguedh, Tafgout, Masser-Amane, Timekhdoudine, Sidi Embarek, etc..., mais les plus importants ayant du point de vue exploitation sont ceux de Tourtit et Ich-Ou-Mellal (Fig. 12. [62]), (Morin, 1952 ; kosakevitch, 1973). Tous ces gîtes filoniens d'origine épithermale sont associés à des grandes fractures régionales et sont jalonnés de microgranites. Les filons sont encaissés essentiellement dans la formation carbonifère sous forme de lentilles discontinues, mais aussi, localement dans les microgranites en filonnets irréguliers.

- Le gisement polymétallique de Tighza:

Le district minier de Tighza, très anciennement exploité qui a connu les premières exploitations au IX^{ème} et XII^{ème} siècle (Wadjinny, 1998). Piloté par CRAM des explorations de Pb-Zn-Ag ont débuté en 1929. Plusieurs compagnies d'exploitation ont alterné pour l'extraction du gisement polymétallique depuis les années 30. La mine est actuellement en pleine activité avec une production annuelle considérables de : 320 000 t de tout-venant, 27 000 t de concentrés de Pb-Ag, 5 000 t de concentré de Zn. Cependant, les travaux de recherche menés en parallèle avec l'exploitation sont destinés à prolonger cette durée de vie. Les gisements de Tighza contiennent aussi des minéralisations à tungstène, molybdène, arsénopyrite, or, et des minéralisations à antimoine et barytine. L'ensemble de ces concentrations polymétalliques est le résultat d'une succession d'un hydrothermalisme polyphasé. La mise en place des concentrations minéralogiques du district s'est déroulée principalement durant deux principaux stades paragénétiques : **(1)** : Un stade précoce responsable de la mise en place des indices d'or et de Wolframite. **(2)** : Un stade tardif responsable de la mise en place des minéralisations de Pb-Zn-Ag actuellement en exploitation.

- Minéralisation plombo-zincifère de Jbel Khtem:

Les minéralisations, plombo-zincifère de Jbel Khtem, sont encaissées dans des schistes et quartzites siluro-ordoviciens, des calcaires et des schistes gréseux du Dévonien. Ce sont des filons généralement parallèles avec de grandes extensions qui recourent localement les corps granitiques.

- Minéralisations à tungstène :

Les minéralisations à tungstène (fig.12, [91] et [82]), sont encaissées dans les formations schisto-gréseuses et calcaires d'âge paléozoïque autour et au niveau de l'auréole de métamorphisme des intrusions granitiques et basaltiques, sous forme des skarns et filons postérieures injectés dans les failles compressives à direction NW-SE.

- Minéralisation à antimoine et barytine :

Deux types de minéralisation de Barytine principaux :

- ✓ Les minéralisations appartiennent à la province métallogénique à stibine du Maroc Central (fig.12, [101]). Il s'agit toujours de minéralisation filonienne mise en place soit dans les fractures des microgranites, soit dans des failles n'affectant que des formations sédimentaires paléozoïques.
- ✓ Les minéralisations barytiques filoniennes et stratiformes dans les cavités Karstiques des calcaires du Viséen de Bou-Ouzzal.

- Autres Indices (Or) :

Des indices aurifères d'origine hydrothermale sont présents aux périphéries sud du granite de Ment (fig.12, [110] et [111]) et dans le territoire de Tighza. L'or de Ment est encaissé dans des schistes d'âge cambro-ordovicien porté par des filons de quartz et accompagné par des sulfures (fig.12, [110] et [111]).

L'or de Tighza est principalement localisé au niveau des auréoles de métamorphisme des intrusions granitiques du district minier. Les indices aurifères sont portés par des structures minérales filoniennes, des skarns et disséminés dans les formations d'âge viséen, souvent accompagnés par des sulfures de fer tels que la pyrrhotite et l'arsénopyrite.

II.2.4. Gîtologie antimonifère du Maroc Central :

II.2.4.1. Gîtologie d'antimoine :

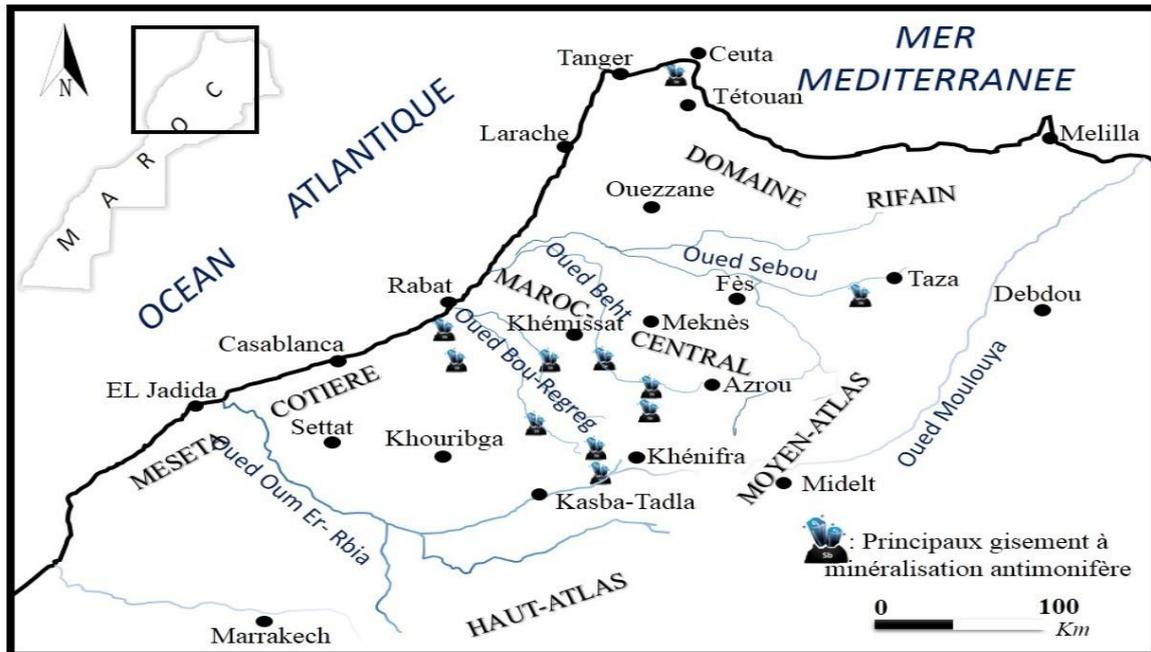


Figure 13 : Répartition des minéralisations antimonifères au le Maroc septentrional (d'après Kosakevitch 1973).

Les minéralisations d'antimoine sont majoritairement concentrées dans le Massif Central Marocain (Fig.13), encaissées dans des terrains paléozoïques elles sont rapportées à l'orogénèse hercynienne (Morin 1952). D'autres gisements existent en dehors du Maroc Central (M.C.) comme celui de Tazzeke localisé au NE, et à l'W dans la meseta côtière, entre Rommani, Casablanca et Rabat. Une série de gisements situés au Nord du Maroc, dans le Massif paléozoïque interne du Rif. Au Sud du Maroc, se situe le gisement de Bou-Arfa, dans la boutonnière paléozoïque et précambrienne du Haut-Atlas oriental. D'autres minéralisations antimonifères plus complexes mais ne constituent pas de gisements propres. L'antimoine est donc associé à d'autres minerais tel que le cas du cuivre gris du gisement plombifère de Koudiat et Hamra situé dans les Jbilet. Les minéralisations antimonifères plus rares existent dans différents endroits dans le Maroc. Le Massif Central hercynien du Maroc central, est formé par une vaste zone d'affleurements de terrains paléozoïques, constitués de séries anté-carbonifères (schistes, quartzites et calcaires), recouvert en discordance par des terrains carbonifères (schistes et calcaires du Viséen et flysch du Namurien). Ces séries affleurent à la faveur des anticlinaux et se trouvent souvent

en contact par des failles avec les terrains carbonifères largement développés au niveau des synclinaux. La structure du Maroc Central est dominée par l'existence d'une importante unité anticlinale complexe, orientée NE, l'anticlinorium de Khouribga-Oulmes (Termier, 1936 ;Tahiri, 1991), flanquée de deux vastes Synclineriums d'âge carbonifère, qui sont : le Synclinerium de Rommani-Oulada, orienté ENE, et le synclinerium de Fourhal-Telt, d'extension NE. Dans la partie orientale du Maroc central, plusieurs Massifs anciens constituent une deuxième grande unité anticlinale, l'anticlinorium de Kasba Tadla-Azrou (Termier, 1936, Morin 1958).

Les minéralisations antimonifères du Maroc Central (Fig.14), se localisent d'une part le long de la bordure de l'anticlinorium de Khouribga-Oulmes, et d'autre part, le long d'un vaste alignement tectonique de direction NE dans l'anticlinorium de Kasba Tadla-Azrou. Dans ces deux ensemble appelés « Ceinture antimonifère », la répartition des gîtes est discontinue, avec l'individualisation d'une série de zones minéralisées (Kosakevitch 1973) appelées aussi district antimonifère (Morin 1958), ce qui répartit les gisements du Maroc Central en deux grands districts antimonifères : (i) Le district d'Oulmes qui comprend tous les gîtes qui bordent l'anticlinorium de Khouribga-Oulmes, et (ii) le district de Khénifra auquel appartiennent les gîtes qui s'alignent suivant l'anticlinorium Kasba Tadla-Azrou.

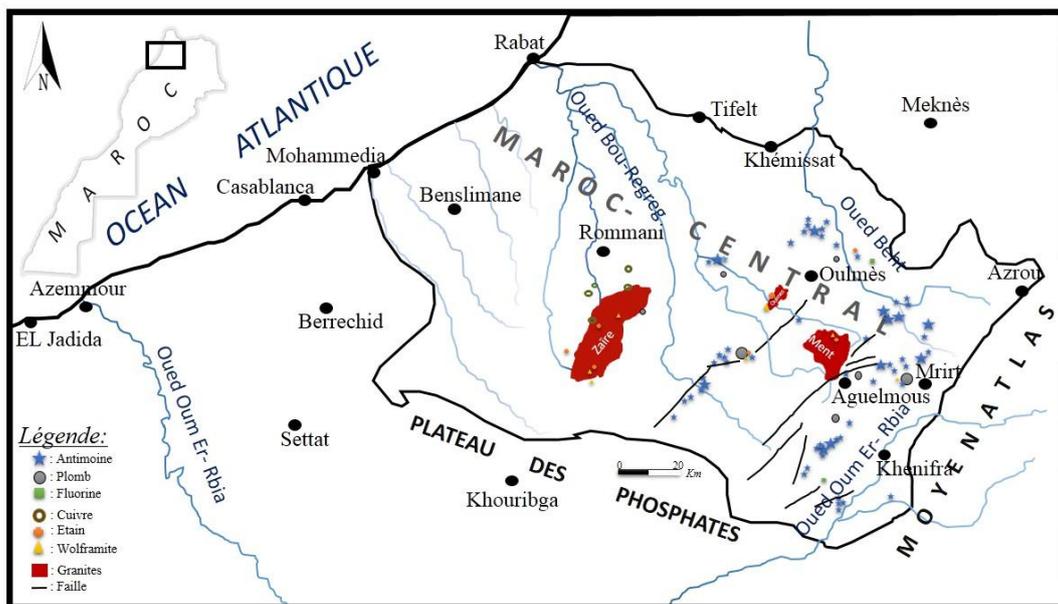


Figure 14 : Carte de répartition des gîtes d'antimoine et d'autres principaux gisements métallifères dans le Maroc Central (d'après Kosakevitch 1973).

Le district de Khénifra renferme plusieurs gîtes à différents types morphologiques de minéralisations antimonifères : gîtes de grandes fractures ; gîtes de petites fractures ; gîtes de stockwerk et les gîtes stratiformes. Les mines abandonnées de la zone d'étude fait partie des gîtes de grandes fractures. Ces gîtes sont représentés par les gisements localisés dans le Haut cours de l'Oued Beht (partie N du champ minier de Mrirt). Ce type de gîtes offre souvent d'importantes perspectives économiques. Des fractures

de direction E-W, dont l'extension peut atteindre plusieurs kilomètres, affectant la série du flysch carbonifère, recoupant les structures anticlinales de direction NE. Dans ces fractures des zones de broyage d'une puissance variable entre 1 et 30m, présentent une minéralisation plus ou moins abondante en stibine. Plusieurs fractures parallèles peuvent se trouver à des distances de quelques dizaines à quelques centaines de mètres l'une de l'autre comme les filons de gisement de Masser Amane et de Tourtit. Dans ces deux gisements, existent deux systèmes de fractures minéralisées qui se recoupent à un angle de l'ordre de 20°. Une grande partie de la minéralisation peut être piégée dans les interstices entre les éléments de roches broyées et par conséquent, être diffuse dans la masse de celle-ci, ce qui conduit à considérer toute la zone de broyage comme constituant le corps minéralisé. Le minerai Massif forme des veines plus ou moins discontinues qui peuvent parcourir le corps minéralisé mais se localisent préférentiellement au voisinage des épontes. La proportion relative de stibine massive par rapport à celle de stibine disséminée dans les roches broyées, varie suivant le gîte : à Tourtit, la majeure partie des réserves semblent être constituée de minerai pauvre, alors qu'à Masser-Amane, où la zone de broyage a une puissance plus réduite, le minerai Massif prédomine largement. Quant aux corps minéralisés, ils présentent une extension latérale étant de plusieurs centaines de mètres à environ 1Km à Tourtit, ce qui indique un probable enracinement assez profonds (Kosakevitch 1973).

II.2.4.2. Evaluations générale de la minéralisation :

La formation des gîtes antimonifères est passée par des stades paragénetiques successifs (Kosakevitch 1973). Parmi ces paragenèses les plus répondues sont, celles à sulfures, à stibine et à sulfoantimoniures de plomb. D'après l'étude minéralogique des gîtes d'antimoine du Maroc Centrale, établie par Kosakevitch 1973, trois stades de minéralisations hypogènes suivis par un stade d'altération supergène ont été définis :

- Un premier stade ferro-arsenifère ;
- Un deuxième stade antimonifère ;
- Un troisième stade plombo-antimonifère ;
- Un stade terminal d'altération supergène.

Il existe deux autres paragenèses une quatrième à galène et une cinquième à bournonite, qui jouent un rôle accessoire et remplace les sulfoantimoniures de plomb quand 'ils s'absentent. Cependant, lorsque ces paragenèses coexistent dans le même gîte avec la paragenèse plombo-antimonifère comme le gisement de Masser-Amane, leurs rapports chronologiques avec les sulfoantimoniures de plomb demeurent inconnus (Kosakevitch 1973).

II.3. Contexte local de la zone d'étude :

II.3.1. Introduction :

Le secteur minier a toujours constitué une composante essentielle dans l'économie nationale, ce qui s'explique par l'existence d'un contexte géologique favorable, lequel a permis depuis plusieurs siècles le développement d'une activité minière dans de nombreuses régions du Royaume. L'importance de ce secteur est perceptible à travers sa contribution dans le Produit Intérieur Brut qui avoisine actuellement 6% (y inclus l'industrie de transformation des produits miniers), sa part dans les exportations du pays (qui représente près de 75 % en volume et 22 % en valeur des exportations totales) et ses retombées bénéfiques sur le développement régional et rural. Les sites miniers de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal appartiennent à la partie orientale du Massif hercynien du Maroc Central. Ce sont des gisements d'antimoine représentés essentiellement par la stibine associée aux sulfoantimoniures de plomb, sphalérite et pyrite (Kosakevitch, 1973). Ces deux anciennes mines, sont actuellement abandonnées. La méthode d'exploitation utilisée autrefois pour l'obtention du minerai d'antimoine se fait par triage manuel, dans le but de séparer le mispickel (Arsenic) de la stibine et le plomb. Cette méthode peu rentable dans la valorisation des minerais n'était pas en mesure de fournir des teneurs importantes au niveau de la production. D'autre part l'exploitation générait des grandes quantités de rejets qui sont restés stockés et exposés dans les environs des installations minières. Ces derniers font l'objectif de notre étude sur une échelle minéralogique et géochimique pour évaluation de l'état des lieux et qualité de l'environnement.

II.3.2. Cadre géographique :

Géographiquement, la zone d'étude, intégrant les mines de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal, se situe au nord-est du Massif Central, entre les villes d'Aguelmous et El Hajeb, à environ 15 km au NW de la ville de Mrirt (Fig.15). Le Maroc Central constitue la jonction des trois principaux bassins versants : Bou-Regreg, Sebou et Oum-Rbiâa, où le bassin versant de Bou-Regreg, constitue le principal bassin qui prend naissance dans le Massif du Moyen-Atlas à l'altitude de 1627m au niveau du djebel Mtourzgane (province de Khémisset) et de Grou (province de Khénifra) et se jette dans l'océan Atlantique entre les villes de Salé au nord et Rabat au sud. Au NE, il rencontre le sous bassin versant de Beht (amont de l'oued Sebou) et au SE l'amont de l'oued Oum-Rbiâa. La partie orientale du Maroc Central ou la zone d'étude s'installe est la jonction de l'amont de trois grandes bassins versants des principaux oueds au Maroc (Bou-Regreg, Sebou et Oum-Rbiâa) (Fig.15). Située à une altitude de 970m, la mine de Tourtit est située au sein d'une vallée entourée de collines en relief peu accentué, descendant au N vers le cours du Haut oued Beht au niveau voisin de 700m. La mine est accessible par une piste d'environ 10 km sortant de la route secondaire n°331 reliant Mrirt à Boufekrane au niveau du village Bouchber. Celle-ci passe par le site minier d'Ich-Ou-Mellal avant d'arriver à Tourtit

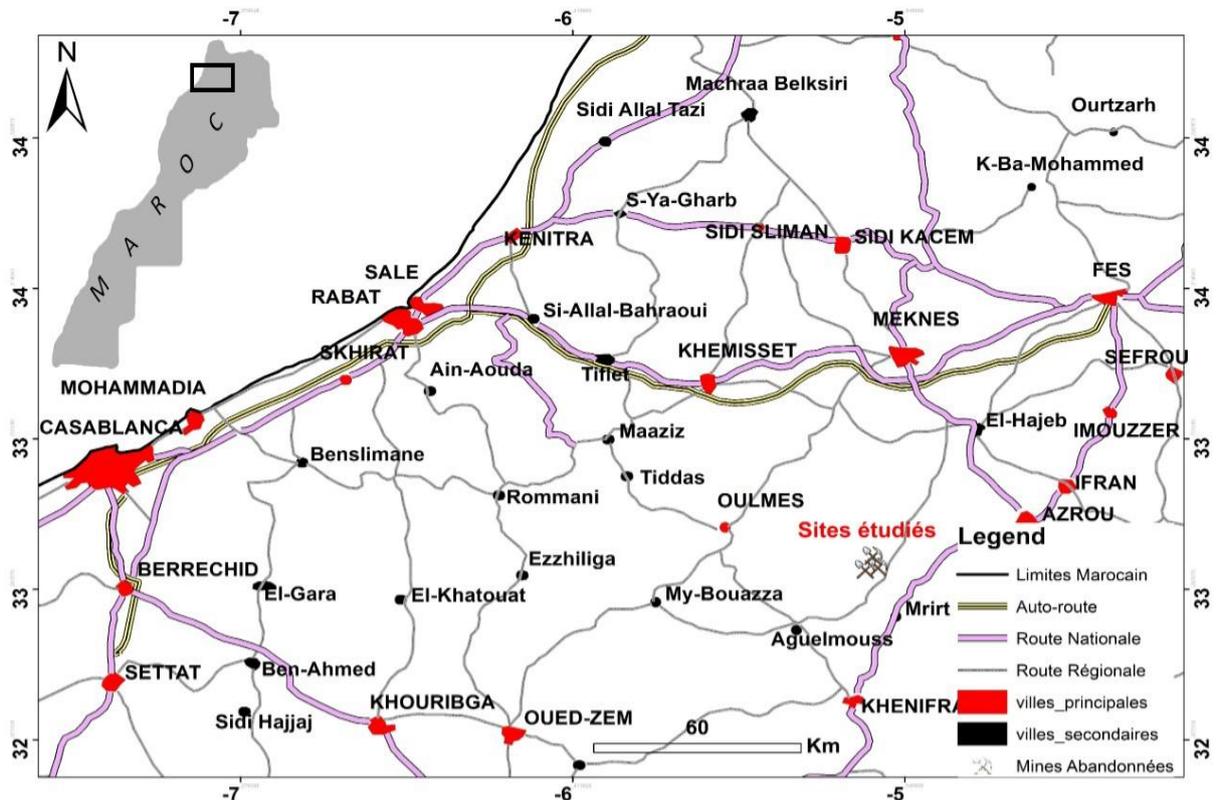


Figure 15 : Situation géographique de la zone d'étude.

II.3.3. Cadre hydrologique général de la zone d'étude :

Les caractéristiques d'un bassin versant influencent fortement sa réponse hydrologique, et notamment le régime des écoulements en période de crue ou d'étiage. Le temps de concentration (T_c) qui, on l'a vu, caractérise en partie la vitesse et l'intensité de la réaction du bassin versant à une sollicitation des précipitations, est influencé par diverses caractéristiques morphologiques : en premier lieu, la taille du bassin (sa surface), sa forme, son élévation, sa pente et son orientation.

Le secteur d'étude appartient à l'amont du sous-bassin versant de l'oued Beht et se localise plus précisément à l'amont de l'oued Ighardayane affluent SE de l'Oued Beht (Fig.16), sur un affluent appelé Oued Ighardayan. Le climat caractéristique de la zone d'étude est chaud et tempéré, avec des précipitations moyennes de 717 mm/an, plus importantes en hiver qu'en été. La température moyenne annuelle de la région de Mrirt est de 14.7 °C (www.climate-data.org).

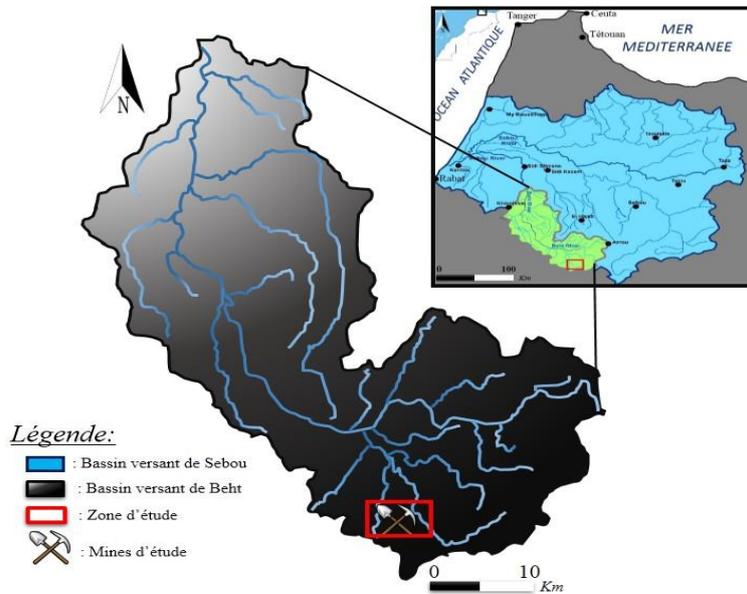


Figure 16 : Situation Hydrographique de la zone d'étude

II.3.4. Cadre géologique :

Sur le plan géologique, la zone d'étude appartient à la partie septentrionale du bassin d'Azrou-Khenifra caractérisée par de la nappe de Mrirt. Elle se compose d'une succession de termes lithologiques variés et dont l'âge s'étale de l'Ordovicien au Carbonifère (Fig. 17). La nappe repose sur le flysch viséen autochtone et se trouve surmontée au Nord- Ouest par un « Wildflysch » (Bouabdelli 1994). La nappe de Mrirt serait mise en place par gravité, avec un déplacement de l'ordre de 20 km vers le NW.

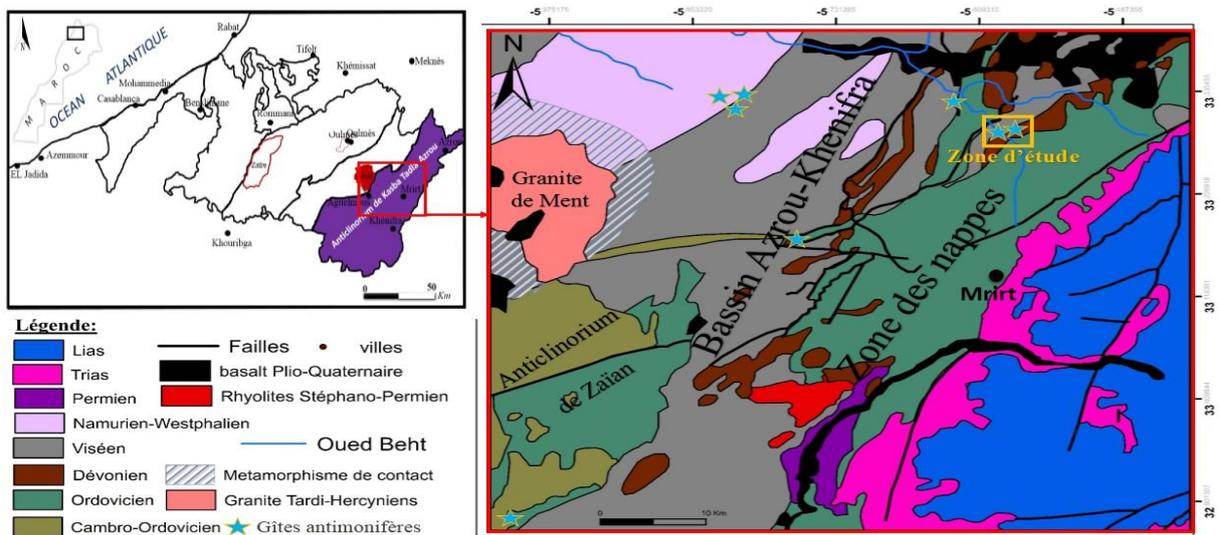


Figure17: Carte géologique locale des minéralisations antimonières de Tourtit-Ich-Ou-Mellal dans la zone de Mrirt-Aguelmuouss.

De nombreux indices et petits gisements d'antimoine ponctuent l'ensemble des nappes de Mrirt et de Bled Zaïan qui s'étend sur plus de 80 km, depuis l'Oued Beth, au NE, jusqu'au-delà du Jbel Zrahina, au SW (Morin 1952).

Le secteur étudié est situé au sein des formations carbonifères du bassin d'Azrou-Khénifra. Il fait partie du groupe de Mrirt et du Bled Zaïan. Le gisement de stibine étudié, est encaissé dans les schistes et grès du Viséen supérieur. Les minéralisations filoniennes de stibine sont accompagnées par la pyrite et le mispickel. Elles sont localisées dans une zone fortement fracturée impliquant les filons des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal qui ont respectivement des directions NE et E-W, parfois bornés par des dykes de microgranite.

Les séries de flysch du Viséen supérieur d'épaisseur estimée à 2000 m sont constituées d'une alternance de grès et pélites en bancs centimétriques à décimétriques à séquences turbiditiques (Fig.18).

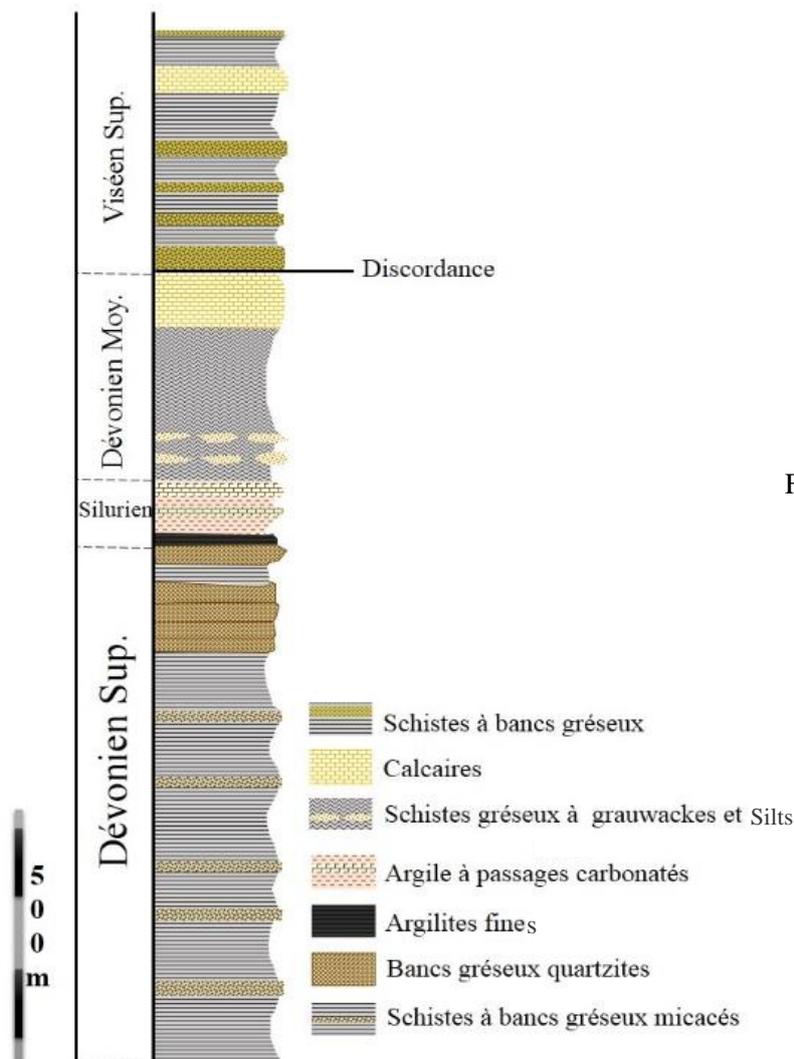


Figure 18: Log lithostratigraphique des formations sédimentaires du Dévonien-Viséen de Tighza (Desteucq 1974) Simplifié.

La base de la série n'est pas observable les terrains du viséen supérieur reposeraient sur un substratum du paléozoïque inférieur. Une

coupe synthétique de l'ensemble des formations paléozoïques dans la région de Mrirt situé à environ 10km au sud du secteur étudié et présentée ci-dessous (Fig.19 log A et B). Dans la région de Mrirt, les terrains ordoviciens et dévoniens allochtones sont largement représentés (Fig.19 log.A).. La meilleure coupe est celle de la Gara de Mrirt présentée par Tahiri et al. (2011).

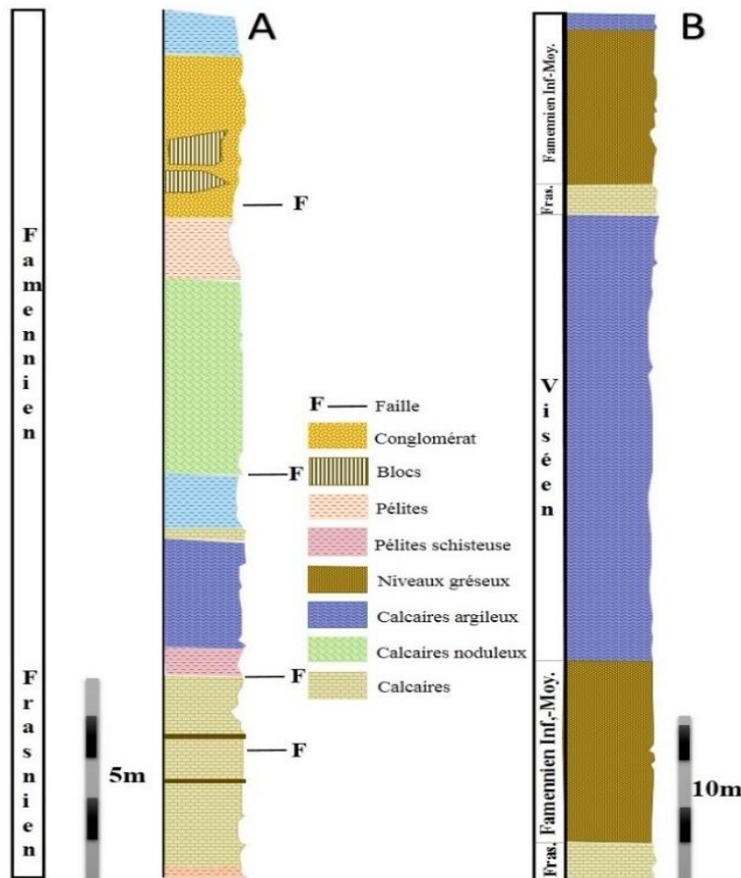


Figure 19 : Logs lithostratigraphiques du Dévotion de la Gara de Mrirt (Walliser et al., 2000) simplifiés ; la coupe A est située 200 m à l'ouest de la coupe B.

Au NW de Tourtit les terrains carbonifères appartenant au bassin de Fourhal sont traversés par un cortège de filons de dolérites, gabbros et diorites d'âge namurien voire westphalien inférieur (Termier, 1936, Roddaz et al., 2002 et Tahiri et al.2007) inférieurs de direction NNE-SSW qui se prolongent jusqu'au cause mésozoïque d'El Hajeb. Vers le SW, les terrains carbonifères sont intrudés du batholite granitique tardi-hercynien de Ment constitué de granodiorite et monzonite datées 279 ± 6 Ma leucogranite datée à 270 ± 3 Ma) (Boushaba 1996). Au sud de ce batholite ressortent, en structure anticlinale, les terrains schisto-gréseux et quartzitiques du Cambro-Ordovicien du pays Zaïan faisant partie des terrains autochtones (Fig.19.B). Ce granite tardi-tectonique est à l'origine d'un métamorphisme thermique est jalonné par de multiples filons de quartz, tourmaline, aplites et pegmatites. Au Sud et 0 environ 5km de Mrirt, les terrains paléozoïques autochtones et allochtones sont percés par les pointements granitiques et microgranites Stephano-autuniens auxquels sont associées les minéralisations polymétalliques d'origine hydrothermale de Jbel Aouam (Tighza).

Sur le plan structural la série carbonifère de Tourtit Ich-Ou-Mellal est affectée de plis de direction NNE à NE localement déversés au SE. Un réseau de failles de direction NE à E-W recoupe les structures précédentes. La structure majeure est représentée par le couloir d'Aguelmous-Tighza de direction N70 à E-W auquel sont associées les failles NE-SW correspondant aux filons minéralisés en Pb-Zn de J. Aouam.

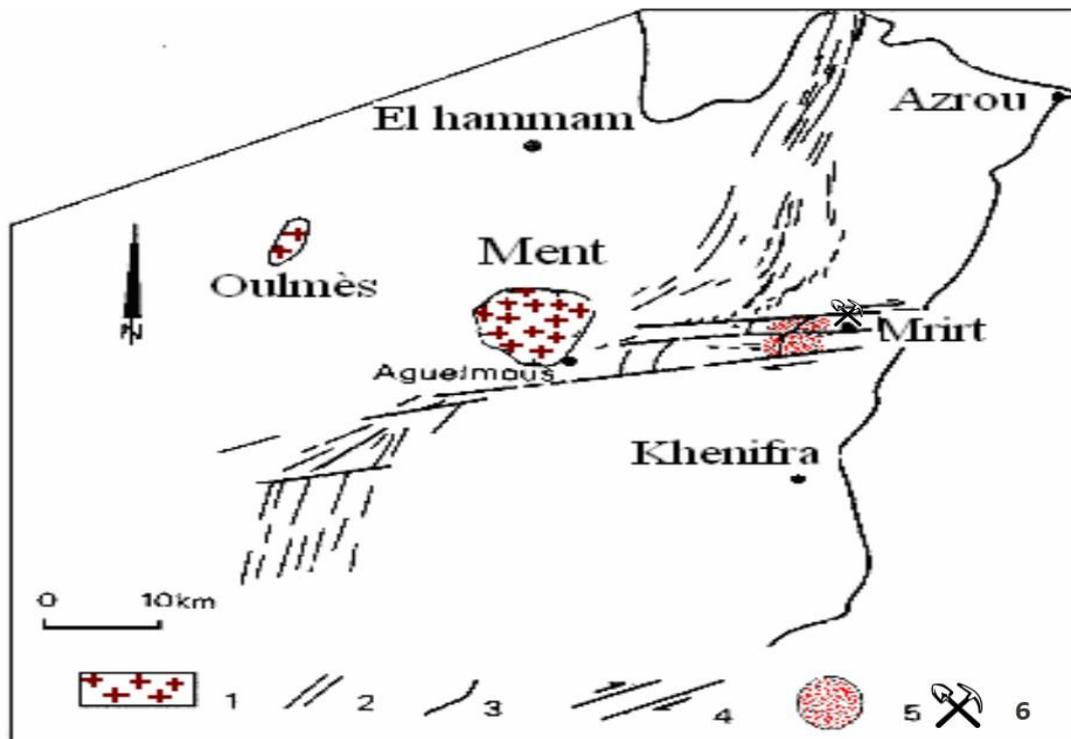


Figure 20 : Schéma structural de la région Mrirt-Aguelmouss, où se situe le secteur minier Tourtit-Ich-Ou-Mellal 1 : principaux Massifs granitiques ; 2 : alignement des structures majeures du Viséen supérieur ; 3 : limite de la couverture sédimentaire du Moyen Atlas ; 4 : zone de cisaillement dextre dans une zone de broyage correspondant à un système de failles sensiblement orientées E-W et s'étendant sur une longueur d'environ 3km. Aguelmous-Mrirt ; 5 : district de Tighza, (Cheilletz 1984) ; 6 : secteur minier Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

Les gisements d'antimoine de Tourtit et Ich-Ou-Mellal sont impliqués dans la faille Aguelmous-Mrirt à cisaillement dextre et de direction NE à E-W (Fig.20). Les deux sites se situent dans la partie orientale du Massif hercynien du MC et se trouvent encaissés dans une épaisse série de flysch d'âge viséen supérieur-namurien, appartenant au bassin viséo-namurien d'Azrou-Khénifra (Morin 1952, Faik 1988 et Bouabdelli 1994) et qui se compose d'une alternance de bancs gréseux d'épaisseur centimétrique à métriques, et de niveaux pélitiques d'épaisseurs métriques à décamétriques. L'ensemble de la série est affecté par un métamorphisme de faible degré (épizonal).

II.3.5. Paragenèses minérales des sites étudiés :

Concernant la minéralisation d'antimoine du MC, outre les sites de Tourtit-Ich-Ou-Mellal qui restent les plus connus, d'autres indices et concentrations existent dans la région, tels que celui de Masser, Amane, Douar Bou Igouda, Tafgout et Amrhass. De même que pour Tourtit et Ich-Ou-Mellal l'ensemble de ces sites miniers antimoniaux ont fait l'objet d'exploration et d'exploitation entre les années 1940 et 1980 (Kozakevitch 1973).

Les terrains encaissant ces mines d'antimoine montrent une structuration assez complexe avec une déformation polyphasée synchrone à la mise en place de nappes où on peut distinguer un plissement schisteux d'âge intra-viséen supérieur et une phase majeure namuro-wesphalien entraînant un plissement à vergence NW (Faik 1988, Bouabdelli 1994).

A l'échelle régionale, la minéralisation filonienne à stibine du MC, et dont fait partie le site minier de Tourtit et Ich-Ou-Mellal appartient à une grande zone de fracture tardi-hercynienne qui recoupe l'ensemble des terrains paléozoïques en direction E-W. Au niveau de cette zone, d'environ 40 m de largeur la série encaissante et fortement broyée et traversée par un réseau assez dense de veinules entrecroisées. Et c'est au sein de cette zone de broyage que la minéralisation se trouve soit à l'intérieur des filons et lentilles de quartz soit disséminée dans la roche encaissante tectonisée.

A noter, par ailleurs, que les filons de quartz minéralisés apparaissent localement associés à des injections de microgranites. Cette association étant bien établie au niveau de la mine à Pb, Zn, Sb, etc. de Tighza, anciennement appelée Jbel Aouam (Agard et al. 1955, citer travaux plus récents).

La paragenèse minérale est représentée à Tourtit essentiellement par la stibine et pyrite et à Ich-ou-Mellal par stibine, pyrite, mispickel, galène et sphalérite. Ce gisement appartient à la province métallogénique de stibine liée aux grandes fractures du Maroc Central. Les deux mines abandonnées de Tourtit et Ich-Ou-Mellal, sont géotologiquement semblables. les caractéristiques métallogéniques de ces deux gisement antimonifère est la suivante :

II.3.6.1. Ich-Ou-Mellal :

Les cristallisations de stibine en éventails est attribué par Matveieff 1941 b, à l'appauvrissement de la minéralisation et mentionne en outre à Ich-Ou-Mellal une variété de stibine d'aspect schisteux, dû probablement à la pression. Par ailleurs il observe des cristaux géodiques pyramidés, courbes, mais fixés par une seule extrémité, appelé « cristaux vermiculaires »

II.3.5.2. Tourtit :

Les minerais formés dans les fractures ouvertes sont constitués essentiellement de stibine souvent associée à du quartz, et forment des remplissages Massifs. Le plus souvent, la stibine est largement cristallisée (Fig. 21a et b) et présente fréquemment des espaces résiduels entre les cristaux. Le quartz forme des tapissages sur les parois des fissures (quartz précoce ; Fig. 21 d) et des remplissages ou des

encroûtements dans les espaces résiduels entre les cristaux de stibine (quartz terminal ; Fig. 21 e et f). Dans de nombreux gîtes on rencontre aussi de la stibine à grain fin (Fig. 21.a) qui forme des minerais homogènes et ne contient pratiquement pas d'inclusions étrangères autres que des éléments clastiques.

Dans les remplissages des zones de broyage, la répartition de la stibine dépend des propriétés mécaniques de la roche gréseuse broyée. Lorsque les éléments clastiques sont constitués de roches cassantes (quartzite, microgranite, etc...), l'espace libre entre ces éléments est rempli de stibine et de quartz, ce qui conduit à la formation de brèches de faille minéralisées (Fig. 21 g). Au contraire, dans le cas de schistes, les zones de broyage présentent généralement un remplissage très peu poreux et relativement plastique ; la minéralisation est alors constituée d'une imprégnation très pauvre dans la masse de la roche broyée et forme des filonnets de minerai Massifs, remplissant des fissures ouvertes au voisinage des épontes. Dans de tels cas, les brèches minéralisées sont relativement rares.

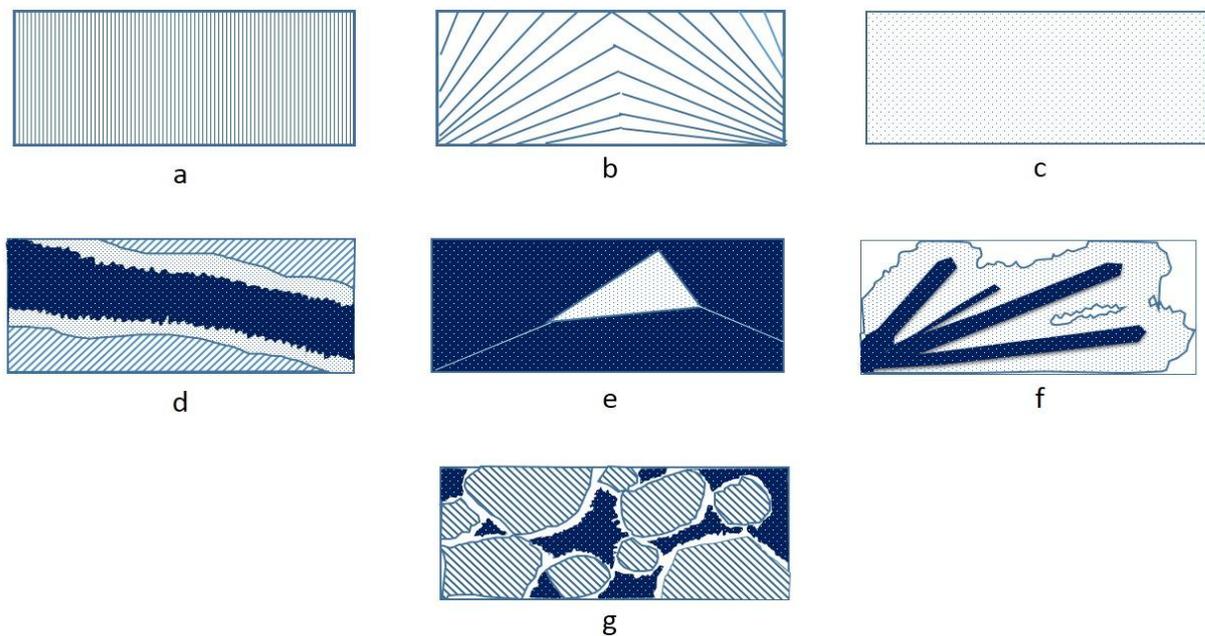


Figure 21 : Schémas des formes minéralogiques du gisement antimonifère à Tourtit (d'après Kosakevitch 1973).

Le dépôt d'antimoine de Tourtit se situe dans une zone de broyage de 10 à 30 m de largeur, prise dans un couloir de faille orienté EW à pendage 40°N. La minéralisation localisée dans cette zone de faille se présente soit en petits filonnets à remplissage de quartz, soit dispersée en fine fissures imprégnant la roche broyée (Stockwerk) ; d'où la difficulté d'exploitation du minerai. Le tout-venant récupéré de cette zone faillée minéralisée titre 2-3% de Sb. A savoir que l'exploitation a été axée sur les zones où la stibine apparaît sous forme de filonnets à texture fine, dite en « grain d'acier » qui restent relativement plus riches par comparaison avec la forme de stibine à texture lamellaire qui se trouve diffuse dans la roche encaissante broyée.

En terme de prospection minière, les travaux anciens, menée entre 1848 et 1979 par SOTRAREM ont montré l'existence au niveau du site de Tourtit d'une prometteuse caisse filonienne minéralisée en Sb sur 300 m d'extension E-W et 60 m de profondeur ainsi que d'autres lentilles de 30 à 60 cm sur une longueur de 10 m de largeur à des niveaux plus bas (-30 à -40 m). La teneur en Sb de ces zones minéralisées (sur le tout-venant) varie entre 2,44 et 10,37 % Sb, ce qui permet de retenir une valeur moyenne de 3 % Sb.

D'après les travaux d'exploration de terrain de l'époque (SOTRAREM), appuyés par des prospections géophysiques (polarisation provoquée et résistivité) et géochimiques, les estimations des réserves certaines, probables et possibles en Sb du site de Tourtit ont indiqué des tonnages intéressantes (Salvan 1986) :

- **Réserves certaines** (basées sur les niveaux des deux lentilles E et W délimités par des travaux miniers)

1) Lentille Ouest : 100 m d'extension EW (traversant le site Tourtit) ; 60 m de l'amont-aval ; 10 m de puissance ; ce qui donne un volume minéralisé de 60.000 m³, soit 150.000 T à 3% Sb (pour une densité moyenne du tout-venant ρ : 2,5).

2) Lentille Est : 80 m d'extension EW (dont le site Ich-Ou-Mellal fait partie) ; 40 m de l'amont-aval ; 10 m de puissance, ce qui donne un volume de 32.000 m³, soit 80.000 T à 3% Sb.

- **Réserves probables et possibles** (basées sur la continuité des structures géologiques et l'existence d'anomalies géochimiques et géophysiques)

1) L'aval de la lentille Ouest, non exploré, pourrait être minéralisé sur au moins 30 m, ce qui donne 75.000 T à 3% Sb.

2) Les réserves possibles de la zone Est qui se prolonge sur environ 1 km contiendrait quelques 100.000 T à 3 % Sb.

Cela donne des réserves totales de l'ordre de 400.000 T de tout venant à 3% Sb, dont 230.000 T de réserves certaines. On ne considérant que les réserves certaines, cela donne 6.900 T de Sb métal.

II.4. Etat des lieux des sites miniers étudiés :

II.4.1. Situation hydrologique et historique des mines :

La petite rivière d'Ighardayane forme un sous-bassin au SE du bassin versant de Beht et draine deux sites d'exploitation minière (Tourtit et Ich-Ou-Mellal) situés dans la partie amont de ce bassin versant (Fig. 22). Les cours d'eau de second ordre drainent vers le Haut d'Ighardayane et plus de 50 cours d'eau de troisième ordre drainant les deux sites miniers couvrant une superficie totale de 15 km² ont été pris en compte. La densité de drainage de la zone d'étude est de 3,5 et la fréquence du cours est de 0,6 (élaborée à l'aide d'arcGis10.2).

La zone d'étude présente un drainage à caractéristiques grossières caractérisé par une perméabilité souterraine.

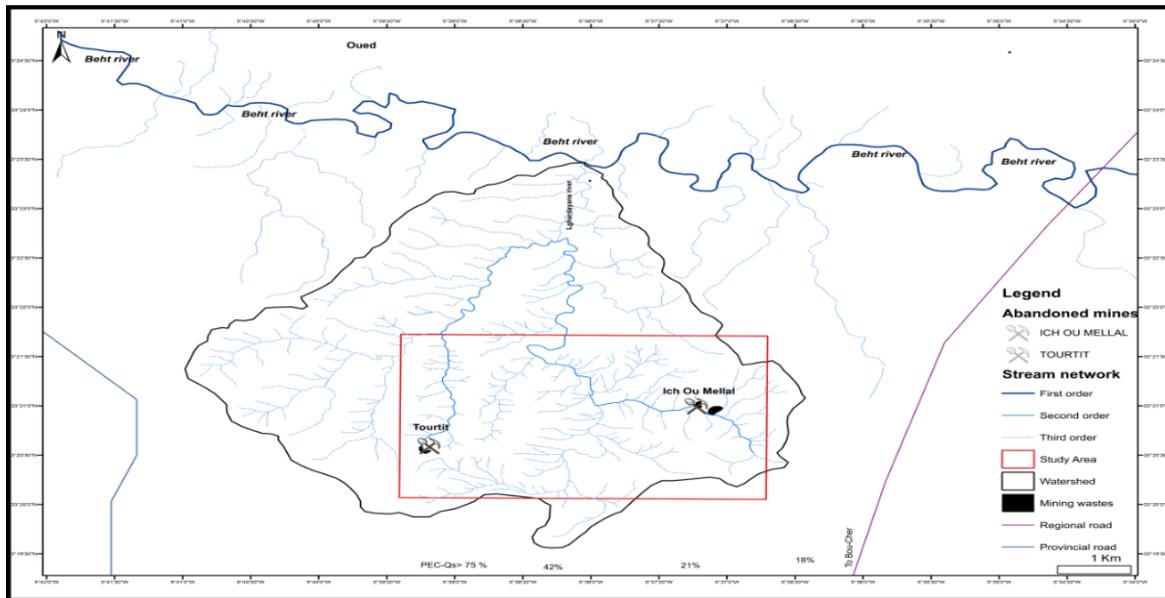


Figure 22: Situation hydrographique de la zone d'Ighardayane à l'amont de l'oued beht avec la zone d'étude des sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

En 1937 la société industrielle et chimique de l'Aisne s'installe au Maroc en vue de ravitailler en minerai sa fonderie de Chauny, sans un avenir (subit une destruction au cours de la 2^{ème} guerre mondiale), qui l'éloigne d'implanter une industrie d'antimoine au Maroc. La prospection s'est rapidement intensifiée sur l'initiative des sociétés exploitantes et de nombreux gisements découverts dans la période entre 1938 et 1950, parmi eux la mine Tourtit et Ich-Ou-Mellal. D'autres travaux d'exploration et d'exploitation de l'antimoine du site de Tourtit, sont menés par la société O.G.I.M en 1948. Dans son ensemble le secteur minier Tourtit et Ich-Ou-Mellal, opérés entre 1940 et 1979 ont permis de totaliser plus de 2.000 m de puits et de galeries, ce qui a offert une bonne reconnaissance de la nature et de l'extension de la minéralisation en profondeur. La mine abandonnée de Tourtit à connu les travaux de la SOTAREM pendant les années 1973 à 1978. Devant les difficultés de placer l'antimoine sur le marché à cette époque, pour cela les travaux ont été arrêtés et la mine fermée à partir de 1979 après une production totale de 260 T de Sb (Kozakevitch 1973).

II.4.2. Paramètres physiques des installations minières :

L'état actuel des lieux au niveau du chantier de Tourtit montre, à côté du matériel de traitement du minerai, des anciennes installations industrielles abandonnées, des haldes et des rejets de résidus sur les rives de l'oued ainsi qu'une laverie (Fig.36). Le potentiel en éléments de ces rejets a donné 40% Sb, 10% Pb, 2,5% et 1% Zn. Les puits d'exploitations laissés ouverts dans le paysage constituent un vrai danger pour la sécurité des riverains. Les déchets et terrils abandonnés sur le site d'activité minière sont drainés par un important réseau hydrique qui se déverse dans l'oued Beht, principal affluent de l'oued Sebou. Les anciennes infrastructures utilisées pour le traitement du minerai sont encore exposées à l'air

libre au niveau des sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal. La nature friable des terrains schisteux au niveau des sites miniers, forment un substratum fracturé et glissant ce qui augmente le risque de glissement de terrain, effondrement de la digue ainsi que l'infiltration rapide des ETM vers les+ eaux souterraines. Les installations et ruines du matériel d'exploitation, transport et traitement utilisées à l'époque de l'activité des deux sites, risque à leur tour un comblement vu à leur état fragile. L'exposition à l'air libre de ce matériel ferrugineux a subi une forte altération au cours des années d'abandon du site minier. Les installations sont majoritairement accumulées en sorte de ferraille au niveau de la mine Tourtit entourée par les remblais et digue de la mine (Fig.23).



Figure 23: Vue panoramique de l'état des lieux actuel, du site minier abandonné de Tourtit avec les installations et machines abandonnées, entourées par les rejets miniers

Vue la variété et la quantité des du matériel, nous avons déterminé trois types d'installations et machines :

- Le premier type est l'infrastructure, résumé dans des rails utilisés pour le transport local de tout venant et roches minéralisées vers l'usine et les galeries de stockage (Fig.24). à la fin de l'exploitation les rails connectant les deux mines Tourtit et Ich-Ou-Mellal ont été retirés et accumulés au niveau de Tourtit où certains restent sur place jusqu'à aujourd'hui.



Figure 24: Photo des rails utilisés durant l'activité minière

- Le deuxième type concerne les machines de transport (Planche 1 A), ce type est subdivisé en plusieurs types de machines modèle U.S.A, 1941 qui ont servis pour chaque étape de l'exploitation où on distingue la présence des tombereaux (Planche 1 B et C), utilisés pour le transport de tout venant et matériel broyé, des voitures de déplacement personnel et sur terrain (Planche 1 D, E), etc...



Planche 1 : Photos des équipements abandonnées sur le site minier de Tourtit. A: Vue panoramique des machines et ruines abandonnées dans la mine; B: Tombereaux démonté ; C : ruines des tombereaux; D : Voiture de déplacement personnel ; E : Land rover U.S.A série 200|797| pour déplacement sur terrain.

- Le troisième type est réservé aux grandes installations comme l'usine de concassage et traitement chimique (Planche 1 B), et galeries de stockages (Planche 1 C), qui occupent un espace important au centre de la mine près des rejets miniers et puits d'exploitation d'un côté et de l'autre près du réseaux hydrographique et puits d'eau de la mine utilisés très probablement comme source d'eau pour traitement des minerais. Ces installations sont presque totalement effondrées à cause de leur état dégradé (Planche 2 A), affaiblie au cours des années dû à l'altération de fer par les agents climatiques variables de cette zone.



Planche 2: Etat actuel de l'usine de traitement et galeries de stockage. A Usine partiellement effondrée, B : ancienne galerie de stockage à Ich-Ou-Mellal, effondrée, C : vue de loin de l'état fragile de l'usine de traitement à Tourtit.

II.4.3. L'état actuel des rejets miniers :

Les accumulations des rejets miniers sont de différentes quantités, couleur, texture et formes d'un site à l'autre. Les rejets d'Ich-Ou-Mellal montrent généralement une texture rocheuse majoritairement occupés par les schistes mélangés avec les rejets fins. Un puits d'exploitation au niveau d'Ich-Ou-Mellal,

est resté comme un témoin d'une ancienne activité minière à côté d'une galerie effondrée (Fig.25). Ces rejets sont accumulés sur une superficie de 3000m² et une hauteur de 20m, cela donne un volume de rejet estimé à 60000 m³.

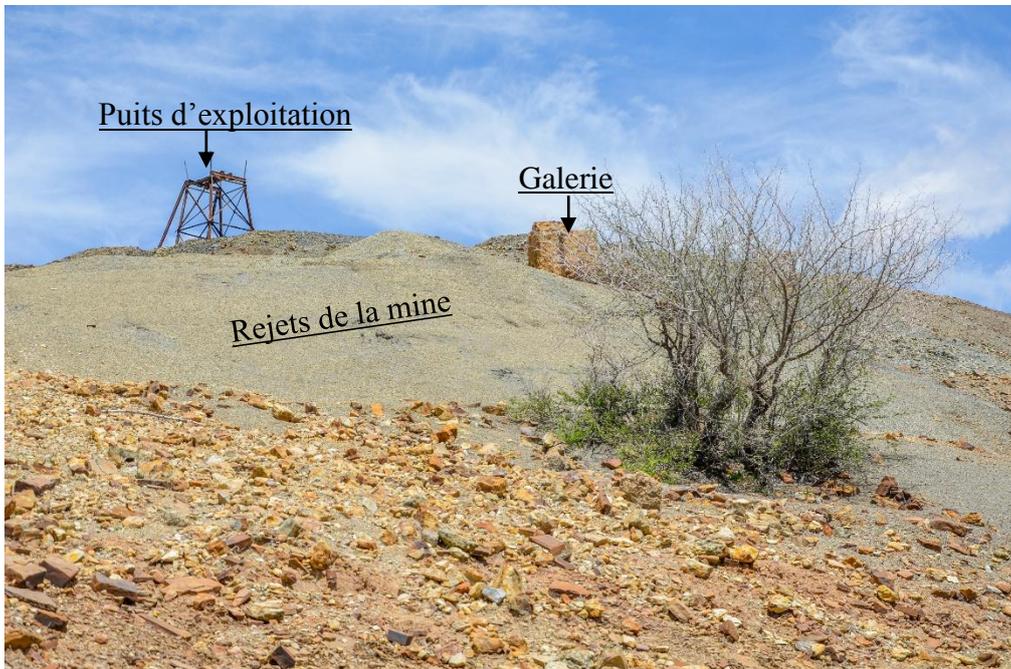


Figure 25 : Photo d'une partie des rejets de la mine Ich-Ou-Mellal avec le puits d'exploitation la galerie effondrée

Les rejets au niveau de Tourtit ont une texture et aspect très différents de ceux d'Ich-Ou-Mellal, où on note la présence d'une digue-barrière de la zone d'accumulation des rejets de traitement (Planche.3), bassins d'évaporations et puits d'exploitation et la zone d'accumulation des installations et ruines. Les rejets au niveau de cette mine occupent une superficie de 3000m² et une hauteur de 20m, et donc un volume estimé en 60000m³. Ces résidus, sont répartis en trois types principaux :

- Les rejets de traitement chimique : ces rejets ont une couleur vert-grisâtre à texture fine, sableuse et grossière (Planche 3, B et E). Les produits obtenus après les opérations de traitement du minerai et séparation du concentré par flottation. Ces résidus, constitués à la sortie de l'usine de matières minérales solides et d'eau (boues industrielles), ont été transférés par canalisation vers l'aval des laveries et déposés à l'air libre.
- Les terrils: formés par des remblais rocheux de tout venant concassé, considéré auparavant stériles en minéralisation antimonifères (Planche 3, D).
- La digue : formé par un mélange de résidus à texture hétérogènes, majoritairement occupé par un matériel sableux fin issu très probablement des résidus de traitement (Planche 3, A). Cette digue non végétalisée montre des fissures similaire aux formes des badlands (Planche 3, C), qui indique une érosion hydrique de cette digue, et forment une zone de faiblesse qui avec le temps

peut engendrer un effondrement de la digue. En outre aux pieds de la digue, une accumulation des sels évaporitiques au niveau des anciens bassins de décantation de la laverie, le long de la digue et aux bordures de l'affluent qui draine ces rejets (Planche 3, E). Certains minerais dans les rejets, contiennent des sels solubles dans l'eau, vraisemblablement des sulfures, ce qui laissent ce dépôt blanc, visible pendant les périodes sèches.



Planche 3 : Photos des rejets miniers de Tourtit. A : Vue panoramique de la digue et rejets de traitements ; B : rejets de traitements ; C : Erosion des rejets miniers ; D : Rejets rocheux stériles ; E : Rejets grossiers et précipitation des sels.

II.4.4. Considérations économiques et environnementales :

La demande ainsi que le cours de l'antimoine ont considérablement évolué avec le temps. Bien que l'antimoine, un voisin de l'arsenic, a disparu depuis longtemps de la pharmacopée, il est plus largement utilisé aujourd'hui dans les matériaux traités contre le feu; depuis les revêtements plastiques des automobiles jusqu'aux tissus décoratifs des hôtels ou des vêtements pour enfants. Il sert aussi de catalyseur pour la fabrication du plastique des bouteilles d'eau minérales. Autant dire que le métal blanc bleuté est présent partout, et de façon croissante. Aussi, selon Georges Pichon, (consultant chez ABS et spécialiste des petits métaux), la demande est passée en dix ans de 140000 à 200000 tonnes/an.

Quant aux prix, ils sont passés, entre 1980 (années de fermeture des mines d'antimoine du MC) et aujourd'hui de 289 \$/T (2700 Dh/T) à 8450,00 \$/T (79000 Dh/T) (cours de Sb à 99,65% au LME ; 1\$ = 9,34 Dh au 03/05/2018). En effet, l'antimoine quasi exclusivement exploité ces dernières années en Chine est soumis à une offensive contre les mines illégales et polluantes ce qui a donné un coup de frein brutal à l'extraction et par conséquent une forte réduction de l'offre. Cela explique la brusque envolée des prix de l'antimoine, de 8000 à 11000 \$ /T.

Ces prix forts pourront inciter à relancer l'exploitation des mines d'antimoine du MC, au moins les gisements du site de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Selon les estimations des réserves certaines de ce site, présentées plus haut (6900 T de Sb métal) et le prix actuel de l'antimoine sur les marchés internationaux des métaux (8450 \$/T), les réserves du site étudié présenteront une valeur marchande potentielle de l'ordre de 58,30 millions de dollars, soit quelques 545 millions de dirhams.

A rappeler, bien évidemment, que ces chiffres restent très approximatifs et doivent être manipulés avec beaucoup de précaution, tant du point de vue réserves dont l'estimation demande une approche plus rigoureuse, basée sur la réalisation de plusieurs forages de reconnaissance, que du point de vue prix qui s'avèrent très volatiles selon la conjoncture économique et la loi de offre et de la demande.

Par ailleurs, à noter que la reprise de l'exploitation des gisements du site de Tourtit et Ich-Ou-Mellal et ses rejets miniers présentera, en outre, un grand intérêt écologique, car cela permettra de récupérer le stock métal (Sb, Pb, Zn, etc.), notamment des rejets miniers qui représentent un risque éminent de pollution pour l'ensemble de l'environnement du site minier. Risque que nous avons essayé de bien cerner dans la deuxième partie de cette étude.

II.4.5. L'état social de la population locale :

La région est rurale et à faible densité de population comportant approximativement une centaine habitants. Au environs des deux sites miniers, existe une population rurale à faible densité mais active spécialement au niveau de la mine de Tourtit où on a enregistré différents types d'activités quotidiennes au niveau de la mine et dans les environs des deux sites miniers. Cette population vit le manque des principaux besoins de la vie quotidienne comme l'électricité, eaux de robinet, hospitalisation et scolarisation des enfants. Les activités du quotidien alors se résument en trois principales occupations pour cette population.

II.4.5.1. Agriculture et arrosage :

Dans les environs des sites miniers, des champs cultivés généralement en blé et orge pour l'alimentation personnelle. Le blé dans ces champs est de faible qualité, avec un croisement trais limité et meurt après arrosage avec l'eau de certains puits de la zone qui montrent une forte salinité (goût salé) d'après un témoignage d'un paysan de la population locale rencontré sur le champ (Fig. 26). La présence des mines abandonnées aux environs des zones agricoles affecte négativement la qualité des produits alimentaires en général avec à la forte probabilité que les sols cultivés ou les eaux d'irrigation soient pollués par les éléments toxiques provenant des rejets miniers abandonnés. Certains puits localisés au niveau ou près des deux mines abandonnées sont utilisés comme eau de consommation humaine et d'autre sont utilisés autres activités du quotidien.



Figure 26: Photo d'un champ de blé avec un puits d'eau situé entre les deux sites miniers. Les déblais sont des grès ferrugineux

II.4.5.2. Pâturage :

Le pâturage est très fréquent dans la zone d'étude aussi bien au niveau des deux sites abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal (Planche 4 A et B). Cela présente un risque sur la santé des animaux domestiques, en raison de de l'herbe qui poussent sur des terrains miniers (Planche.4 B et C). Cette végétation est probablement contaminée par les éléments traces métalliques issues des rejets miniers et incorporés dans des différentes parties des végétaux. Au niveau des mines abandonnées on note aussi la régression de la

couverture végétale sauf pour quelques arbres et arbustes qui résistent apparemment à la contamination des eaux et sols (Planche 4A).



Planche.4 : Photos de surpâturage au niveau du site minier abandonné de Tourtit

II.4.5.3. Tâches ménagères :

La population locale a une activité limitée dans l'utilisation des ressources naturelles, où on note la concentration sur l'utilisation des eaux souterraines pour effectuer les tâches ménagères des familles locales. Les femmes utilisent les eaux de puits pour lessive de vêtements et rinçage de fournitures comme tapis traditionnels (Planche 5, A, C et D). Cette activité est exercée au sein de la mine de Tourtit en utilisant l'eau d'un puits près des rejets miniers (Planche 5, B et D), cela augmente le risque d'exposition aux éléments traces métalliques nocifs pour ces femmes et leurs enfants qui

l'accompagnent durant cette activité. Nous avons remarqué que les rejets miniers constituent l'aquifère avec une faible profondeur des puits de 2 à 4m (Planche 5D et 7B).



Planche.5 : Photos des activités quotidiennes des femmes de la population locale au niveau du secteur minier Tourtit- Ich-Ou-Mellal.

II.4.6. Couverture végétale :

La couverture végétale est une composante environnementale très importante dans la lutte contre la dispersion rapide des ETM dans les eaux, sédiments et plus profondément dans les sols et nappes phréatiques. Les sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal ne montrent tout d'abord aucun reboisement

de la digue ou rejets dispersés dans ce secteur, mais existe éventuellement une couverture végétale très éparse concentrée le long des affluents de drainage des deux sites miniers. Cette végétation fait partie des arbustes ou de petits arbres, représentés majoritairement par l'espèce laurier-rose. Cette espèce est de la famille des Apocynacées, qui s'adapte facilement et apprécie les zones rocheuses (comme présent dans notre zone d'étude) près des cours d'eau temporaires et des fonds de vallées (Planche 6,B). Le laurier-rose est une plante toxique dont toutes les parties sont très toxiques à cause de la présence d'hétérosides cardiotoniques.

Un deuxième type d'arbuste fréquent dans les cours des réseaux hydrographiques, et qui accompagne le laurier-rose, il s'agit de l'Arbre au mastic, ou Pistachier lentisque (Planche 6,A), c'est un arbuste poussant dans les garrigues et les maquis des climats méditerranéens. Plante de la famille des Anacardiaceae, à feuillage persistant, il donne des fruits, d'abord rouges, puis noirs.



Planche.6 : Photo de la couverture végétale au niveau des deux sites miniers avec abondance des espèces de 1 : Laurier-rose et 2 : Pistachier lentisque.

Ces deux espèces, sont capables de se développer sur des sols ou sédiments à fortes concentrations en ETM. Vue leur résistance au milieu fortement contaminé, ils peuvent même se développer grâce à la présence de certains éléments traces métalliques à moyenne et/ou forte concentration comme le Zn (Fuentes et al., 2007). L'arbuste Pistachier lentisque présente une meilleure résistance avec l'avantage de ne pas déplacer les ETM, vers leurs feuilles, ce qui diminue le risque d'indigestion par les herbivores et l'entrée de métaux lourds dans la chaîne alimentaire, ce qui rend cette arbre aussi bon pour un plan de restauration des zones à moyenne ou forte pollution.

Une autre forme de végétation se développe au niveau des eaux à faible courant des réseaux hydrographique échantillonnées (Planche 7 A), et aussi dans certains puits d'exploitation envasé par la nappe phréatique à la mine Tourtit (Planche 7, B). Le développement de ce type de végétation est connu comme phénomène d'Eutrophisation, il se produit par la décomposition de la matière organique provoque une diminution de l'oxygène dissous, ce qui permet une colonisation par des espèces peu exigeantes en oxygène. L'enrichissement des eaux en matières nutritives entraîne des changements tels qu'une production plus élevée d'algues, de macrophytes et la dégradation de la qualité de l'eau. Cette eutrophisation provoque la disparition des espèces polluo-sensibles et le développement spectaculaire des espèces polluo-résistantes qui s'installent et occupent les espaces laissés libres. Ces espèces bio-indicatrices d'accumulation ont un pouvoir épurateur, elles sont utilisées dans les traitements des eaux car elles sont tolérantes aux conditions chimiques extrêmes.



Planche 7 : Photos d'Eutrophisations des eaux d'un ruisseau drainant les rejets miniers (A) et d'un puits envahi par les eaux de la nappe phréatique (B), dans le site minier de Tourtit.

Chapitre III : Evaluation environnementale du système fluvial drainant les deux sites miniers abandonnés, Tourtit et Ich-Ou-Mellal :

III.1. Introduction :

La prise de conscience des effets nocifs des rejets miniers sur l'environnement n'a sérieusement pris naissance qu'à partir des années 1990. Il s'en suit, dans plusieurs pays concernés, la mise en place de réglementations des activités minières dans l'objectif de limiter les risques de pollution et la préservation des écosystèmes naturels. A l'instar des autres pays, le secteur minier au Maroc s'est trouvé confronté à cet enjeu environnemental. Le règlement minier (loi 33-13) promulgué par le Dahir 1-15-16 du 1er juillet 2015 est mis en place pour fixer les nouvelles conditions de l'exploitation minière en prenant en compte le paramètre environnement durant toutes les phases de l'exploitation et l'après-mine. Néanmoins, la problématique des anciennes mines exploitées et abandonnées sans réhabilitation reste à l'ordre du jour (Poulard et al. 2017). Celles-ci constituent une source potentielle de pollution générée par le stockage des déchets issus de l'extraction des minerais et les produits chimiques utilisés dans le traitement industriel. Les traitements d'extraction et séparation métallurgiques, exposent le minerai à des conditions physico-chimiques différentes de celles de la roche (Ministère du développement durable au Québec, 2016). Dans la majorité des cas, Les résidus entreposés sur place sont exposés à l'altération continue (Bussière et al. 2010). La libération des métaux provient de la dissolution des espèces minérales en déséquilibre avec les conditions du milieu qui les contient. C'est le cas de la dissolution d'un sulfure (Brion 1980).

L'un des problèmes les plus sérieux est celui de l'incorporation des métaux lourds dans les milieux aqueux à l'origine du drainage minier acide (DMA) difficile à stopper (Collon 2003). Ce phénomène entraîne la mobilisation des ETM et la contamination des sédiments et des systèmes aquatiques par les éléments toxiques et dangereux pour la biodiversité et la santé publique (Lebailly 2013). Vis-à-vis de cette problématique s'impose l'idée de revenir sur les anciennes mines, généralement abandonnées, pour considérer la re-exploitation de leurs rejets miniers (halde, terrils et résidus du traitement du minerai). Cela se justifie par le fait que les méthodes et techniques, utilisées jadis, n'étaient pas tellement efficaces au point que des quantités importantes de métaux subsistent dans ces rejets (Regimbald 2003, Laperche et al. 2004, Petit 2004, Bussière et al. 2010).

Plusieurs études environnementales ont été consacrées à la problématique de l'impact des mines abandonnées sur les milieux environnementaux dans le monde comme un pas positif pour mieux comprendre le comportement des polluants dans l'environnement minier (Müller 1969, Hakanson 1980, Hilton et al. 1985, Benvenuti et al. 1997, MacDonald et al. 2000, Rubio et al. 2000, Galán et al. 2003, Singh et al. 2005, Krupadam et al. 2006, Guo et al. 2010, Tessier et al. 2012, Fu et al. 2013, Bran & Tarnawski 2015, Agnieszka et al. 2016, Armiento et al. 2016, etc...). Sur le territoire Marocain, existent actuellement à côté des mines en activité qui produisent une diversité de minéralisations, de nombreuses mines fermées et abandonnées depuis les années 1970. Récemment, certaines études se sont intéressées à l'étude d'impact environnemental des mines et sites abandonnés ainsi qu'à la valorisation de leurs rejets. Citons ceux de Benzaazoua (1996) et Lghoul et al. (2012), sur la mine de Kettara et Esshaimi et al. (2013) sur la mine de Sidi Bou Othmane dans les Jebilet; ceux réalisés dans la Haute-Moulouya (Bouabdelli et al. 2004, Argane 2015); au Maroc Central sur la mine de Tighza (El Hassani et al. 2016), sur la mine de sel Mohammedia (Farki et al. 2016) et sur la mine de Jerrada (Taha 2017). D'autre part certaines compagnies minières ont repris, depuis quelques années, la re-exploitation des rejets miniers, comme le cas de Akka (Au) Bou-Azzer (Co).

Le présent travail s'inscrit dans cette mouvance générale visant à rationaliser la matière première dans le respect de l'environnement. Il s'intéresse au cas des mines à antimoine du Maroc Central en particulier celles de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal. Ces mines, actuellement abandonnées, ont été assez actives entre les années 1940 et 1970, durant lesquelles elles ont permis la production de quelques milliers de tonnes, notamment, d'antimoine, plomb et zinc (Morin 1952, Kosakevitch 1973). L'environnement actuel de ces mines est désolant et se marque par des ruines des anciens équipements d'extraction, de transport et de traitement des minerais avec des tas de rejets miniers (haldes, terrils, digue et résidus de traitement) éparpillés autour des anciens carreaux des mines et des unités de traitement.

L'objectif de cette étude est de mener une analyse globale de l'environnement des deux anciennes mines de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal et ce pour: 1) Estimer les réserves potentielles en métal des déchets miniers afin de réfléchir à la possibilité de leur re-exploitation et 2) Evaluer l'intensité et l'extension de la pollution causée par les déchets miniers pour pouvoir proposer des solutions de réhabilitation appropriées. Les méthodes d'approche sont basées sur l'analyse géochimique des ETM, des statistiques environnementales de la pollution des sédiments, la cartographie de leurs concentrations et répartition autour des mines de Tourtit et Ich-Ou-Mellal et une description minéralogique des rejets rocheux. Cette méthode d'évaluation peut servir comme guide méthodologique nécessaire au choix des techniques de la réhabilitation. Ceci est dans le souci de mettre en place un projet de réhabilitation qui tient compte des différentes caractéristiques géologiques, géologique climatique et géochimiques des sites étudiés afin de proposer une remédiation adéquate et compatible avec les spécificités de ces mines abandonnées.

III.2. Caractérisation minéralogique et géochimique des rejets miniers et sédiments fluviatiles de Tourtit et Ich-Ou-Mellal :

III.2.1. Introduction :

Dans cette partie nous allons discuter les résultats obtenus pour l'évaluation des caractéristiques minéralogiques et géochimiques des rejets miniers et sédiments fluviatiles et la qualité hydrochimique des eaux avec identification des sources anthropiques de pollutions et la propagation des polluants dans les deux compartiments fluviatiles (eau et sédiments) afin de mettre à l'évidence l'impact des mines abandonnées sans réhabilitation sur le système fluvial et la nappe phréatique. L'exploitation des anciennes mines d'antimoine, actuellement abandonnées, de Tourtit et Ich-Ou-Mellal (Maroc Central) a engendré d'énormes quantités de déchets miniers (haldes de stérile et résidus de laverie). Les anciennes méthodes d'exploitation et de traitement des minerais étaient peu efficaces au point que des quantités importantes de métaux : Antimoine (Sb), Plomb (Pb), Arsenic (As), Zinc (Zn), Cuivre (Cu), etc..., subsistent dans les déchets miniers. L'étude minéralogique et géochimique menée dans le cadre de cette étude montre que ces rejets miniers dont le tonnage peut s'élever à plus d'un million de tonnes contiennent des quantités importantes de Sb (1208,5 t), Pb (373 t) et As (177,5 t). Outre les quantités de métaux contenus dans les haldes, la géologie du terrain confirme la présence de niveaux (filons et amas) potentiellement très riches en Sb, As et Pb dans les environs des mines de Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

III.2.2. Matériel et méthodes :

Les sédiments fluviatiles ont été collectés dans 39 stations près des deux sites miniers pour un examen des contacts directs des rejets miniers avec le milieu fluvial des environs (Fig. 27), qui s'étale sur une superficie de 10 km². L'échantillonnage est effectué dans la tranche superficielle (0-5cm) des ravins à l'amont de l'oued Ighardayane (affluent de l'oued Beht) qui draine essentiellement dans les terrains viséens. Le prélèvement des sédiments fluviatiles est effectué à l'aide d'une pelle en plastique nettoyée à l'alcool 10% après chaque échantillonnage pour éliminer tout risque de contamination. Les sédiments échantillonnés ont été numérotés et enfermés dans des plastiques sulfurisés puis placés dans une glacière à 4°C. Au laboratoire les sédiments ont été séchés dans une étuve entre 50 et 60°C, puis ils sont passés au tamisage afin d'éliminer la fraction > 2mm à l'aide d'un tamis en PP à maille (de 2mm) en Nylon, nettoyé à l'alcool mélangé avec l'Eau MilliQ après chaque tamisage, pour éliminer le risque de contamination. Puis à l'aide d'un broyeur les sédiments ont été broyés après quartage.

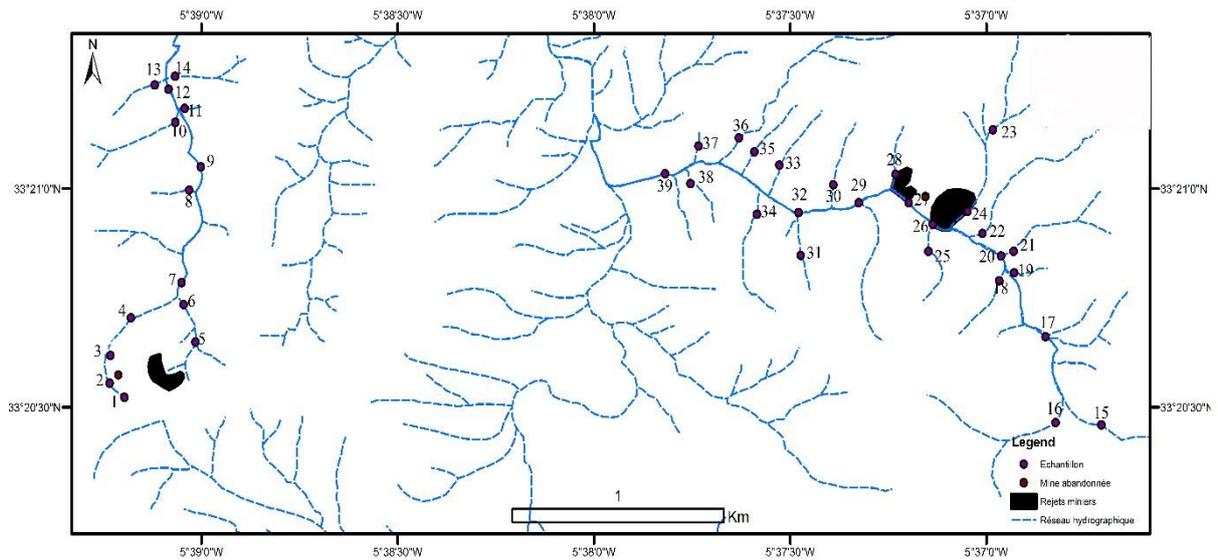


Figure 27 ; Carte d'échantillonnage des sédiments fluviaux et rejets miniers de la zone d'étude destinés pour évaluation minéralogique, et géochimique quantitative.

Au niveau des rejets miniers, un échantillonnage des rejets rocheux et meubles (rejets de traitements miniers) a été effectué dans le but d'évaluer leur potentiel minéralogique et géochimique. Les analyses géochimiques de l'ensemble des échantillons ont été effectuées par la méthode ICP-MS (spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif) à l'Office National des Hydrocarbures et des Mines (ONHYM), conformément à la norme NEN-EN-ISO 11466, 1995 de la qualité des sols, afin de mesurer les concentrations quantitatives des ETM et des éléments majeurs choisis (Sb, As, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni et Cr). Le mercure (Hg) a été dosé par spectrométrie d'adsorption atomique (AMA: Advanced Mercury analyses 254). L'analyse à blanc des réactifs et les doubles d'échantillons ont été utilisés pour s'assurer de la précision des analyses. Une analyse de diffraction des rayons X (DRX) a été effectuée sur la fraction <math><63\mu\text{m}</math>, des rejets miniers et quelques sédiments fluviaux drainant les deux sites miniers pour détermination de leur composition minéralogique.

Plusieurs méthodes analytiques, quantitatives et qualitatives, ont été utilisées dans cette étude pour, d'une part estimer la teneur des stocks métalliques existant dans les rejets miniers rocheux, haldes et terrils et d'autre part celle des sédiments de surfaces (0-5 cm) aux alentours des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal. L'estimation des tonnages en éléments métalliques (Si) dans les rejets meubles et sédiments sont réalisés par des calculs statistiques et mathématiques selon Tessier (2012). L'évaluation minéralogique et géochimique des rejets miniers a permis de cerner notamment : les corrélations entre les ETM dans les sédiments fluviaux et les rejets miniers meubles et rocheux (ACP, Kähkönen et al. 1997).

III.2.3. Résultats et Discussion :

III.2.3.1 Caractéristiques minéralogiques et géochimiques des rejets miniers :

III.2.3.1.1. Minéralogie des rejets de traitement minier :

La composition minéralogique des rejets miniers est obtenue par la diffraction aux rayons X (DRX). La composition minéralogique des particules fines, et donne une idée sur le comportement des ETM dans le milieu fluviatile où des minéralisations s'oxydent et libèrent des substances chimiques, alors que d'autres forment. A l'échelle géologique, la zone d'étude se compose des flysch grésopélitiques schistosés d'âge viséen. Il est donc normal que les rejets soient de nature minéralogique semblable.

Les résultats des analyses par diffraction aux rayons X sont représentés par les diffractogrammes de la Figure 28. La minéralogie des rejets miniers de traitement montre des phases communes avec une forte dominance de quartz (SiO_2) avec des traces d'illite (Fig.28). Ce résultat prouve et confirme que les rejets ont un faible pouvoir de gonflement et une faible capacité d'échange cationique. Le quartz détecté comme étant la phase dominante dans la composition des rejets est le minéral hôte de la minéralisation antimonifère de la zone d'étude. En plus, d'après l'analyse minéralogique, des sédiments. Les pourcentages d'éléments constituant la phase minérale des rejets miniers sont 50% de Quartz, 30% de calcite et 10% d'illite (riche en muscovite). D'après ces pourcentages les rejets sont essentiellement formés de quartz comme phase minéralogique principale. Le quartz provient de la gangue quartzitique et de la dégradation des grès quartzitiques du Viséen, la calcite est issue de l'altération des passages calcaires, l'illite résulte vraisemblablement de l'érosion éolienne des argiles triasiques, des sols quaternaires et des schistes paléozoïques.

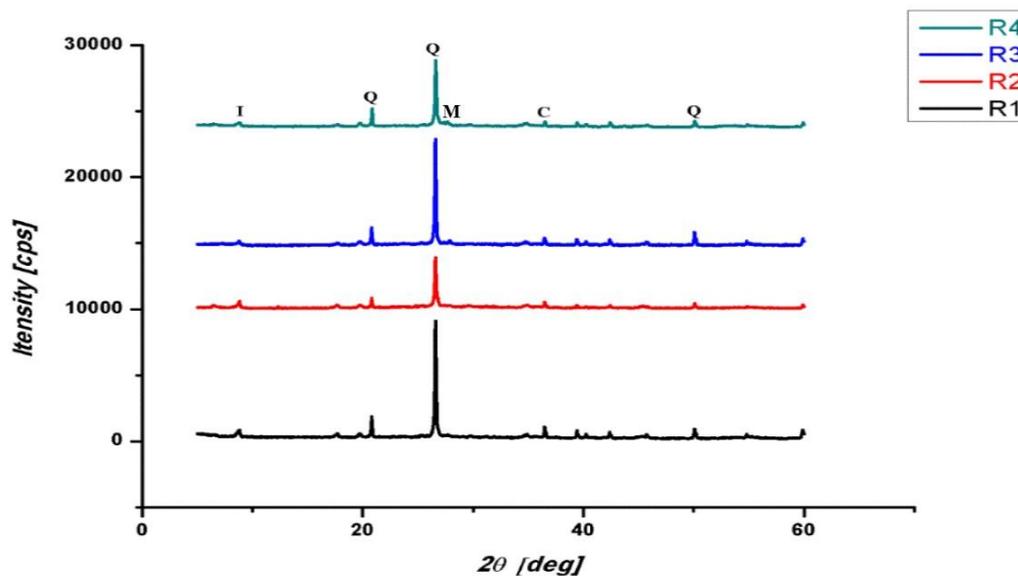
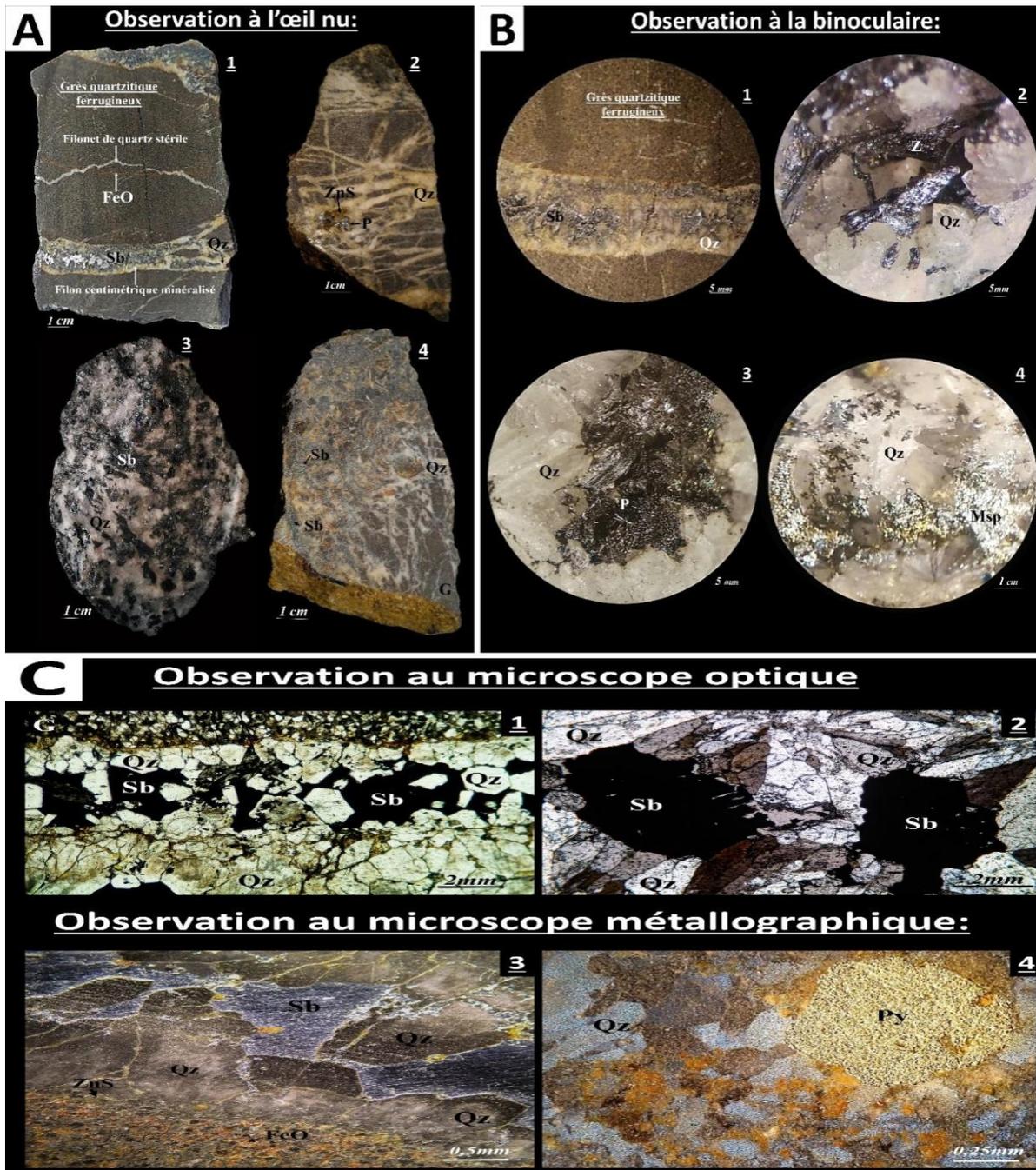


Figure 28: Diffractogrammes des rejets miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal ; I= illite, Q= quartz, C= calcite, M : Muscovite.

III.2.3.1.2. Minéralogie des roches de rejets miniers stériles :

Les travaux d'exploration et d'exploitation de l'antimoine du site de Tourtit, opérés entre 1940 et 1979, ont permis de totaliser plus de 2.000 m de puits et de galeries, ce qui a offert une bonne reconnaissance de la nature et de l'extension de la minéralisation en profondeur (Kosakevitch 1973). Des quantités importantes de rejets miniers (Terrils et produits de traitement du minerai) se trouvent autour des carreaux des anciennes mines de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal. Il s'agit de tas de fragments de roches de dimensions centimétriques composés de grès et grès-schisteux (flysch) souvent bréchifiés, silicifiés (Planche 8 A1, A2 et A4) et contenant des mouches de stibine en «grain d'acier» (Planche 8 A4) ou en lamelles disposées en gerbe. Sur d'autres fragments de haldes on reconnaît à l'œil nu et sur des sections polies des cristaux de pyrite, mispickel, sphalérite et sulfoantimoniure (zinkénite: $Pb_6Sb_{14}S_{27}$ et plagionite: $Pb_5Sb_8S_{17}$; Planches 8. C4, B4, B2, B3 respectivement), souvent étroitement liés à la stibine.

La principale minéralisation d'antimoine de Tourtit se situe dans une zone de broyage tectonique de 10 à 30 m de largeur, prise dans un couloir de faille orienté EW à pendage $40^\circ N$ affectant des roches grésos-quartzitiques carbonifères. La minéralisation localisée dans cette zone de faille se présente soit en petits filonnets à remplissage de quartz au niveau des roches gréseuses encaissantes (Planche 8. A1, B1), soit dispersée en fines fissures (Stockwerk) (Planche 8. A2, A4); d'où la difficulté d'exploitation du minerai. A l'échelle microscopique, le jus silicaté représenté par le quartz constitue un ciment de la brèche et est repris par la fracturation, dont la forme et les dimensions diffèrent selon l'endroit (Planche 8. C1, C2). La gangue de quartz minéralisé se localise au sein de la zone de bréchification et s'étale sous forme de filonnets discontinus ou petites géodes (Planche 8. A3). La minéralisation antimonisée filonienne est formée dans l'ensemble par des salbandes en contact avec des épontes de quartz xénomorphe, où la stibine se dépose suivant l'axe central des fractures et remplit les vides entre les grains de quartz (Planche 8. A1, B1, C1, C3). A l'échelle microscopique, la zone de minéralisation située au niveau du couloir de la faille (E-W) est matérialisée par un dépôt de quartz avec des cristaux en gerbe de petite taille où la minéralisation en sulfures d'antimoine remplit les vides entre les cristaux de quartz formant des micro-géodes de différentes formes (Planche 8. C2). Les différentes formes de minéralisation antimonifère se présentent dans les géodes et filonnets remplis en stibine sous forme d'éventail ou xénomorphe et de zinkénite ($Pb_6Sb_{14}S_{27}$) sous forme d'aiguilles, ou plagionite ($Pb_5Sb_8S_{17}$) au niveau des géodes (Planche 8. B2, B3). La minéralisation antimonisée est accompagnée avec des minéralisations secondaires représentées par la pyrite, le mispickel, la sphalérite et les oxydes de fer (Planches 8. C4, B4, A2, C3 respectivement).



Planches 8. Planche minéralogique des rejets miniers rocheux stériles. A : Sections polies des rejets rocheux stériles 1: grès quartzitique ferrugineux à antimoine, 2: Stockwerk en quartz à zinkénite et pyrite, 3: gangue de quartz à stibine en géodes centimétriques, 4: brèche gréseuse à ciment quartzitique et veinules d'antimoine. B: Observation sous la loupe binoculaire des sections polies, 1: Filon centimétrique à quartz et antimoine (grossissement du filon A.1), 2, 3 et 4 : Géodes de quartz à remplissage de zinkénite, plagionite et mispickel respectivement (grossissement des géodes A.3 à l'échelle microscopique sous lumière polarisée non analysée), 2: Bourgeoisements du quartz automorphe à remplissage d'antimoine entre les grains de quartz (Géodes A.3 à l'échelle microscopique sous lumière polarisée analysée), 3: Antimoine filonien sous microscope métallographique, 4: pyrite dans les grès sous microscope métallographique (grès de la roche A.2).(Qz) : Quartz; (Sb) : Antimoine; (Z) : Zinkénite; (P) : Plagionite; (Py) : Pyrite; (Msp) : Mispickel; (ZnS) : Sphalérite; (FeO): Oxydes de fer.

L'identification de la stibine est basée sur son pouvoir réflecteur (sous microscope métallographique) qui est légèrement supérieur à celui de la galène, alors qu'il lui est inférieur dans la position la plus grise. En lumière réfléchi la stibine se distingue par une forte anisotropie et des teintes allant du blanc-gris bleuâtre à rosé (Planche 8. C4).

III.2.3.1.3. Géochimie des rejets rocheux stériles et rejets de traitement :

L'évaluation géochimique élémentaire des rejets rocheux indique une richesse non négligeable en Sb, Pb, As, Cr, Cu et Zn respectivement. En comparaison avec le seuil d'anomalie géochimique, les concentrations en ETM enregistrées au niveau des cinq échantillons de roche montrent des concentrations chimiques en Sb, Pb, As, Cr, Cu et Zn intéressantes (Fig. 29).

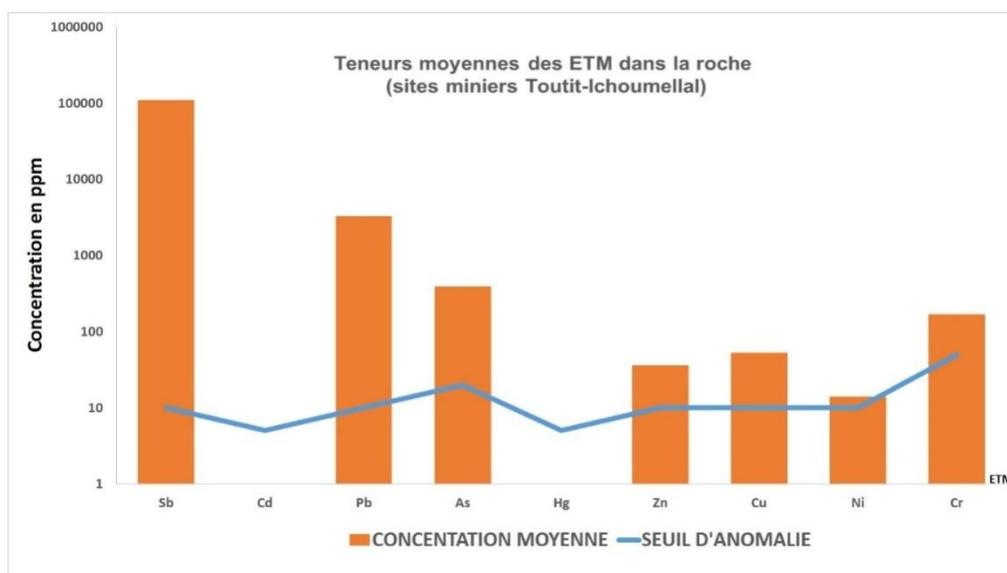


Figure 29 : Teneurs en éléments traces dans les rejets rocheux des sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal en comparaison avec le seuil d'anomalie géochimique de ces éléments dans la roche.

Les éléments chimiques à concentrations importantes dans la roche sont généralement corrélatifs avec les résultats minéralogiques observés. L'ensemble des échantillons montrent une teneur assez élevée en antimoine (Sb), plomb (Pb) et arsenic (As) respectivement (96,55%, 2,89% et 0,34%) de l'ensemble des éléments évalués qui se présentent selon l'ordre suivant : Sb>Pb>As>Cr>Zn>Cu>Ni>Cd>Hg (Fig.29). Ces teneurs apparaissent normales et sont dues à la nature du gisement exploité aux niveaux des mines de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. L'antimoine (Sb) est accompagné par des éléments traces tels que l'As, Pb, Sn, Bi et Cu. A partir des résultats géochimiques de la roche, nous avons distingué la forte présence de Pb et Zn avec des écart-types aussi importants (Fig.29). En considération des critères minéralogiques et géochimiques de la roche, une anomalie polymétallique apparaît avec les éléments traces qui peuvent être répartis en deux classes représentées par ordre d'importance géochimique:

- Une première classe avec une combinaison des éléments chimiques qui définit le gisement antimonifère de la zone minière Tourtit-Ich-Ou-Mellal: Sb-Pb-As.

- Une deuxième classe avec une combinaison géochimique de Cr-Ni-Zn-Cu.

La reconnaissance minéralogique et géochimique de la roche a permis de définir les minéralisations et leurs teneurs géochimiques naturellement présentes dans la zone minière abandonnée de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Cela a mis à l'évidence le classement minéralogique par leur importance géochimique dont la principale paragenèse est marquée par la minéralisation d'antimoine à plomb et arsenic (Sb-As-Pb), représentée par la stibine, zinkénite et l'arsénopyrite. Et une deuxième paragenèse minéralogique moins importante (Cr-Zn-Cu) représentée par la minéralisation zincifère (sphalérite) avec des indices de cuivre et chrome.

III.2.3.2. Caractérisation minéralogique et géochimique des sédiments fluviatiles :

III.2.3.2.1. Composition minéralogique des sédiments de surface :

La composition minéralogique des certains échantillons de sédiments fluviatiles triés selon leur localisation autour des sites miniers, obtenue par la diffraction aux rayons X (DRX), montre que la composition des sédiments est influencée par les rejets miniers. Les résultats de cette analyse sont représentés par les diffractogrammes de la Figure 30. La minéralogie des sédiments est généralement marquée par la forte présence de quartz (SiO₂), avec des traces d'autres minéralisations secondaires qui montrent la présence de minéraux de recristallisation indice de drainage minier acide (DMA). La présence de ces minéralisations indique une probable précipitation des minéralisations du lixiviat provenant des rejets miniers sur les sédiments fluviatiles. Ces minéralisations précipitent au pied des rejets miniers sous forme d'évaporites de sels minéral. Le pH des sédiments et du milieu fluvatile contrôle aussi la précipitation de ces minéralisation tels que les oxydes de Fe et les sulfates avec des valeurs de pH qui descendent jusqu'à 3, comme la précipitation de schwertmannite (3 < pH < 5) et la ferrihydrite (pH > 5). La présence de certains éléments traces métalliques comme le Cd, associés à la minéralisation des hydroxydes, empêche l'évolution de ces derniers à une forme minéralogique plus stable dans le milieu aquatique comme la goethite, ce qui a permis à ces minéralisations secondaires de se dissoudre de nouveau, et être mobilisées par les eaux.

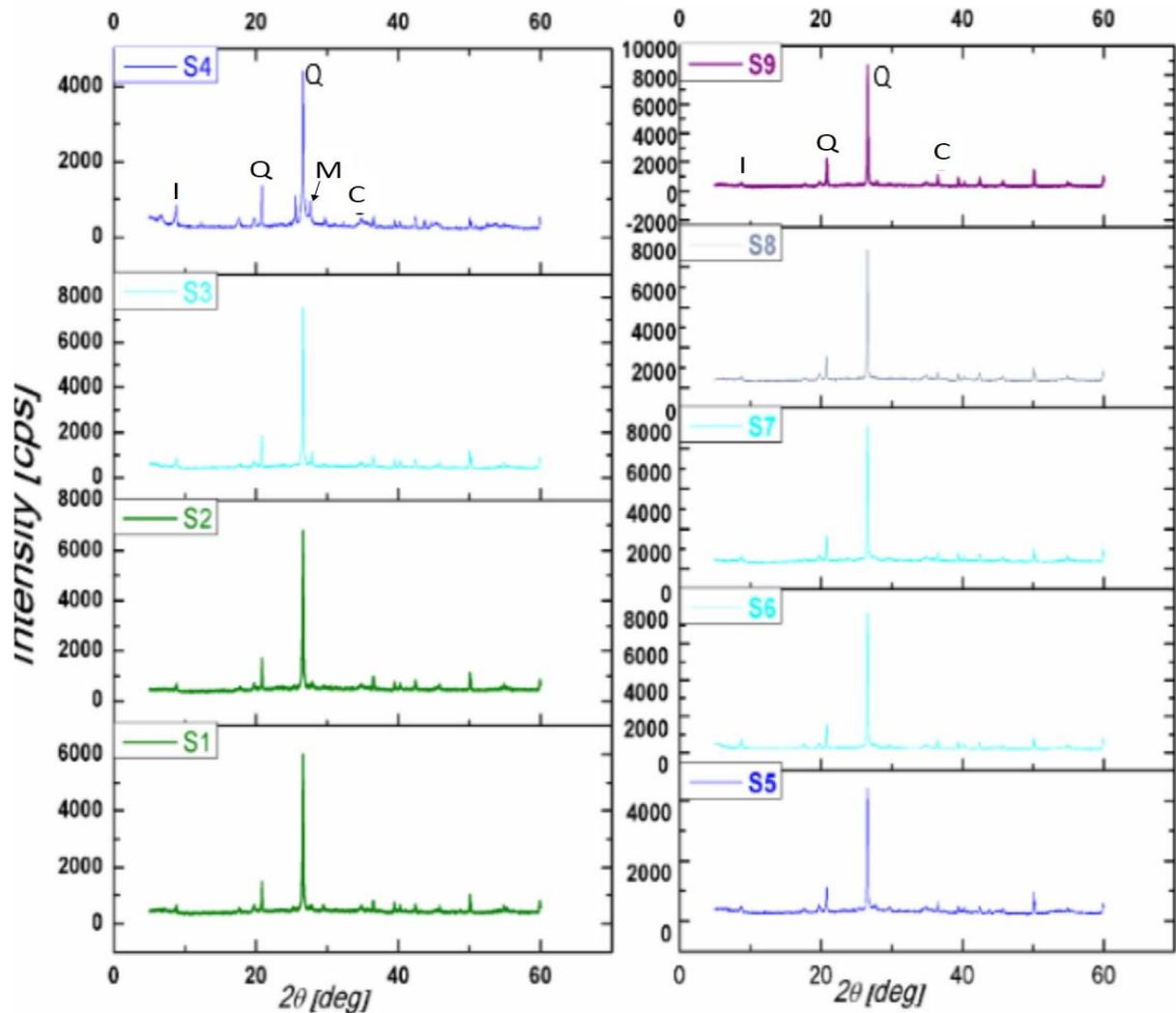


Figure 30: Diffractogrammes des rayons X des sédiments fluviaux auprès des deux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Q : quartz ; C : Calcite ; I : illites, M : Muscovite.

III.2.3.2.2. Composition géochimique et distribution des ETM dans les sédiments de surface :

III.2.3.2.2.1. Fond géochimique local :

Le fond géochimique (Tab.1) représente une plage de valeurs dans un jeu de données géochimiques, qui est généralement considéré comme une plage de concentration naturelle d'une substance chimique spécifique dans un média examiné, qui n'est pas influencé par l'activité anthropique (Reimann et Garret, 2005). Les valeurs situées en dehors de cette plage (les "valeurs aberrantes") sont considérées comme des anomalies géochimiques négatives ou positives. Parmi les différentes techniques statistiques utilisées pour évaluer les plages de fond géochimiques (Matschullat et al. 2000; Reimann et al. 2005), la technique 2r itérative a été jugée plausible et réaliste (Matschullat et al. 2000). Cette technique simple repose sur l'hypothèse selon laquelle toutes les valeurs au-delà de la moyenne $\pm 2r$ sont omises de l'ensemble de données et que la nouvelle plage moyenne $\pm 2r$ est calculée à l'aide des données réduites. Cette procédure est répétée jusqu'à ce que toutes les valeurs de l'ensemble de données se situent dans

cette plage (approchant une distribution normale). L'évaluation du fond géochimique local des sédiments fluviatiles de la zone d'étude est élaborée pour ne pas surestimer ou sous-estimer les valeurs de différentes fonctions d'évaluations utilisées dans le diagnostic de pollution environnementale suivante. Il a été nécessaire de définir les valeurs du fond géochimique propre à la zone d'étude pour chaque métal étudié. Selon la technique d'évaluation de fond géochimique de Matschullat et al. 2000, la moyenne des moyennes d'échantillons qui montrent des valeurs à plus basses concentrations mesurées pour chaque ETM en comparaison avec les valeurs moyennes de ces éléments à partir de l'intégralité des points échantillons (basé sur 114 points inclus les échantillons des parties suivantes). Les valeurs du fond géochimique local obtenu pour la zone d'étude (Tab.1) sont généralement inférieures (excepté pour l'antimoine et Cadmium) que celles calculées pour la croûte continentale par Rudnick et Gao (2003).

Tableau 1 : Fond géochimique local des ETM évalué par cette étude en comparaison avec les teneurs en ces éléments dans la croûte terrestre superficielle.

<i>ETM</i> (ppm)	<i>Sb</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>Hg</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Cr</i>
<i>Fg.</i>	5	1	9,81	4.3	0,012	9,43	6,78	5,3	45,25
<i>UCC</i>	0,2	0,1	17	n.d.	0,056	79	14	90	140

III.2.3.2.2.2. Distribution spatiale des ETM, un indice de qualité des sédiments :

Les valeurs des concentrations obtenues, ont été comparées avec les normes de la qualité des sédiments fixés par l'Arrêté du 9 Août 2006, NOR DEVO0650505A dans l'article 1 (modifié par l'Arrêté du 17 Juillet 2014), relatif au niveau limite à prendre en compte lors d'une analyse des rejets dans les eaux de surface ou des sédiments marins, estuariens ou de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des rubriques 2.2.3.0, 4.1.3.0 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée à l'article R.214-1 du code de l'environnement. Les normes législatives suivies pour cette étude représentent la qualité des sédiments extraits de cours d'eau ou canaux, appréciée au regard des seuils de la rubrique 3.2.1.0 de la nomenclature dont le niveau de référence S1 (niveaux relatifs aux éléments traces métalliques « ETM ») (Tab.2). Ces références servent au choix de la procédure administrative d'évaluation des sédiments mais ne préjugent éventuellement pas la toxicité des sédiments ou leurs principaux polluants. Les points d'échantillonnages au niveau de la zone d'étude (amont de l'oued Lghardayane) sont représentés par 114 échantillons sur environ 15km², pour cela seule la concentration moyenne de chaque élément étudié (avec leurs valeurs Min. et Max.) est représentée dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Concentrations en éléments traces métallique dans les sédiments fluviaux et rejets miniers.

ETM (ppm)	Sb	Cd	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Ni	Cr
<i>Min</i>	10	1	14,47	18,17	0,00	39,63	9,68	4,62	30,87
					1				
<i>Max</i>	85234	72	27595	13110,	0,23	542,9	83,78	137,11	392,6
				5		8			1
<i>Moy</i>	7099,12	8,84	1969	769,5	0,03	115,4	32	48,45	189,2
					3				1
<i>Ecart-type</i>	17686,2	12,31	5192,70	2224,6	0,06	94	11,92	32,80	91,4
<i>AFNOR (S1)</i>	n.d.	2	100	30	1	300	100	50	150
<i>Ucc</i>	0,2	0,1	17	4,8	0,06	79	14	90	140

Les résultats obtenus sur la distribution spatiale des concentrations des éléments traces suivants : Sb, Cd, Pb, As, Hg, Cu, Zn, Ni et Cr, sont représentés sous forme de cartes. Les distributions obtenues montrent des fortes concentrations au-delà du niveau S1 des normes législatives, dont les plus grandes concentrations se localisent généralement aux niveaux des deux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Les concentrations moyennes des ETM révèlent une contamination par le Pb, As, et Cd qui dépasse largement les valeurs seuils du niveau S1, contrairement aux autres éléments (Cr, Zn, Ni et Cu) qui représentent des concentrations inférieures à S1. L'Antimoine (Sb) est l'élément le plus abondant dans les sédiments échantillonnés mais il n'est pas pris en considération par les normes de la qualité des sédiments, pour cela on s'est basé sur la teneur naturelle en Sb dans la croûte continentale (UCC : Upper Continental Crust Composition) définie par Rudnick & Gao (2003), comme valeur de référence (Tab.2). Les concentrations des éléments traces étudiés se répartissent comme ce suit :

- **L'Antimoine (Sb) :**

Les concentrations mesurées pour l'Antimoine (Sb) démontrent un enrichissement très élevé des sédiments fluviaux sur toute la surface échantillonnée avec des concentrations supérieures aux teneurs naturelles de Sb dans la croûte terrestre continentale (0.2ppm) et dépassent la valeur limite d'exposition (0.5 mg/m³, soit 0.1 ppm en Antimoine ; Picot 2007). La distribution spatiale de cet élément montre des fortes concentrations dans les zones minières (Tourtit et Ich-Ou-Mellal) et diminuent légèrement en se déplaçant en aval des ravins (Fig.31), mais restent généralement supérieures au pourcentage naturel de Sb dans la croûte terrestre (Tab. 2). Cela est probablement dû à la nature des terrains géologiques de la zone d'étude et aux gisements d'antimoine exploités auparavant au niveau des deux sites miniers abandonnés.

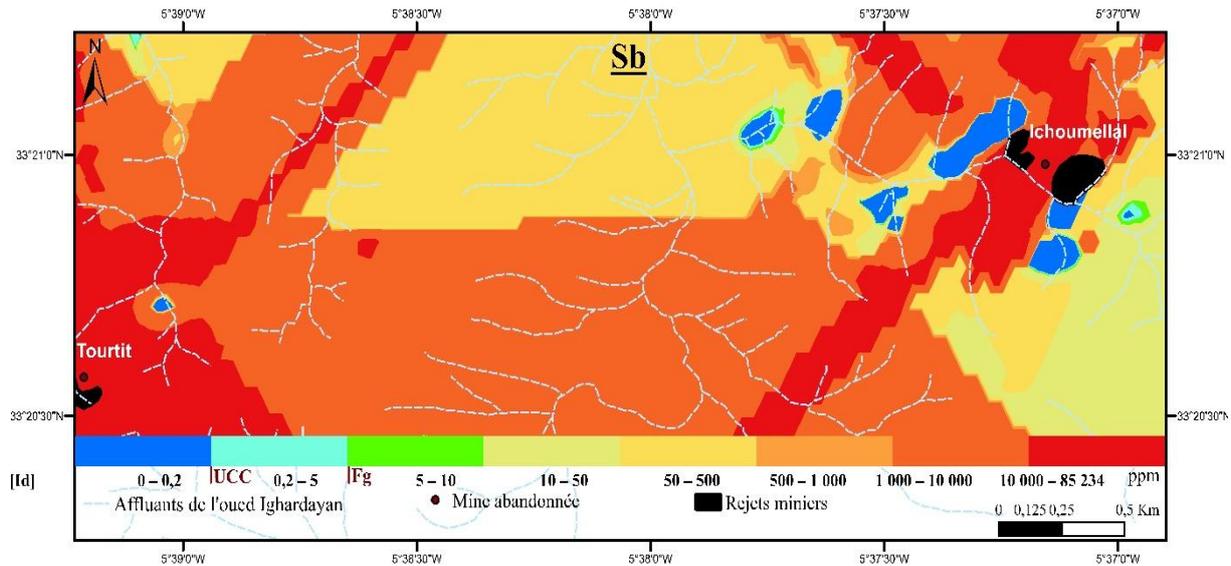


Figure 31 : Carte de distribution spatiale des concentrations en antimoine dans les sédiments fluviaux.

L'antimoine est un élément toujours méconnu, mais il présente des caractéristiques proches de celles de l'arsenic (Gebel T., 1997). Une exposition à des sédiments à forte concentration en antimoine peut provoquer des puissantes irritations dermatologiques, des yeux et des muqueuses (Picot 2007). L'oxyde d'antimoine montre une forte mobilité (échangeable) dans les milieux alcalins (pH=7) (Picot 2007), similaire au pH moyen des sédiments de la zone étudiée (pH=6.9). Les composés trivalents d'Antimoine (Oxydes, Sulfures) dissous dans l'eau avec des valeurs supérieures à $1\mu\text{g/l}$ (une instance gouvernementale à L' USA et L'Europe), ou sous forme de poussière avec une longue exposition, peuvent engendrer des troubles digestifs, nerveux et cardio-vasculaires chez l'Homme, avec des effets cancérologiques à long terme (Boyle et al., 1990). Cet élément reste toujours mystérieux et devrait être l'objectif d'une investigation approfondie pour la recherche toxicologique fondamentale.

- **Le Plomb (Pb) :**

Le plomb montre clairement une répartition spatiale développée dans les deux zones de contamination localisées autour des deux mines abandonnées (Fig.32) dont les concentrations les plus faibles des sédiments qui font partie de ces zones dépassent avec une valeur double (200ppm) la valeur seuil du niveau S1 (100ppm).

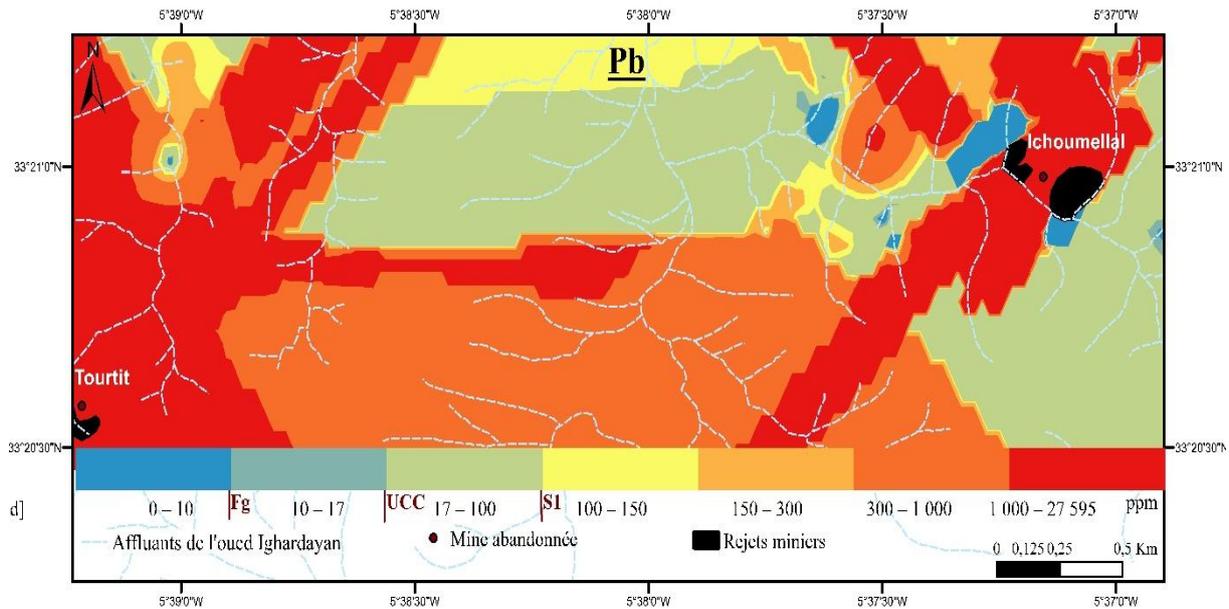


Figure 32 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Plomb dans les sédiments fluviaux.

Les concentrations les plus élevées sont celles de l'échantillon 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 prélevés au niveau des rejets miniers des deux sites étudiés et les sédiments fluviaux voisins. Les zones non exploitées (entre les deux mines) ne montrent aucun enrichissement anthropique avec des valeurs de concentrations prises entre les teneurs naturelles en Pb dans la croûte terrestre (17ppm) et la norme fixée par le niveau S1 (100 ppm) pour les sédiments non-pollués. Cette distribution met à l'évidence que l'excès d'enrichissement par le Pb provient des rejets de traitements miniers qui alimentent les ravins voisins et qui à leur tour transportent cet élément sous forme particulaire et probablement dissoute dans l'eau de l'amont (sources) en aval (Oued Ighardayane). La propagation du Pb dans les sédiments avec des concentrations polluantes peut constituer un risque sur la qualité des eaux superficielles par l'oxydation du plomb (PbO) et son transfert vers l'eau sous forme d'hydroxyde de plomb (Pb(OH)₂), ce qui provoque à une certaine limite un déséquilibre de l'écosystème aquatique, dû à son effet biologique néfaste sur les organismes aquatiques tels que la mortalité, une diminution de la biodiversité et ainsi qu'un développement anormal des organismes vivants (Environnement Canada, CCME, 2002).

- **L'Arsenic (As) :**

L'Arsenic montre une répartition spatiale très étendue sur la quasi-totalité de la zone étudiée avec des valeurs supérieures au niveau S1 dont les plus grandes accumulations sont localisées aux niveaux des sites miniers abandonnés qui peuvent atteindre une concentration de 13111 ppm d'As détectée dans les rejets miniers d'Ich-Ou-Mellal (Fig.33). Cette distribution peut être due à la forte mobilité de l'arsenic dans les sédiments de surfaces (0-5cm), ce qui a permis à cet élément de montrer une telle propagation qui peut dépasser les limite de la zone d'étude vers les sédiments de l'Oued Beht. L'enrichissement des

sédiments fluviaux par l'Arsenic, expose ce dernier aux agents d'oxydations (air et eau) qui transforment cet élément en oxyde d'arsenic (Arsénite) qui est considéré comme la forme la plus toxique et facilement mobile (Cornu et al., 2004).

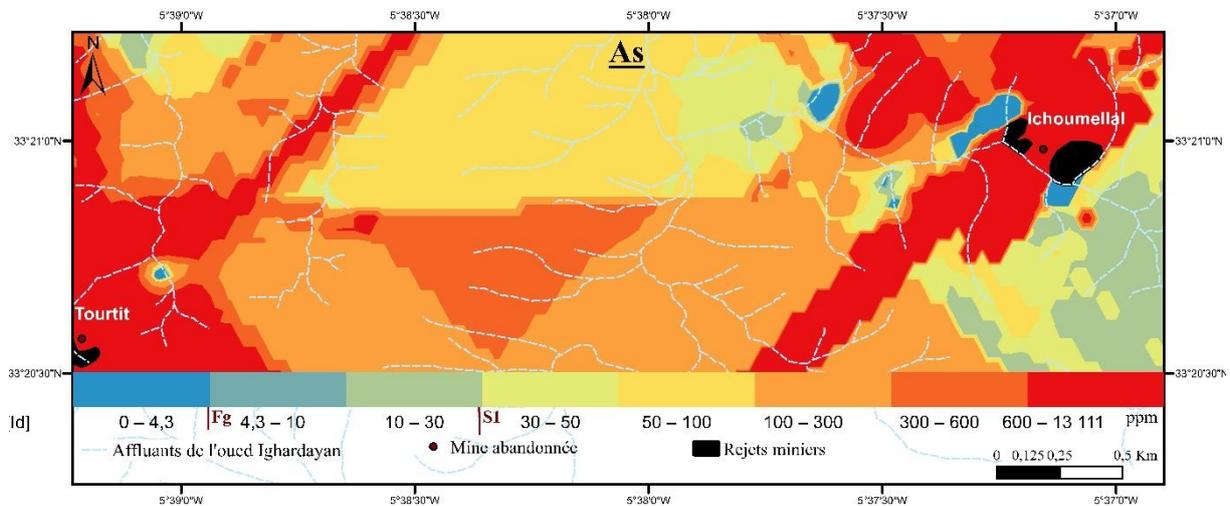


Figure 33 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Arsenic dans les sédiments fluviaux

- **Le Cadmium (Cd) :**

Le Cadmium montre des concentrations très élevées qui dépassent la valeur seuil du niveau S1, sur la totalité de la zone d'étude (Fig.34) avec une valeur moyenne de (8 ppm), comme pour l'Arsenic, le Cadmium se concentre le plus au niveau des rejets miniers et les sédiments des rivières voisines. Ce-ci montre donc une mobilisation et une migration de cet élément vers les sols/sédiments, ce qui peut expliquer sa forte propagation sur la surface de la zone étudiée.

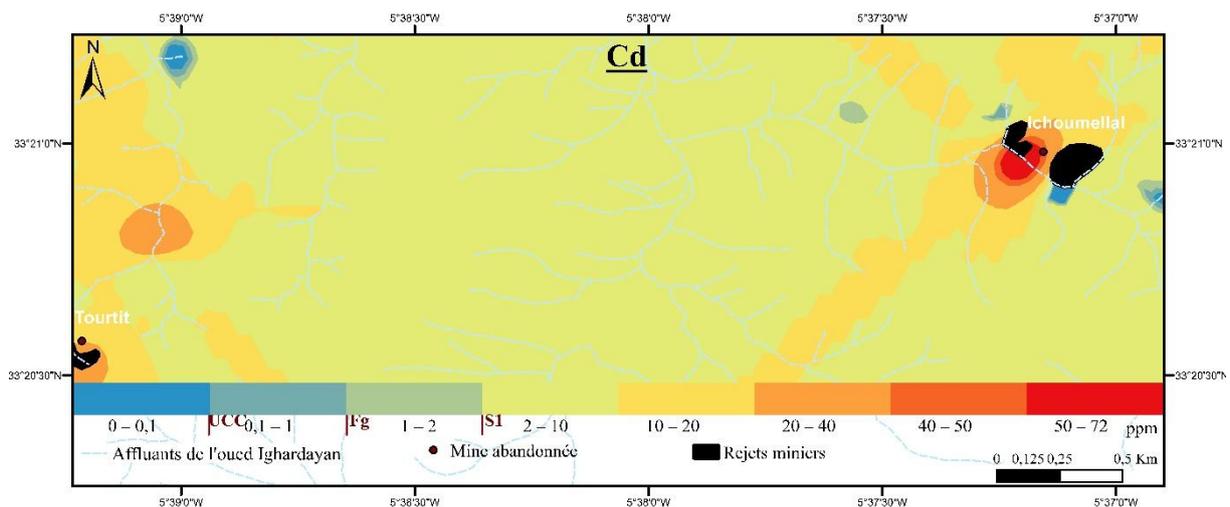


Figure 34 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Cadmium dans les sédiments fluviaux.

La source de cette contamination correspond probablement aux rejets miniers de traitement, qui libèrent le cadmium sous forme particulaire et apparemment dissoute. L'agent principal de transport de cet élément est l'eau de surface. La toxicité du cadmium peut se produire généralement en faible concentration dans les milieux aquatiques quel que soit sa forme, il a une forte tendance d'accumulation au niveau des différents organes des organismes vivants et dans les écosystèmes ce qui provoque des déformations d'anatomie des êtres vivants benthiques et des problèmes rénaux, nerveux et cancérogènes chez l'Homme au cas d'empoisonnement (Jean-Pierre et al., 2010).

- **Le Mercure (Hg) :**

Le mercure présente une concentration extrêmement élevée (par rapport au niveau S1) dans la partie N-W de la zone d'étude où la valeur maximale en Hg est de l'ordre de 7ppm. La distribution spatiale de ce contaminant montre une accumulation dans la zone non exploitée, et des faibles teneurs inférieure à la norme (S1) au niveau des sites miniers abandonnés (Fig.35).

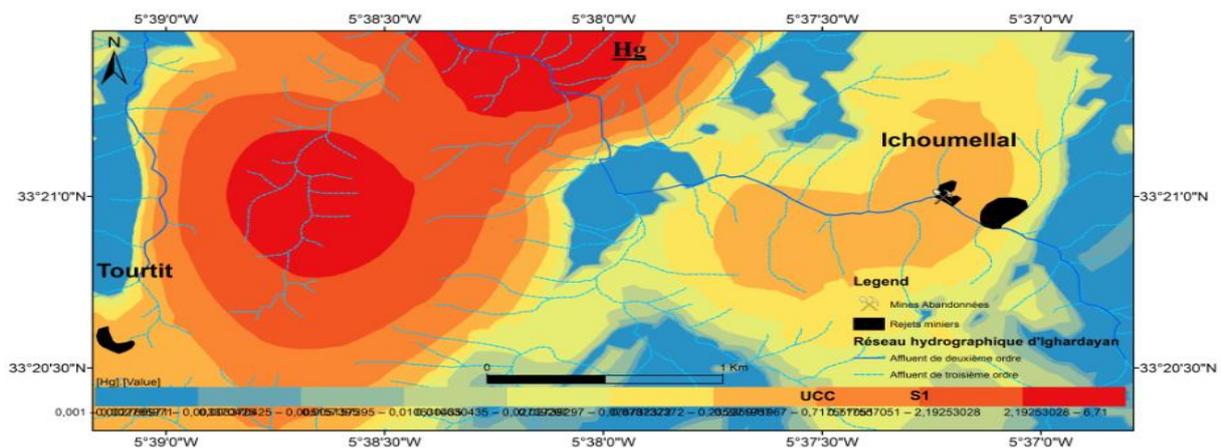


Figure 35: Carte de distribution spatiale des concentrations en mercure dans les sédiments fluviaux

Cette répartition montre que la source du mercure ne provient pas des rejets miniers des deux sites étudiés mais apparemment d'une source naturelle liée aux minéralisations de la zone d'étude. Quel que soit l'origine du mercure, cet élément lorsqu'il dépasse les normes législatives devient une substance dangereuse sur la qualité des sédiments fluviaux, mais il doit faire l'objet d'une étude bien déterminée afin de préciser son degré de pollution et sa toxicité probable.

- **Le Chrome (Cr) :**

Les distributions obtenues pour le Chrome recouvrent presque la totalité de la zone d'étude avec des valeurs supérieures au niveau S1 (Fig.36). Cette contamination ne provient pas des rejets miniers des deux sites qui représentent des teneurs inférieures à S1 de l'ordre de (129 ; 99 ; 93ppm à Tourtit et 108 ppm à Ich-Ou-Mellal), mais probablement libérées par le lessivage des terrains minéralisés. Cette

propagation ne suit pas les ravins ce qui montre que le transport de ce contaminât apparemment n'est pas liée à une source anthropique, mais à une source probablement naturelle telle que la nature des terrains minéralisés locaux et/ou la capacité d'adsorption et de réduction des sédiments fluviatiles. Les hydroxydes de chromiques s'ils sont fixés dans les sédiments fluviatiles représentent une faible capacité de remobilisation et donc un faible transport, à cause de l'absence de l'oxydation nécessaire pour la transformation des composés chromiques en chromate (toxique), qui ne se produit pas dans un milieu naturel.

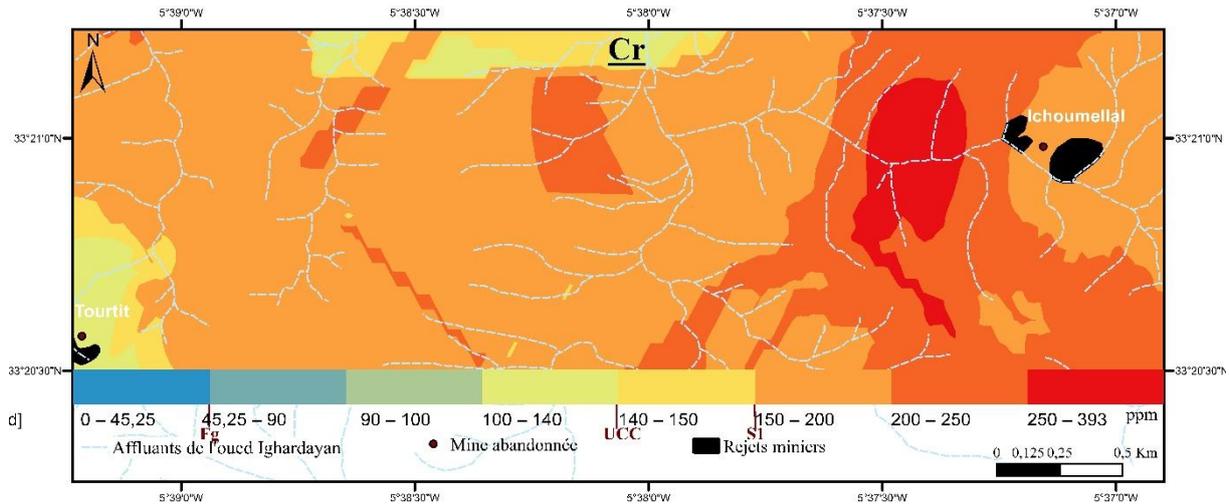


Figure 36 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Chrome dans les sédiments fluviatiles

- **Le Nickel (Ni) :**

Le Nickel (Ni) montre des concentrations qui oscillent entre 4,62ppm et 137,11ppm, généralement supérieures au niveau S1 aux niveaux des rejets miniers de la mine abandonnée Ich-Ou-Mellal et dans les sédiments fluviatiles à enrichissement apparemment naturel dans le nord et le S-W de cette mine (Fig.37). Ces anomalies, comparées avec la norme (S1), sont considérées comme contamination par Nickel mais leur propagation recouvre les sédiments naturels et anthropiques (rejets), ce qui rend difficile de préciser la source de ce contaminât, et aussi son effet sur la qualité des sédiments contaminés.

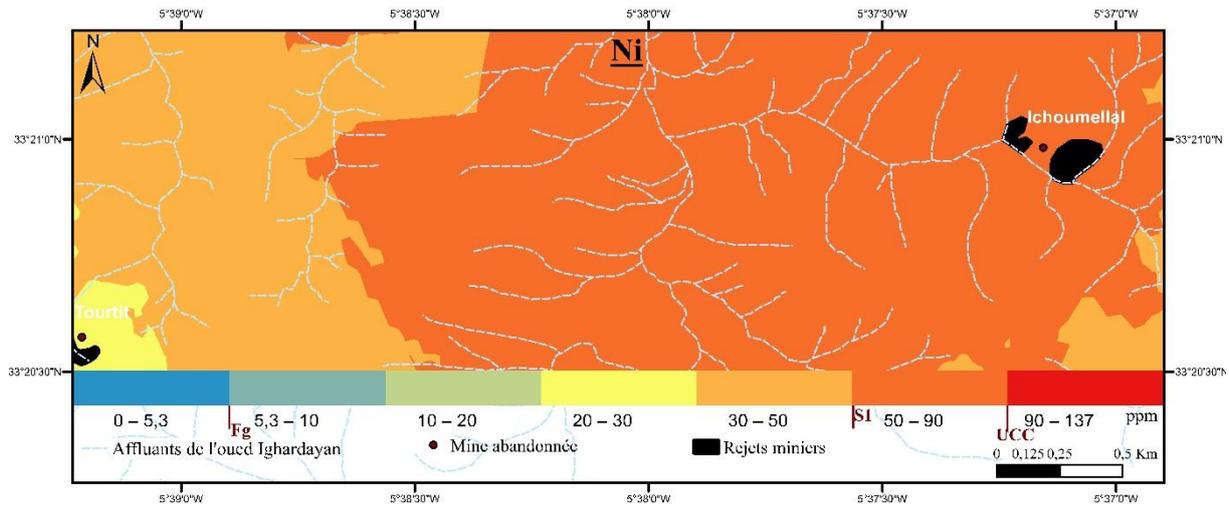


Figure 37 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Nickel dans les sédiments fluviaux

- **Le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu) :**

Le Zn et Cu représentent des concentrations moyennes de l'ordre de (98 et 32 ppm respectivement), ils ne montrent aucune contamination sur l'intégralité de la zone d'étude (Fig.38 et 39) avec des valeurs qui restent inférieures au niveau S1 (limite de détection d'une contamination), à l'exception de quelques points situés au niveau de la mine Tourtit représentés par les échantillons : 1 appartenant aux rejets de fonderie-Tourtite et 7 localisés dans les sédiments fluviaux, ce qui montre un fort enrichissement en Zinc.

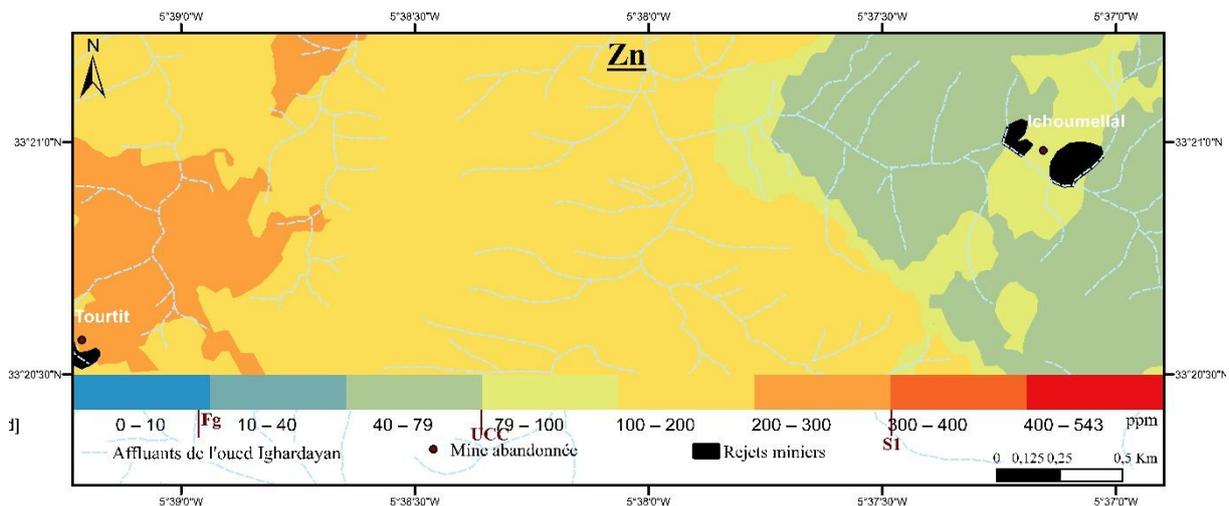


Figure 38 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Zinc dans les sédiments fluviaux.

À la lumière de ces distributions, une contamination polymétallique, à origine anthropique, est fortement probable dont la source principale correspond aux rejets miniers non-traités, exposés à l'air libre et dont l'effet de transport et d'oxydation (eaux-air), ce qui augmente les risques de mobilité, dissolution et toxicité de ces contaminants.

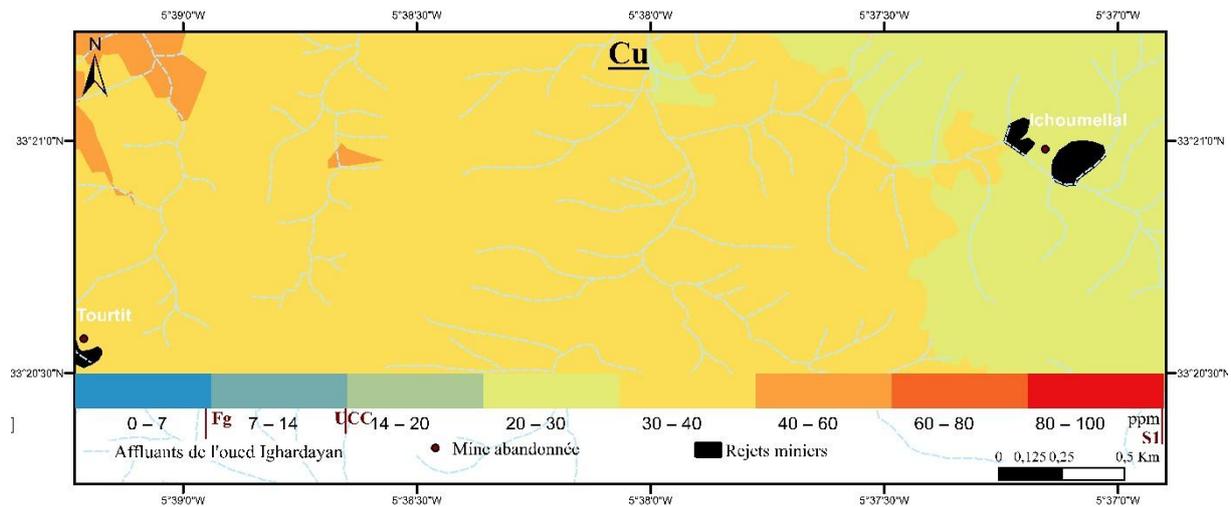


Figure 39 : Carte de distribution spatiale des concentrations en Cuivre dans les sédiments fluviatiles

Les teneurs en éléments traces dans les sédiments échantillonnés des sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal, ont été comparées avec le fond géochimique local de la zone, avec la composition géochimique de la croûte terrestre (UCC, Rudnick & Gao 2003) et avec les normes de la qualité des sédiments fixés par l'Arrêté du 9 Août 2006 ;NOR: DEVO0650505A3 (Version consolidée au 16 janvier 2018). Les normes législatives suivies pour cette étude représentent la qualité des sédiments extraits de cours d'eau ou canaux, appréciée au regard des seuils de la rubrique 3.2.1.0 de la nomenclature dont le niveau de référence S1 (niveaux relatifs aux éléments traces métalliques «ETM»). Ces références servent au choix de la procédure administrative d'évaluation des sédiments mais ne préjugent éventuellement pas la toxicité des sédiments ou leurs principaux polluants (NOR: DEVO0650505A3). Les points d'échantillonnages au niveau de la zone d'étude sont représentés par trente-neuf échantillons. Les résultats obtenus sur la distribution spatiale des concentrations des éléments traces qui dépassent le niveau S1 (Sb, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Ni et Cr), sont représentés sous forme de cartes. Des anomalies géochimiques se localisent autour des deux mines Tourtit et Ich-Ou-Mellal avec des concentrations importantes en Antimoine (Sb), Cadmium (Cd), Plomb (Pb) et Arsenic(As) qui dépassent largement les seuils de la qualité des sédiments fluviatiles, dont les plus grandes concentrations sont enregistrées au niveau des rejets des deux mines abandonnées. Le chrome (Cr) et le nickel (Ni) représentent un attachement presque lié à la mine Ich-Ou-Mellal avec une grande répartition sur la quasi-totalité de la zone d'étude. Ces deux éléments dépassent (par endroit) légèrement à fortement les seuils et ne représentent aucune liaison avec les rejets d'Ich-Ou-Mellal ou Tourtit ce qui peut indiquer une origine probablement naturelle. Le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu) ne montrent aucune anomalie géochimique sur l'intégralité de la zone d'étude, dont les valeurs restent inférieures au niveau S1, sauf pour deux points d'échantillonnages concernant le Zn, situés au niveau de la mine Tourtit représentés par des échantillons (1: Rejets de fonderie-Tourtit ; Zn = 337.68 ppm et 7: Sédiments fluviatiles; Zn = 54.98 ppm) qui montrent un fort enrichissement en Zinc. La présence de ces éléments traces dans les rejets et les sédiments fluviatiles montre leur existence dans la roche minéralisée, mais

leur distribution est souvent originaire des rejets miniers, ce qui explique leur grande distribution due probablement à l'oxydation, la faible superficie occupée par le matériel des rejets miniers et leurs expositions aux agents atmosphériques. La remobilisation des éléments traces métalliques à partir des rejets miniers sous le contrôle climatique conduit à leur distribution sur des grandes surfaces et accumulation dans les sédiments fluviaux.

III.2.3.3. Stocks métalliques des rejets miniers et leurs impacts sur la qualité des sédiments fluviaux :

III.2.3.3.1. Stocks métalliques des rejets de traitement minier :

L'évaluation des stocks métalliques dans les rejets miniers meubles en comparaison avec les stocks superficiels des sédiments fluviaux, est une estimation simplifiée des volumes des sédiments des Oueds échantillonnés et leurs stocks métalliques en tonnes. Les variations de densité des sédiments et des rejets miniers ne sont pas prises en compte dans cette approche, seule une valeur moyenne d'épaisseur et de densité est considérée à partir des observations sur le terrain. Néanmoins, pour une évaluation plus approfondie, les mesures de variation des paramètres in situ (dont nous ne disposons pas complètement) est nécessaire. La formule suivante est alors plus adaptée à l'information disponible pour cette évaluation (Tessier 2012):

$$S_i = \int_{x,y \min}^{x,y \max} (\Delta x \times \Delta y) \times \Delta z \times d \times (C_{x,y}^i - C_b^i)$$

S_i : Stock Métallique (en tonnes); z : épaisseur moyenne (=0.05m) ; x et y : longueur et largeur de la maille étudiée (en mètres) ; d : densité moyenne (= 0.2 t/m³) ; $C_{x,y}^i$: concentration moyenne de l'ETMi sur la surface étudiée ; C_b^i : concentration du fond géochimique de l'élément (i).

La répartition spatiale des stocks métalliques (S_i), montre des valeurs très élevées au niveau des deux sites miniers abandonnés, correspondant aux échantillons des rejets de traitements miniers et les sédiments fluviaux voisins, ces stocks confirment que les stocks métalliques sont originaires des rejets miniers meubles (Fig. 40).

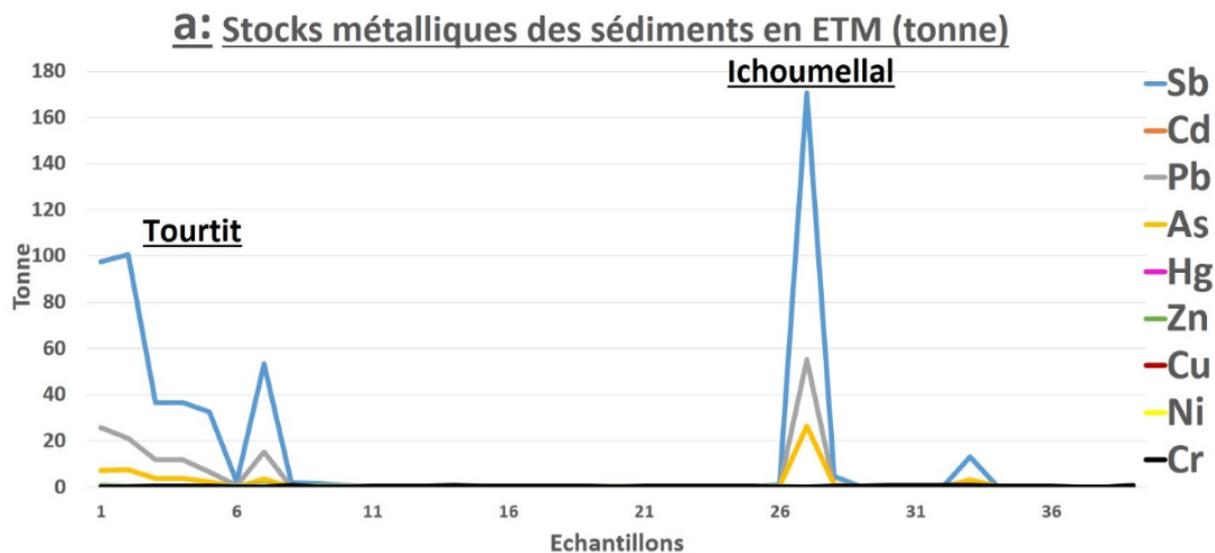


Figure 40 : Diagramme des tonnages en ETM dans les sédiments autour des zones minières

La valeur moyenne du stock global d'ETM (Sb, Pb, As, Cr, Zn, Ni, Cu, Cd, Hg), est égal à une concentration de l'ordre de 20,28 tonnes sur la totalité de la zone échantillonnée (rejets et sédiments fluviaux), dont 70% de ce poids est occupé par l'antimoine (Sb) ; 19% par le plomb (Pb); 7% par l'arsenic (As) et 3% du reste des ETM (Cr, Zn, Ni, Cu, Cd et Hg). Les tonnages moyens obtenus pour l'ensemble des échantillons prélevés sont compris entre 14.19t (Sb) et 0.0004t (Hg). Par contre ceux du fond géochimique local, sont compris entre 0.04t (Sb) et 0.00024 kg (Hg) (Fig.41). Après une comparaison entre ces deux stocks moyens, on constate que les stocks métalliques sont plus que 300 fois supérieurs aux teneurs naturelles apportées par le fond géochimique en (Sb); 195 fois supérieurs en (Pb); 170 fois supérieurs en (As); 10 fois supérieurs en (Zn); et 20 fois supérieurs aux concentrations naturelles en (Ni, Cd, Cu, Hg et Cr).

En considérant que les rejets miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal s'étalent sur une superficie respectivement égal à 1000 m² et 3000 m². En termes de hauteur, ces rejets miniers se sont accumulés sur 5 m au niveau de Tourtit et 20 m près d'Ich-Ou-Mellal. A la lumière des tonnages métalliques globaux obtenus sur la totalité de la zone d'étude, et suivant la même méthode de calcul élaborée par Tessier 2012, les résultats obtenus montrent des stocks importants au niveau des rejets miniers seuls, dont les stocks en antimoine (Sb) plomb (Pb) et l'arsenic (As), atteignent des valeurs moyennes respectives : 1208,5t ; 373t et 177,5t. L'importance des teneurs en éléments dans les rejets miniers d'Ich-Ou-Mellal par rapport à ceux de Tourtit (Fig. 41), est probablement due à la présence des rejets plus grossiers qui résistent à l'érosion et à l'altération hydrochimique provoquées par les agents atmosphériques au niveau d'Ich-Ou-Mellal, avec une faible libération des éléments traces métalliques contrairement à ceux plus fins de Tourtit.

b: Comparaison des stocks métalliques (Si) des rejets miniers et du fond géochimique local (tonne)



Figure 41 : Diagramme de comparaison des tonnages en ETM dans les rejets des deux sites miniers

III.2.3.3.2. Identification des sources en ETM :

Afin de visualiser les relations existantes entre les principales variables intervenant dans le processus de contamination des sédiments par les ETM, nous avons fait appel à l'analyse de la composante principale (ACP). La matrice de corrélation de la composition en ETM est présentée dans la Figure 42. Les résultats obtenus par cette méthode montrent une présence de diverses sources anthropiques fixes ou diffusives des ETM. Les sources fixes identifiées dans la zone d'étude sont les rejets miniers des deux mines abandonnées (Tourtit et Ich-Ou-Mellal) qui sont à l'origine d'une pollution polymétallique causée principalement par les enrichissements en Sb, Pb, As Cd et Hg. La source mobile probable correspondrait aux sédiments fluviaux à forte contamination transportés notamment par les eaux de surface. Aussi, les sédiments sont considérés comme une deuxième source de pollution, après le facteur anthropique. Les résultats de l'ACP, (Fig.42) révèlent que les deux axes principaux (F1 et F2) représentent une valeur statistiquement significative (57.91%) du comportement des ETM entre les points d'échantillonnage.

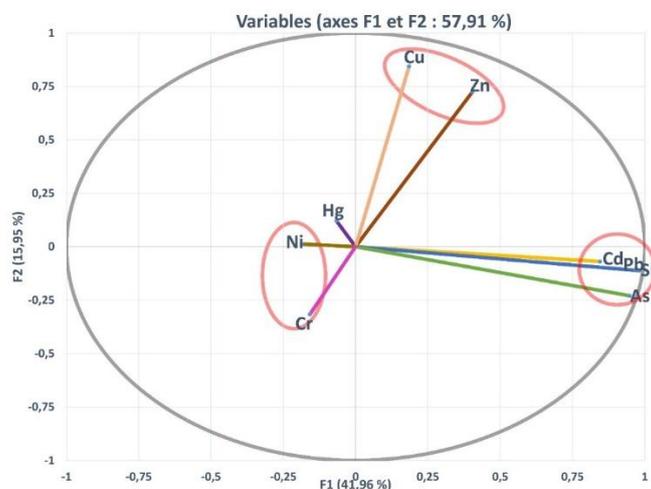


Figure 42: Diagramme ACP de corrélation entre les ETM.

Les axes F1 et F2 montrent des nuages de trois groupes de points dont l'antimoine qui représente une évolution vers les variables (Cd, As, Sb et Pb) à droite de l'axe F1 (Fig.42). Ce groupe d'éléments représente une anomalie confirmée par les valeurs naturelles de coefficients de corrélation Sb/Pb, Pb/As, Sb/As, Cd/As, Cd/Pb, et Sb/Cd dans la roche et les teneurs élémentaires dans les rejets de traitement et sédiments fluviaux. Ces résultats sont aussi conformes avec une étude antérieure sur la zone d'étude (Dabi 2007).

On note par ailleurs l'individualisation de trois regroupements élémentaires indiquant la présence de diverses sources d'anomalies géochimiques fixes et diffuses. Les sources fixes identifiées dans la zone d'étude sont les rejets de traitements (libération facile des ETM) et la roche naturelle riches en Sb, Pb, As, Cr, Ni, Zn, Cu et Hg. La source diffuse est probablement liée aux sédiments fluviaux à fort degré de géoaccumulation des éléments nocifs (Sb, Pb, As, etc...) qui sont considérés comme une source secondaire de pollution (Ahmedat et al. 2018 a). La corrélation entre les teneurs en ETM dans les différents types d'échantillons après identification des sources d'anomalies géochimiques, montre une ségrégation évidente entre les concentrations en ETM dans les rejets de traitement fins et rocheux. La corrélation négative entre Sb, Cu et Ni pourrait s'expliquer par les différentes origines naturelles de ces éléments. Par ailleurs, la bonne corrélation entre les éléments métalliques (Pb/Sb, Pb/Cd, Pb/As, Pb/Hg, As/Cd, As/Hg, Hg/Cd, Cu/Zn, Cu/Cr et Zn/Cr) atteste que ces éléments ont la même origine naturelle avec des concentrations variables (Tab.3).

Tableau 3 : Tableau corrélatif par la méthode ACP de Pearson des teneurs éléments traces métalliques dans les rejets rocheux, rejets de traitement et sédiments fluviaux de la zone d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal. En gras : valeur significatives et importantes.

Variables	Sb	Cd	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Ni	Cr
Sb	1	-0,068	0,328	-0,039	-0,002	-0,186	-0,266	-0,457	-0,145
Cd		1	0,916	0,985	0,960	-0,196	-0,179	-0,053	-0,445
Pb			1	0,931	0,889	0,135	0,102	-0,288	-0,292
As				1	0,958	-0,152	-0,146	-0,177	-0,416
Hg					1	-0,215	-0,241	-0,185	-0,459
Zn						1	0,722	-0,142	0,674
Cu							1	0,015	0,648
Ni								1	0,192
Cr									1

D'un autre côté, l'ACP fait ressortir deux groupes d'éléments distincts : (i) Le groupe : Sb, Pb, Cd, As et Hg. (ii) Le groupe Cu, Zn et Cr. Les éléments de chaque groupe montrent des corrélations positives entre eux. Cependant, la corrélation est négative entre les éléments des deux groupes. Cela indiquerait l'existence de deux sources d'anomalies géochimiques. Une première source qui serait naturelle et représentée par la roche minéralisée et encaissante considérée non polluante, puis une deuxième source

qui serait d'origine anthropique et directement en relation avec les rejets de traitement minier où les ETM seraient plus libres et facilement transportables et oxydables par les eaux superficielles, considérée comme source de pollution.

III.2.4. Conclusion :

L'analyse des sédiments fluviaux a révélé une forte pollution en éléments traces métalliques «ETM» autour de ces mines. Cette pollution est directement liée au stock métallique en Sb, Pb et As des rejets miniers qui a pu être remobilisé et transporté par le réseau hydrographique induisant un impact sur l'environnement. Les résultats de ce travail encouragent la reprise de l'exploitation des rejets et du potentiel minier du secteur de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Cela permet en même temps d'éradiquer la source de pollution en ETM dans la région. L'évaluation minéralogique et géochimique des composantes métalliques des rejets rocheux et meubles considérés stériles durant l'exploitation des deux sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal entre 1940 et 1979, révèle des concentrations métalliques encore existantes dans la roche avec des quantités importantes, sous différentes formes cristallines. Cet enrichissement traduit une richesse variable des sulfures d'antimoine et fer, matérialisée par la stibine (Sb), zinkénite ($Pb_6Sb_{14}S_{27}$) et l'arsénopyrite ($FeAsS$). Les rejets de traitement renferment aussi des teneurs importantes en ETM associables aux minéralisations des rejets rocheux. Ces rejets représentent des tonnages moyens importants en Sb (1208,5t); en Pb (373t) et en As (177,5t). Les estimations métalliques montrent des stocks métalliques plus importants au niveau des rejets miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal avec des concentrés de 60% Sb ; 15% Pb et 7% As. Ces réserves dépassent largement les évaluations anciennes à la fin de l'exploitation des deux sites miniers menés par l'Institut de Belgrade (géologie des gites minéraux Marocains Tome I. 1980) sur ces mêmes rejets miniers montrant qu'ils sont traitables par flottation et pourront fournir des concentrés à : 40 % Sb ; 8 à 10% Pb ; 2,5% As et 1% Zn. Par ailleurs, à noter que les concentrations élevées stockées dans les rejets miniers, peuvent être réparties sous deux formes principales : (i) une forme minéralogique relativement stable représentée par les rejets rocheux et (ii) une forme chimique à éléments libres non stables stockés par les rejets de traitement. Cette deuxième forme est considérée toxique dans l'environnement, à cause de sa forte capacité d'oxydation, transport et incorporation dans les différents systèmes environnementaux. Avec ces grands tonnages évalués, les rejets de traitements sont exposés depuis la fermeture de la mine, aux agents climatiques à forte pluviométrie durant les périodes humides, ce qui a facilité la libération et le transport des grandes quantités des stocks en ETM et leurs vastes distributions dans le système fluvial de la zone d'étude.

III.3. Etude de la mobilisation spatiale des éléments traces métalliques toxiques dans les sédiments fluviaux dans les zones minières abandonnées de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal.

III.3.1. Introduction :

Cette étude est un diagnostic de l'état géochimique actuel des sédiments superficiels (0-5cm) par l'analyse de la distribution, de la contamination et le degré de toxicité représenté par neuf éléments traces (Sb, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Ni, Cr et Hg), qui sont considérés comme des contaminants dangereux dans le milieu aquatique. 114 échantillons ont été collectés au niveau des affluents de l'oued Ighardayane sur une superficie de 15Km² dans la partie NE du Maroc Central où sont localisées les deux mines abandonnées Tourtit et Ich-Ou-Mellal qui font l'objectif de cette étude. Ce nombre considérable d'échantillons nous a permis d'avoir une base de données importante pour l'évaluation des apports anthropiques menés par les rejets miniers et pour l'examen de la contamination et l'effet écologique des ETM sur la qualité des sédiments. Plusieurs approches ont été utilisées pour cette diagnostic tels que (i) le facteur d'enrichissement (EF), (ii) l'indice de géoaccumulation (Igeo), (iii) l'indice de pollution (IPS), (iv) l'effet probable des concentration-quotients (PEC-Qs) et (v) le potentiel risque écologique (PERI), qui impliquent un modèle de distribution de la qualité des sédiments en comparaison avec les valeurs guides de la qualité des sédiments. Les résultats obtenus représentent une contamination polymétallique élevée par la Sb, As, Pb and Cd aux alentours des zones d'exploitation minière. Malgré cette multi contamination, 71% des sédiments échantillonnés ne représentent pas un risque considérable sur l'écologie du milieu aquatique, 8% ont un potentiel toxique et 17% représentent un potentiel de toxicité dangereux par trois éléments (Hg, Cd et Pb). Ces derniers font partie de deux zones (i) la première est au niveau des deux mines abandonnées marquée par un degré élevé de contamination et de toxicité causé par le Cd et Pb, (ii) et une deuxième zone localisée dans la partie nord (non exploitée) de la zone d'étude, marqué par une contamination et une probable toxicité causées par le Hg. La distribution similaire de la contamination et toxicité potentielle par les ETM est un indice fort sur une même source de pollution des sédiments qui correspond aux rejets miniers où nous avons enregistré les plus grands degrés de contamination et toxicité. Par conséquent des analyses écotoxicologiques et un aménagement de qualité des sédiments devraient être effectués pour le contrôle de qualité du milieu aquatique.

III.3.2. Matériels et méthodes :

L'échantillonnage pour cette étude a été effectué le long du réseau fluvial (Stream sédiment). 114 points d'échantillonnage ont été sélectionnés sur des cartes topographiques au 1/50.000 puis retrouvés sur le terrain à l'aide du GPS (MAP 60C GARMIN), (Fig.43). Le prélèvement des sédiments a été mené sur une faible profondeur (0 à 5 cm), à l'aide d'une pelle en plastique, avec la précaution d'un nettoyage à l'eau distillée après chaque échantillonnage pour éliminer tout risque de contamination. Les sédiments

échantillonnés ont été numérotés et mis dans des sacs en plastique sulfurisés, fermés hermétiquement puis placés dans une glacière à 4°C.

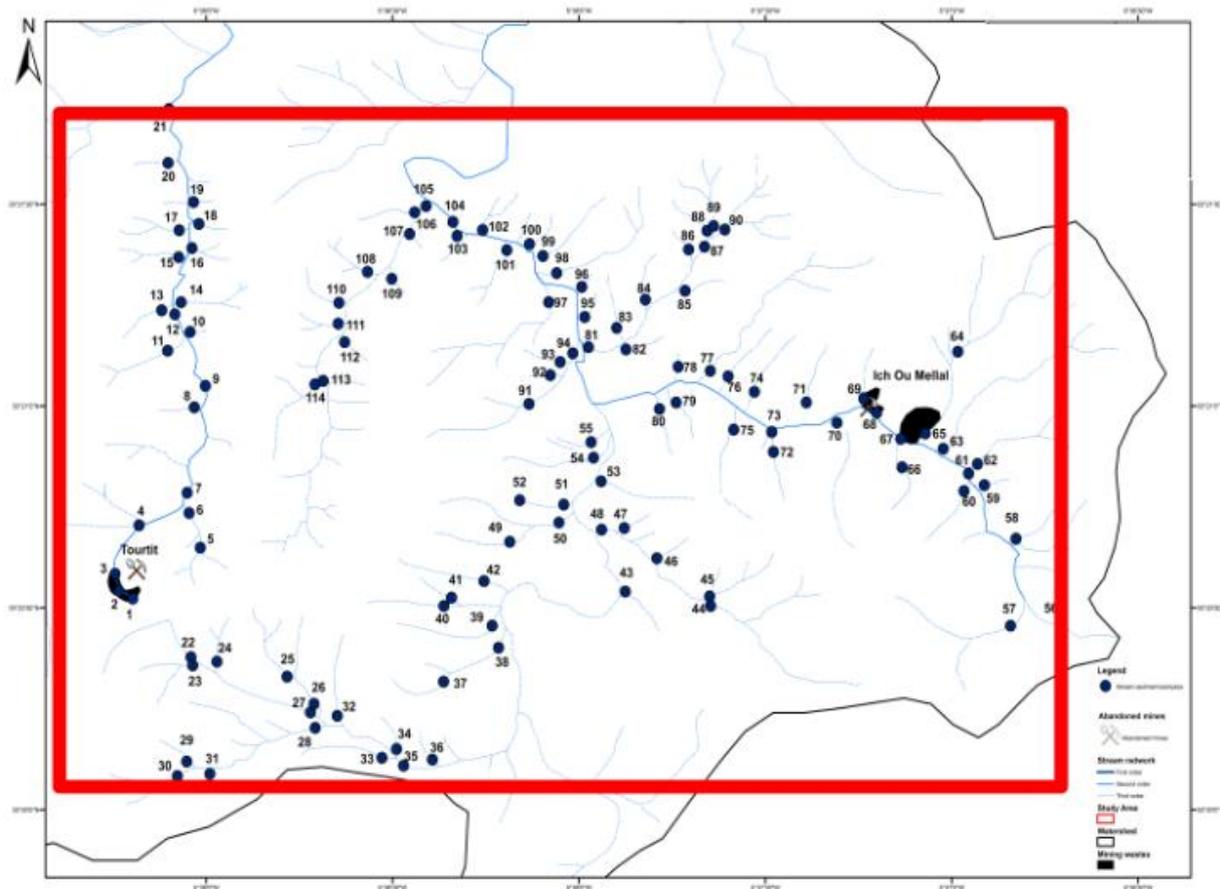


Figure 43 : Carte d'échantillonnage des sédiments fluviaux et rejets miniers sur l'ensemble de la zone d'étude

Au laboratoire, les sédiments sont séchés dans une étuve entre 50 et 60°C, puis tamisés à sec afin d'éliminer la fraction > 2mm. Toujours dans le souci d'éviter toute contamination possible, nous avons utilisé des tamis normalisés en nylon que nous avons nettoyé à l'alcool mélangé avec l'Eau MilliQ après le passage de chaque échantillon.

Les sédiments de fraction < 2 mm ont été quartés pour récupérer environ 200 grammes que nous avons porphyrisés dans un broyeur à billes d'agate. Les poudres ainsi préparées ont été envoyées au Laboratoire de l'Office National des Hydrocarbures des Mines (l'ONHYM) pour analyses chimiques.

Les analyses chimiques ont été réalisées par la technique de spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS), conformément à la norme NEN-EN-ISO 11466, 1995 (norme spécifique pour analyse de la qualité des sédiments). Ces analyses visent à mesurer les concentrations des ETM et un certain nombre d'éléments majeurs ciblés (Sb, As, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr et Al). Les éléments majeurs comme l'aluminium (qui a été utilisé pour le calcul du fond géochimique local) ont été analysés par Spectrométrie d'Adsorption Atomique (AAS). Le mercure (Hg) a été dosé par spectrométrie

d'adsorption atomique (AMA : Advanced Mercury analyses 254). L'analyse à blanc des réactifs et les doubles d'échantillons ont été utilisés pour s'assurer de la précision des analyses.

Les mesures physicochimiques réalisées sur les sédiments fluviaux sont le pH à l'aide d'un pH-mètre à électrode en verre (Marque HANNA), le potentiel redox (Eh) a été mesuré in situ à l'aide d'un pH mètre et d'un mètre mV de Hanna. Le carbone organique total et l'azote total (COT et TN) ont également été utilisés pour calculer l'indice de bioproduction (PBI) dans les échantillons de sédiments et ont été déterminés à l'aide de l'analyseur élémentaire Verio MAX cube CNS. Les analyses granulométriques ont été élaborées à l'aide d'une tamiseuse à vibrations de Fritsch, sur des sédiments de 100 g qui sèchent à 50 ° C dans un incubateur de Binder. Un contexte géochimique local a été élaboré pour être utilisé dans cette étude pour le traitement des données. Les cartes de répartition spatiale des statistiques ont été réalisées à l'aide d'ArcGis.10.2 par ESRI. Les approches utilisées pour l'évaluation environnementale dans cette étude sont les suivantes:

III.3.2.1. Facteur d'enrichissement (FE) :

Ce facteur a été élaboré par Hilton et *al.* (1985) sur la base d'une comparaison directe entre les valeurs mesurées des ETM et celles du fond géochimique régional. Les concentrations des ETM mesurées dans notre étude ont été normalisées à base de la géochimie des concentrations des éléments conservatifs, tels que Al, Fe, Th, Ti et Zr, afin d'éviter toute surestimation ou sous-estimation de l'effet de ce facteur d'enrichissement sur les sédiments de la zone d'étude (Hilton et *al.* 1985, Reimann et Garrett 2005). La normalisation des teneurs mesurées est une étape très importante qui nous a permis de corriger l'effet de l'influence de la nature des sédiments pour éviter leur intervention sur la distribution des contaminants existants. L'EF normalisé est défini par la concentration de l'élément considéré nocif, mesuré dans l'échantillon, divisé par la concentration du fond géochimique (Hilton et *al.* 1985, Cukrov et *al.* 2011).

Le calcul d'EF est donc élaboré selon la formule suivante :

$$FE = (Me/X)Ech. / (Me/X)Fg$$

Avec : Me = Concentration en Élément ; X= (Al, Fe, Th, Ti, Zi), Fg= Fond géochimique.

Ce facteur est subdivisé en cinq classes selon Sutherland (2000) :

Valeur du FE	Degré de contamination
EF < 2	Enrichissement négligeable à faible
2 ≤ EF < 5	Enrichissement modéré
5 ≤ EF < 20	Enrichissement significatif
20 ≤ EF < 40	Enrichissement très élevé
EF ≥ 40	Enrichissement extrêmement élevé

III.3.2.2. Indice de géoaccumulation (Igeo) :

L'indice Igeo est développé par Müller (1969) et Tessier et *al.* (2011) pour confirmer les indications fournies par le calcul du facteur d'enrichissement (EF). Il se calcule selon l'équation suivante :

$$Igeo = \text{Log2} [Me/1,5Fg]$$

Avec 1,5 = Coefficient de correction pour éviter l'erreur qui peut être causée par les variations lithologiques ; Me = Concentration en élément et ; Fg = Fond géochimique.

L'Igeo est divisé en cinq classes principales :

Valeur d'Igeo	Degré de pollution
$Igeo < 0$	Fond géochimique
$1 \leq Igeo < 2$	Non pollué à légèrement pollué
$2 \leq Igeo < 3$	Légèrement à moyennement pollué
$3 \leq Igeo < 4$	Moyennement Pollué
$4 \leq Igeo < 5$	Fortement Pollué
$5 \leq Igeo$	Extrêmement pollué

III.3.2.3. Indice de pollution des sédiments (IPS) :

En fonction des concentrations des ETM (Cr, Zn, Ni, Cu, Pb et Cd), leur toxicité relative par facteur pondérateur (W) et le facteur d'enrichissement (EF), Rubio et al. (2000) et Singh et al. (2002), ont défini l'indice de pollution des sédiments (IPS) comme une somme linéaire de ces variables. Le poids de chaque métal en fonction de sa toxicité relative est inversement corrélé à la teneur limite en métaux dans une formation de schistes. Selon (Rubio et al. 2000, Singh et al. 2002), chaque élément a un poids attribué : 1 pour le Cr et Zn à cause de leurs faible toxicité ; 2 pour le Ni et Cu ; 5 pour le Pb et 300 pour le Cd qui est le plus toxique parmi tous ces éléments. La formule de calcul de l'IPS est la suivante :

$$IPS = \sum FE Me \times W Me / \sum W Me$$

Avec FE = Facteur d'enrichissement ; Me = Concentration élément ; W = facteur de pondération. L'indice IPS distingue cinq classes de qualité de sédiment selon Rubio et al. 2000 et Singh et al. (2002) :

Valeur du IPS	Qualité du sédiment
$0 \leq IPS < 2$	Sédiment sain
$2 \leq IPS < 5$	Sédiments faiblement pollués
$5 \leq IPS < 10$	Sédiments moyennement pollués
$10 \leq IPS < 20$	Sédiments très Pollués

III.3.2.4. Effet probable de la concentration-quotions (EPC-Qs) :

Le PEC-Qs (MacDonald et *al.* (2000) et Burton (2002)), est élaboré pour évaluer l'intoxication des sédiments par les ETM et leur effet probable sur l'environnement. Ce paramètre est défini par deux seuils :

- La TEC (Threshold Effect Concentration) : Correspond à la limite minimale, au-dessous de laquelle les sédiments contaminés représentent un risque de toxicité très faible à négligeable. Il est calculé selon la formule suivante :

$$TEC - Qs = \left[\sum_1^i [Mz+]/TEC \right] / N$$

- La PEC (Probable Effect Concentration) : Correspond à la limite maximale au-dessus de laquelle des effets d'une toxicité très élevée sont fréquemment observés. Il est calculé selon la formule suivante :

$$PEC - Qs = \left[\sum_1^i [Mz+]/PEC \right] / N$$

Où: (Mz +): concentration en métal (x); PEC et TEC: la limite définie pour ce métal (x); N: nombre de métaux considérés dans ce calcul.

Les valeurs comprises entre la TEC et la PEC indiquent qu'il n'y a qu'un seul contaminant qui peut être probablement toxique dans les sédiments. Les indices de contamination PEC-Qs (PEC-quotients) définis par MacDonald et *al.* (2000) permettent de définir le degré de toxicité des sédiments, basé sur les teneurs des métaux, des PCB (Polycyclic aromatic hydrocarbons), PAH (Polychlorinated biphenyl) et pesticides. Mais seuls les métaux sont pris en considération dans ce travail afin de montrer la relation entre les concentrations totales des contaminants et leurs toxicités dans sédiments.

Ces indices ont été calculés selon les formules suivantes :

$$PEC - Qs = \left[\sum_1^i [Mz+]/PEC \right]$$

Avec M^{2+} = La concentration d'un métal x ; PEC et TEC = Seuils définis pour le métal x ; N = nombre de métaux considérés.

En se basant sur les données écotoxicologiques de PEC-Qs, MacDonald et *al.* (2000) ont distingué quatre classes de Toxicité des sédiments :

Valeur du PEC-Qs	Degré de toxicité du sédiment
PEC-Qs $\leq 0,1$	18% de toxicité probable

$0,1 \leq \text{PEC-Qs} < 1,0$	21% de toxicité probable
$1,0 \leq \text{PEC-Qs} < 5,0$	42% de toxicité probable
$\text{PEC-Qs} \geq 5,0$	75% de toxicité probable

III.3.2.5. Indice potentiel de risque écologique (PERI) :

Le calcul de PERI est une approche mathématique pour déterminer l'endommagement écologique des sédiments par les ETM. Selon (Håkanson 1980 ; Krupadamet et al. 2006, Guo et al. 2010, Fu et al. 2013 et Agnieszka et al. 2016), l'PERI pour les ETM (TE-PERI) est calculé selon la formule suivante :

$$\text{PERI} = \sum_i^m E_r^i = \sum_i^m T_r^i \times C^i f = \sum_i^m T_r^i \times C^i / C_n^i$$

Avec E_r^i = le potentiel de risque écologique des ETM (ETM) ; T_r^i = le facteur réponse toxique; C_f = facteur de contamination calculé ; C^i = la concentration en élément (i) ; C_n^i = le fond géochimique de l'élément (i).

Le facteur de contamination (C_f), pour cette étude est représenté par le facteur d'enrichissement (FE) normalisé, puisque les deux facteurs se basent sur le même principe de calcul. Le facteur de réponse toxique (T_r) dépend de la valeur de pondération attribuée à chaque élément appelé STF (Facteur Sédimentologie Toxique) et de l'indice de bioproduction (BPI) qui est en relation avec l'état trophique du système fluviatile étudié qui contrôle la biodisponibilité des ETM. Selon (Håkanson 1980, TavakolySany et al. 2012, Agnieszka et al, 2016), le BPI peut être calculé avec la teneur totale en nitrogène et la matière organique contenues dans les sédiments.

Selon Håkanson (1980), l'indice PERI est distingué en cinq classes principales :

Valeur PERI	Degré de risque écologique
$Er < 50$	Faible risque
$50 \leq Er < 100$	Risque modéré
$100 \leq Er < 200$	Risque considérable
$200 \leq Er < 400$	Risque élevé
$400 \geq Er$	Risque très élevé

Pour cette étude le BPI moyen des sédiments échantillonnés est égal à 46. Le facteur de réponse toxique (T_r) de chaque élément est calculé selon les relations suivantes (Fiori et al., 2013) :

$Zn = 1 \times (5/BPI)$; $Cd = 30 \times (5/BPI)$; $Hg = 40 \times (5/BPI)$; $Cr = 2 \times (5/BPI)$ et $Cu, Ni, Pb = 5 \times (5/BPI)$.

Les résultats obtenus du facteur (T_r) pour les ETM sont : $T_r^{Zn} = 0.10$; $T_r^{Cd} = 3.26$; $T_r^{Hg} = 4.34$; $T_r^{Cr} = 0.21$; $T_r^{Cu} = 0.54$; $T_r^{Ni} = 0.54$; $T_r^{Pb} = 0.54$.

III.3.3. Résultat et discussion :

III.3.3.1. Paramètres Physico-chimiques des sédiments fluviatiles (0-5 cm):

III.3.3.1.1. Granulométrie

Les fractions granulométriques composantes des sédiments fluviatiles est un paramètre important dans le contrôle de transfert des éléments traces métalliques vers les eaux fluviatiles et nappes phréatiques. La taille des particules sédimentaires, la composition chimique et minéralogique des sédiments sont des facteurs essentiels dans l'étude des comportements d'éléments traces métalliques dans le système fluviatile.

Les sédiments fluviatiles échantillonnés le long des affluents de l'oued Ighardayane sont collectés dans la partie superficielle entre 0 et 5 cm. La fraction sédimentaire $< 2\text{mm}$, a subi un tamisage, dont on a fait sortir trois fractions principales pour cette étude: (i) La fraction argilo-silteuse ; (ii) Les sables fins, (iii) Les sables grossiers.

Les sédiments échantillonnés sont principalement composés de sable fin (Fig.44). L'abondance des sables indique un milieu sédimentaire fortement perméable, avec la faible présence de la fraction $\leq 63\mu\text{m}$ une forte tendance d'infiltration des eaux fluviatiles vers les nappes phréatiques. Les sédiments échantillonnés sont composés majoritairement par des sables silteux (Fig.44).

Les sables sont majoritaires, ils représentent 72 % de l'ensemble des dépôts. Les sables silteux caractérisent 60 % des sédiments échantillonnées. Les argiles sont présentes en quantité importante seulement au niveau de la partie SW de la zone d'étude où se localise la mine de Tourtit avec un pourcentage de 2%. Les pourcentages de la fraction silteuse par rapport au sédiment total sont toutefois extrêmement variables. De l'amont vers l'aval, 69 % des sédiments ont des teneurs significatives des particules fines tandis que 21 % des sédiments localisés en aval sont très pauvres en cette fraction. L'ensemble des sédiments représentent entre 13 à 75 % de particules fines (Tab.4).

La répartition spatiale de la fraction inférieure à $63\mu\text{m}$ dans les sédiments permet de visualiser les dépôts de particules fines au sein des réseaux fluviatiles drainant les deux sites miniers abandonnées. Ces dernières sont abondantes à l'amont de la zone d'étude. Les stations pauvres en particules fines et riches en sable grossier se situent sur tout le pourtour oriental où se localise la mine Ich-Ou-Mellal.

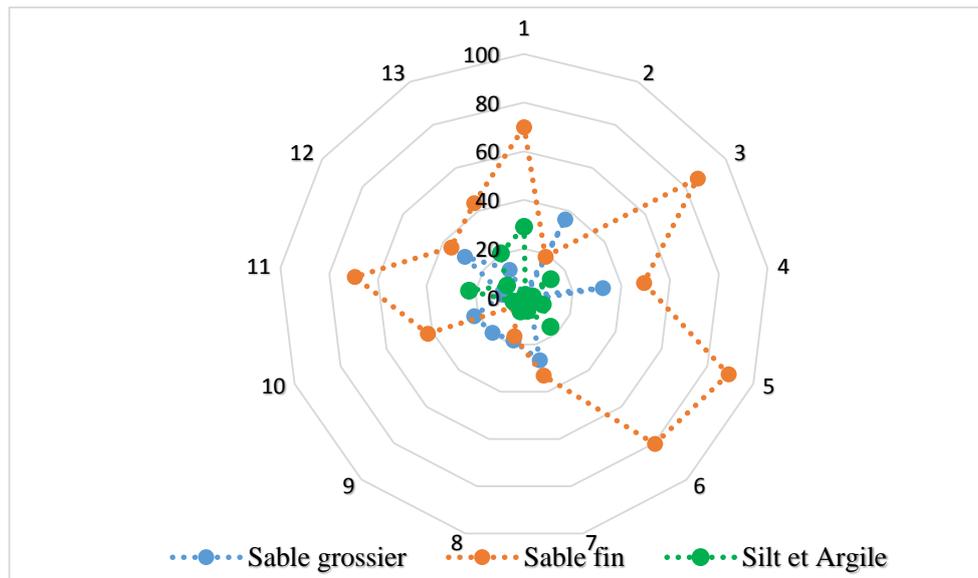


Figure 44 : pourcentages des fractions majeures des sédiments fluviatiles situés près des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

A partir de la distribution spatiale de la fraction fine on peut préciser sa source. A base de leur accumulation au niveau de la zone minière Tourtit, une source probable des particules fines avec des pourcentages qui atteignent 90% (Fig. 44) et qui proviennent des rejets de traitement chimique caractérisés par leur nature sableuse très fine et argileuse. Cela est dû à l'érosion facile de ce type de rejets miniers fragiles. Le transfert de cette fraction est aussi facile mais sous un faible débit des eaux fluviatiles (Tab.1).

Tableau 4 : Pourcentages de principales fractions granulométriques des sédiments fluviatiles de la zone d'étude :

Fraction (%)	Sable grossier	Sable fin	Silt et Argile
Max.	36	89	29
Moy.	16	60	20
Min.	1	5	1

La répartition spatiale montre une évolution régressive des particules fines vers l'aval. Dans la partie Est de la zone d'étude où se localise la mine Ich-Ou-Mellal, l'accumulation moyenne des pourcentages en particules fines dans les sédiments est de 60% en sable fin et 20% en argile et silts. La totalité de ce pourcentage est accumulé principalement au niveau de la mine Ich-Ou-Mellal où s'installent les rejets de tout-venant concassé. Cela peut expliquer la présence des particules fines issues du concassage des roches, par contre le reste de la zones et maqué par une abondance de sable fin et grossier due à la présence des grès quartzitique viséen, qui résistent à l'érosion naturel par les agents atmosphériques.

Les sédiments fluviaux de la zone d'étude composés majoritairement des sables fins avec une abondance locale des sables grossiers à l'aval NE, et une abondance des fractions argilo-silteuses à l'amont auprès des rejets issus de l'activité minière ancienne des deux sites Tourtit et Ich-Ou-Mellal (Fig.45). L'existence de la fraction $<63\mu\text{m}$ est importante dans le comportement des sédiments envers les compartiments externes comme l'eau, dont elle contrôle les échanges eau-sédiment et joue le rôle d'un piège des ETM. Malgré son rôle important la faible présence de cette fraction dans notre zone d'étude ne constitue pas le principal risque mais la source de ces particules fines qui est estimée les rejets miniers riches en ETM, sulfures et produits chimiques. Cela est considéré comme un inconvénient dans la zone d'étude qui peut perturber le fonctionnement de cette fraction qui au lieu d'être un frein (adsorbant) pour certaines quantités d'ETM, elle risque d'être une source potentielle des éléments traces nocifs pour les eaux fluviales et souterraines.

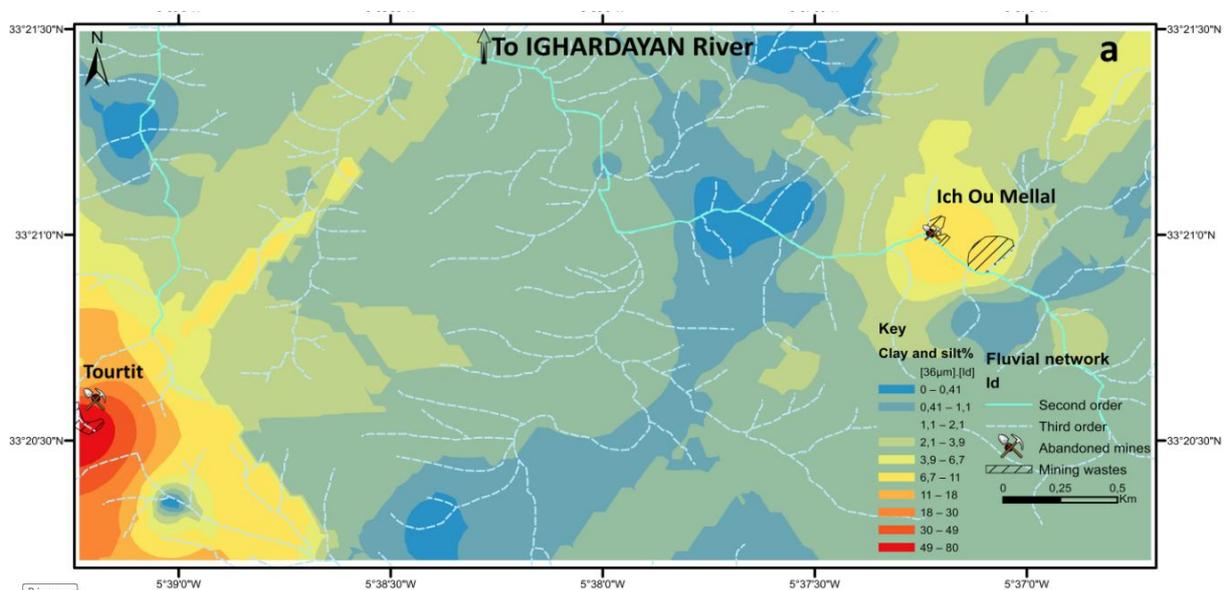


Figure 45 : Carte de distribution spatiale de la fraction argilo-silteuse du secteur d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal.

La granulométrie des échantillons montre une prédominance de sable avec 60 % de l'ensemble des sédiments fluviaux, 20% d'argile et silts, 16% de gravier (Tab.4). La distribution spatiale des fractions $\leq 36\mu\text{m}$ (argile et silts) et $\geq 2\text{mm}$ (Gruviers). La carte de répartition spatiale des sables n'est pas fournie en raison de leur abondance sur l'ensemble de la zone échantillonnée. La distribution spatiale de la granulométrie des sédiments montre une concentration importante d'argiles et silts au site de Tourtit en raison de la présence de déchets de traitements chimiques (Fig. 45); les graviers se concentrent davantage au niveau de la mine d'Ich-Ou-Mellal, ce qui s'explique par la présence de débris rocheux de déchets. La fraction de sable a un pourcentage compris entre 5 et 89% pour chaque point d'échantillonnage (Tab.4). La distribution spatiale des valeurs médianes montre une transition des fractions fines aux fractions moyennes concentrées autour des deux sites miniers, vers des fractions de taille moyenne sur l'ensemble des sédiments de la zone d'étude. La fraction sableuse a abondance de sable montre une agglomération en aval loin des sites miniers sur un affluent qui ne draine aucune mine (Fig.46) ces sédiments fluviaux peuvent être considérés comme de taille normale, c.-à-d. qu'ils ne sont pas influencés par des apports plus fins provenant des rejets miniers.

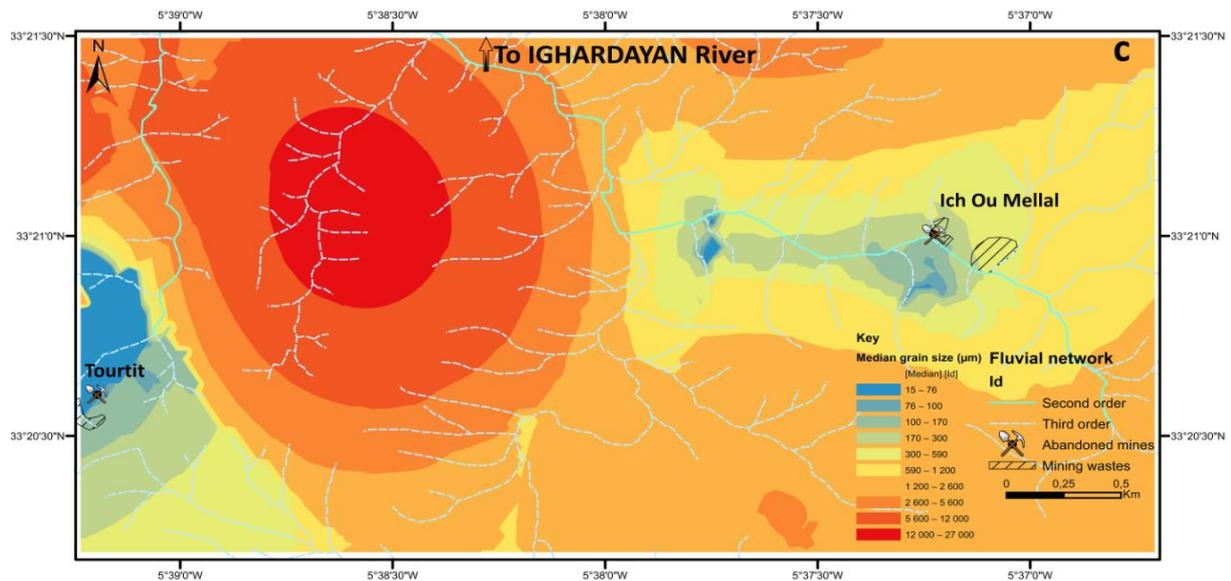


Figure 46 : Distribution spatiale de la fraction sableuse des sédiments fluviaux du secteur d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal.

La fraction la plus grossière des sédiments (graviers) se localise vers l'Est de la zone d'étude, autour du site minier Ich-Ou-Mellal, caractérisé par ces rejets de nature sableuse (Fig. 47). Cela est généralement dû à la présence des fragments de roches de grès et schistes au niveau de ce site minier.

Les valeurs et les distributions obtenues soulignent la présence importante de sables dans les sédiments, ce qui implique que dans cette zone, il y a un transfert efficace de contaminants via le système de pores entre les grains de sable. En effet, plus les sédiments sont fins, plus l'adsorption des polluants est forte (Ujević et al. 2000, Taylor et Boulton 2007), ce qui n'est pas le cas dans notre zone de cours d'eau sableux où la fraction fine est située sur les sites miniers et est constituée dans sa majorité par de fines particules traînantes. La distribution des particules sédimentaires et l'abondance des sables dans la zone d'étude facilitent ainsi le transport des ETM dans les sédiments des cours d'eau.

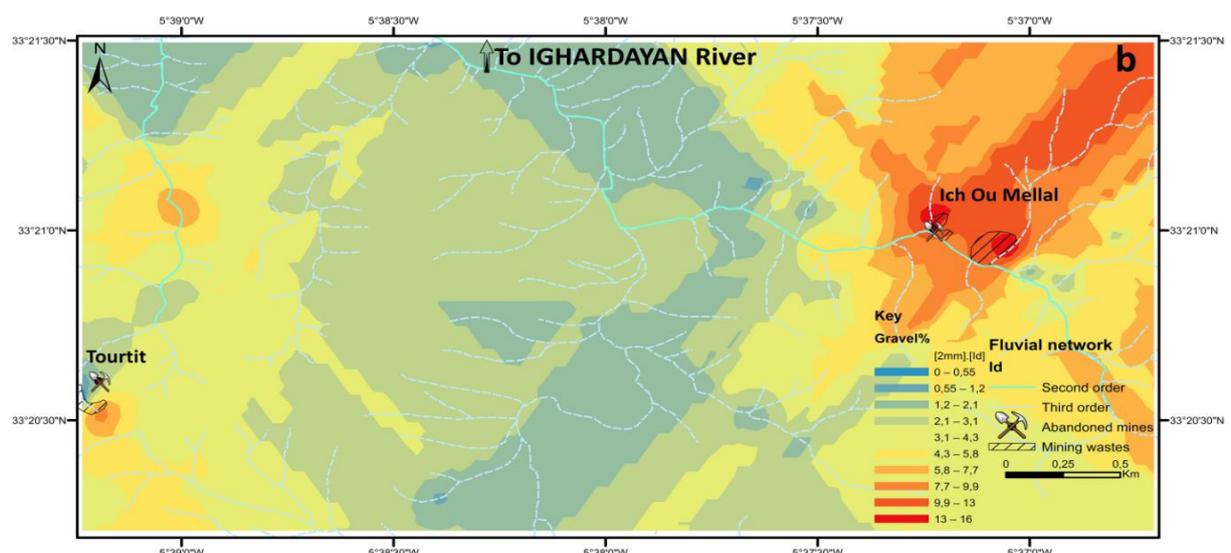


Figure 47 : Distribution spatiale de la fraction grossière (Graviers) des sédiments fluviaux du secteur d'étude Tourtit-Ich-Ou-Mellal.

III.3.3.1.2. Carbone Organique Total (COT):

Les teneurs en carbone organique total (COT) mesurées dans les sédiments varient de 0 à 8% avec une valeur médiane de 2,62% (Tab.5), les concentrations les plus élevées se situant à proximité des deux sites miniers sans aucune relation avec la traînée.

Tableau 5 : Teneurs en pourcentages du carbone organique total (COT) dans les sédiments fluviaux du secteur d'étude :

Substance (%)	COT
Max.	8
Moy.	2,62
Min.	0

Aucune corrélation entre la distribution spatiale du COT et celle des argiles et des limons n'est observée, mais les valeurs médianes montrent clairement une légère corrélation du COT avec les fractions de sable fin et d'argiles présentes aux deux points d'accumulation. Les niveaux de COT augmentent légèrement jusqu'à 8% en s'éloignant des deux sites abandonnés (Fig. 48).

Deux points élevés de concentration élevée du COT sont observés non loin des rejets de la mine. Il convient de noter que les niveaux de COT mesurés dans les sédiments à proximité des deux sites miniers devraient afficher une valeur égal à 8% (Fig.48); par conséquent, ces points correspondent probablement à une zone de clapage de sédiments contaminés provenant des rejets de mines. Par conséquent, l'excès mesuré dans le COT pourrait être lié à la présence d'hydrocarbures dans les sédiments déposés ou de débris végétaux présents dans les sédiments.

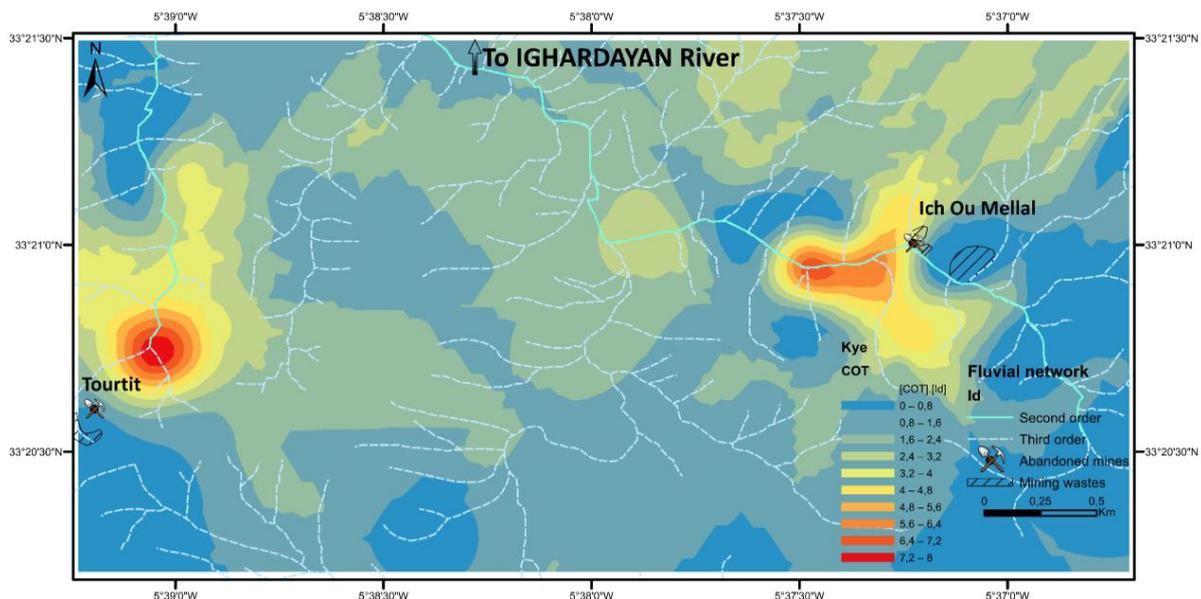


Figure 48 : Carte de distribution spatiale des pourcentages du carbone organique total des sédiments fluviaux.

III.3.3.1.3. Le potentiel hydrogène (pH) et le potentiel redox (Eh) :

Le pH joue un rôle très important dans la mobilisation des métaux. Un pH acide entraîne la dissolution des sels métalliques, la dissolution des phases de rétention et la désorption des cations et des anions (Lions 2004). Par conséquent, la solubilité diminue vers le minimum pour augmentation du pH, puis augmente lorsque l'élément est sous la forme anionique. Certains métaux sont plus ou moins mobiles en fonction de leur état de potentiel redox. Le pH des échantillons montre une forte acidité des rejets miniers dans les sédiments alcalins avec un pH compris entre 2 et 8. La distribution spatiale des valeurs de pH montre deux zones d'acidification entourant les deux sites abandonnés où le pH est compris entre 2 et 5. , et augmente légèrement au bord des zones minières (Fig.49). Un pH neutre à basique caractérise les sédiments situés entre les deux sites miniers (Fig.49).

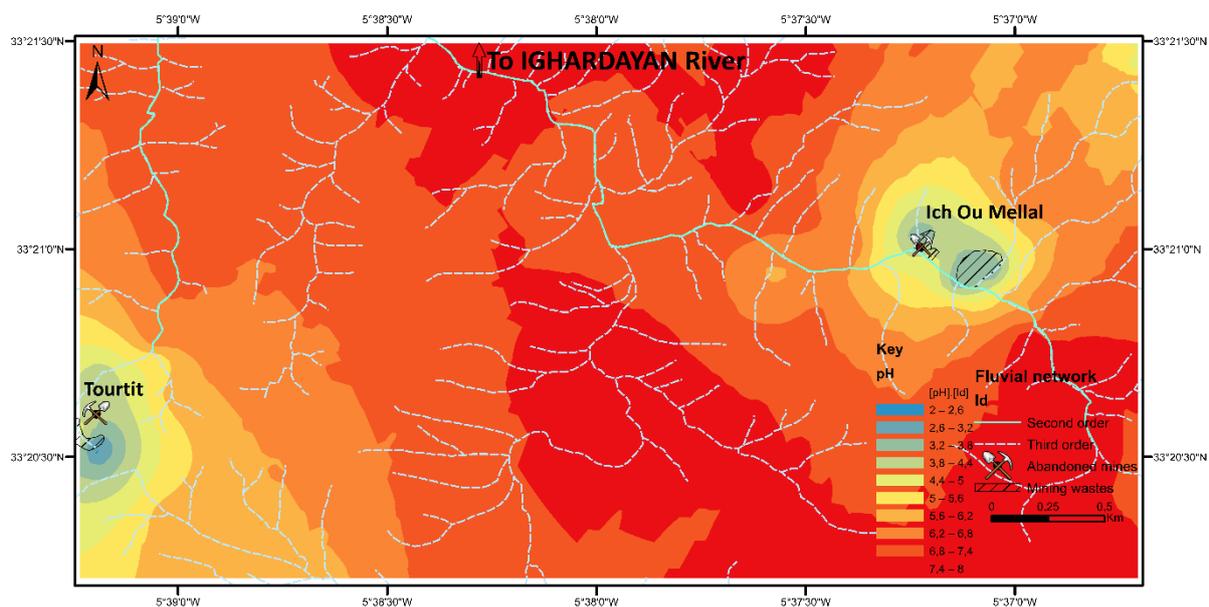


Figure 49 : Distribution spatiale du potentiel hydrogène pH des sédiments fluviaux de la zone d'étude

Les valeurs de potentiel redox mesurées indiquent des conditions oxydantes, avec un Eh compris entre 1000 et 300 mV / ENH dans les zones minières abandonnées. Dans la zone non exploitée, le potentiel d'oxydoréduction diminue pour l'ensemble de la zone située entre les sites miniers, jusqu'à 2 mV / ENH (Tab. 6). Les échantillons entre les deux sites montrent ainsi des conditions réductrices enregistrées par les sédiments.

Tableau 6 : Paramètres physicochimiques d'acidité (pH) et pouvoir oxydoréducteur (Eh) sédiments fluviaux :

Paramètres	pH	Eh (mV)
Max.	7,39	1000
Moy.	5,58	349,82
Min.	2,61	2

Les valeurs du potentiel redox indiquent des conditions fortement oxydantes, avec des valeurs mesurées sur tous les deux sites, bien supérieures à 700 mV / ENH. Le potentiel d'oxydoréduction diminue légèrement en s'éloignant des deux zones minières (Fig.50). Il est très élevé au niveau des déchets miniers (1000 mV / ENH) ainsi que dans les sédiments fluviaux situés à proximité, ce qui montre un niveau élevé d'oxydation associé à un pH acide. Les conditions de pH détectées sur les deux sites sont favorables à la dissolution du métal et la mobilisation. Ces résultats trouvés dans les sédiments de la zone d'étude suggèrent une très grande affinité pour les éléments sulfures dans les environnements faiblement réducteurs. Les métaux dissous absorbent fortement les sédiments et les particules en suspension dans un environnement alcalin et présentent des propriétés de désorption moindres en conditions acides (Gagnon et Fisher, 1997).

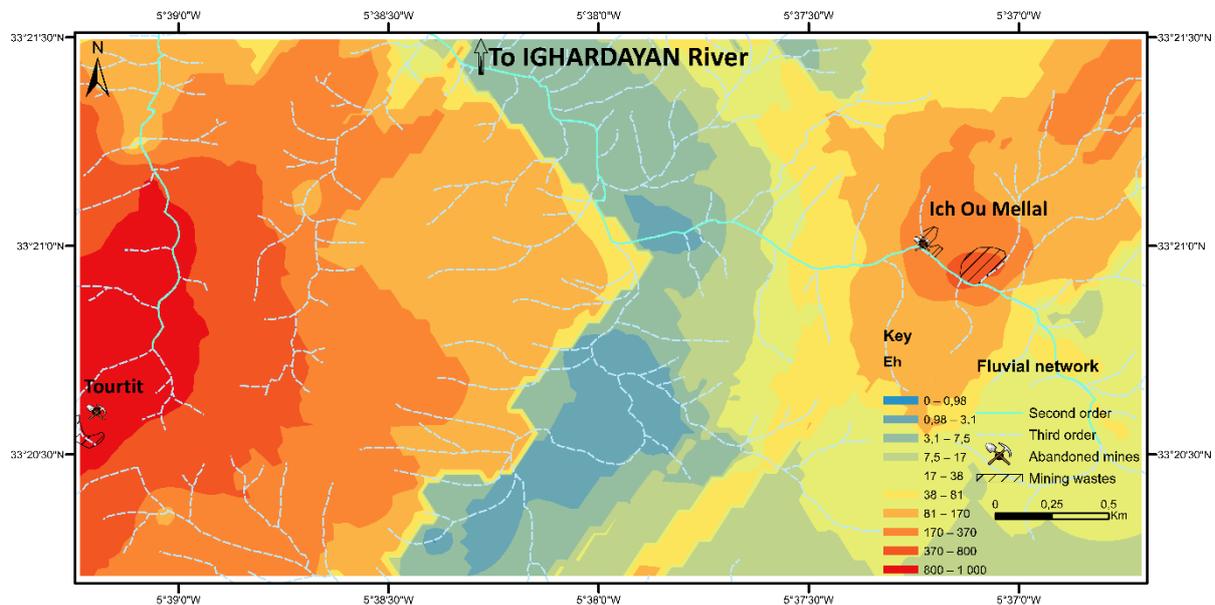


Figure 50 : Carte de distribution spatiale du potentiel oxydoréducteur

La présence de Fe (III) soluble et dans les sédiments à métaux sulfurés peut être importante même dans un environnement réducteur et peut augmenter fortement, permettant ainsi aux métaux toxiques de conserver leurs formes libres et de se répandre largement dans les sédiments sur de longues distances. Un pH faible et un taux élevé d'Eh se combinent pour libérer les ETM de leur source et se diffuser dans l'eau, le sol, les plantes, etc., expliquant ainsi leur répartition dans les sédiments et leurs concentrations dans les déchets miniers de la zone d'étude. Les paramètres physicochimiques des sédiments de surface à Ighardayane en amont sont présentés dans le tableau 6. Soixante-dix pour cent des sédiments étaient composés principalement de sable à faible teneur en carbone organique (valeur moyenne = 2%). La vase et l'argile constituent ensemble 20% de tous les échantillons et leurs quantités les plus élevées sont situées dans les déchets miniers. Cependant, ces déchets sont caractérisés par des réactions allant du très acide au légèrement alcalin 2 à 7,4 dans les sédiments de ruisseau. Les caractéristiques physicochimiques des échantillons ont montré que les sédiments de la zone minière abandonnée sont caractérisés par une réaction fortement acide, tandis que les sédiments situés entre les sites présentent

une réaction neutre ou alcaline (Fig. 49). Les sédiments présentent une grande diversité dans les caractéristiques physico-chimiques de base.

Le COT, le TN, le pH et l'Eh sont présents dans les sédiments dans une large gamme de concentrations (Tab.7). En combinant les résultats des teneurs en éléments traces et le pH, les teneurs en COT et Eh dans les sédiments de ruisseau (Tab.7) et leurs distributions particulières dans la zone d'étude, la rétention des éléments traces est probablement liée aux effets de sédimentation et aux conditions d'oxydoréduction qui sont significativement défavorables. En corrélation avec la distribution ETM. L'accumulation ou la mobilisation de substances à l'état de trace varierait en fonction du couplage du pH et du potentiel rédox et dans des conditions climatiques qui définissent la capacité de l'environnement à dissoudre ou à déposer des ETM. Avant la rétention dans les sédiments, l'ETM rejetés par les déchets miniers pouvaient être transportés par les eaux de surface sous forme de solution (renforcée par le faible pH des sites miniers) ou de particules en suspension à la saison des pluies et retenus dans les sédiments à la même saison, ce qui explique la large distribution de la plupart des ETM étudiés dans la zone d'étude.

Tableau 7 : Principaux paramètres physico-chimiques des sédiments fluviaux

Variables	TOC%	TN	Eh	pH
Max.	8	10,8	1000	7,39
Moy.	2,62	3,76	349,82	5,58
Min.	0	0,725	2	2,61

III.3.3.2. Evaluation de la contamination des sédiments et leur risque potentiel écologique :

III.3.3.2.1. Concentrations métalliques et facteurs caractéristiques de la qualité des sédiments fluviaux:

Les points de prélèvement de la zone d'étude sont représentés par 114 échantillons sur une surface de 15 km². Pour cela, seules les valeurs de concentration minimale, moyenne et maximale de chaque élément trace figurant dans les études sont présentées dans le tableau 7. Les concentrations d'ETM dans les sédiments de ruisseau varient de 5 à 85 234 ppm de Sb, de 10 à 27 595 ppm de Pb, de 1 à 72 ppm de Cd, de 0,001 à 7 ppm d'Hg, de 4 à 13 111 ppm d'As, de 12 à 449 ppm de Cr, de 1 à 137 ppm de Ni, de 9 à 543 ppm de Zn et de 6 à 84 ppm de Cu (Tab.8). Les concentrations moyennes dans les sédiments de ruisseau des neuf ETM évalués dans cette étude sont classées dans l'ordre suivant: Sb> Pb> As> Cr> Zn> Ni> Cu> Cd> Hg. En raison de la différence significative entre les concentrations de métaux observés dans les sédiments, les coefficients de variation calculés (CV%) des éléments de paires ont été élaborés et sont les suivants: As__458,33%, Pb__446,63%, Sb__436,89%, Hg__255,23%, Cd__99 0,97%, Ni__64,38%, Cr__63,71%, Zn__59,58% et Cu__31,70%.

Tableau 8 : Concentrations brutes en éléments traces métalliques dans les sédiments fluviaux de la zone d'étude et leur facteur d'enrichissement en ETM, comparé avec le fond géochimique local (f.g.), les normes AFNOR (S1) et les concentrations en éléments dans la croûte continentale (UCC : selon Rudnick et Gao 2003). * : valeurs significatives.

Substance	Sb	Pb	Cd	Hg	As	Cr	Ni	Zn	Cu	Al	Fe	
Concentrations brutes en ETM (ppm)	Max.	85234	27595	72	7	13110	449	137,11	543	84	112	6382355
	Moy.	2470*	70,5*	89	1*	292*	163*	48	98	32	83	4577426
	Min	5	10	1	0,001	4	12	1	9	6	48,3	35053
	C.V.%	1,45	1,68	1,1	2,29	1,65	0,31	0,52	0,25	0,30	0,17	0,42
FE	Max.	18	2813	72	560	3049	10	26	57,6	12,4	n.d.	
	Moy.	511,12*	71,83*	8,4	44,10*	67,8*	3,61	8,96	10,34*	1,73	n.d.	
	Min.	1,03	0,99	1	0,08	1	0,26	0,27	1	0,88	n.d.	
F.g.	5	9,81	1	0,012	4,3	54,25	5,30	9,43	6,78	48,32	n.d.	
AFNOR (S1)	n.d.	100	2	1	30	150	50	300	102	n.d.		
UCC	0,4	174	0,09	0,05	4,8	92	47	67	28	n.d.		

En comparaison avec les valeurs seuils du niveau S1 des normes législatives AFNOR et la partie supérieure de la croûte continentale supérieure (UCC) en tant que valeur de référence pour Sb de Rudnick et Gao (2003), quatre ETM (Sb, Pb, As et Cd) dépassent les valeurs de seuil (Tab.8). et montrent que de grandes accumulations se produisent généralement autour des deux sites miniers abandonnés et de leurs déchets miniers où les concentrations les plus élevées sont enregistrées. Ces concentrations élevées sont également montrées par les résultats du facteur d'enrichissement (FE), où les mêmes éléments (Sb, As, Pb et Cd) présentent respectivement les concentrations les plus élevées ($FE > 40$ et $20 \leq FE < 40$) autour des sites miniers (Planche 9. a – e), indiquant une contamination élevée à extrêmement élevée des sédiments de ruisseau dans ces sites miniers. Les autres éléments (Zn, Cu, Cr et Ni) présentent un enrichissement important à faible ($FE < 2$ à $5 \leq FE < 20$) qui couvre l'ensemble de la zone d'étude, à l'exception du Zn qui présente un très fort enrichissement ($20 \leq FE < 40$) dans la zone minière de Tourtit (Planche 9. f). La distribution du FE montre des concentrations importantes en polymétalliques dans les

zones minières abandonnées où l'enrichissement extrêmement élevé ($EF > 40$) a été détecté dans les déchets miniers des deux sites (17 638 pour Sb; 3048,98 pour As; 2812,90 pour Pb; 71,83 pour Cd; et 57,58 pour Zn; tableau 1) indiquant un enrichissement direct des sédiments de ruisseaux en ETM, provenant des déchets miniers, contrôlé par des agents climatiques. La concentration modérée à considérable de mercure dans les sédiments montre un facteur d'enrichissement élevé ($20 \leq EF < 40$ et $EF > 40$) avec une large distribution de la région de Tourtit à la région nord. Cette distribution est probablement due à la caractéristique de la mobilisation rapide du mercure. Ces résultats renforcent l'hypothèse d'une forme naturelle de mercure dans les sédiments pouvant être transportée à partir d'une source naturelle où le mercure pourrait être associé à un dépôt de stibine dans la zone nord (Planche 9.b) ou à une autre minéralisation nécessitant une étude plus détaillée.

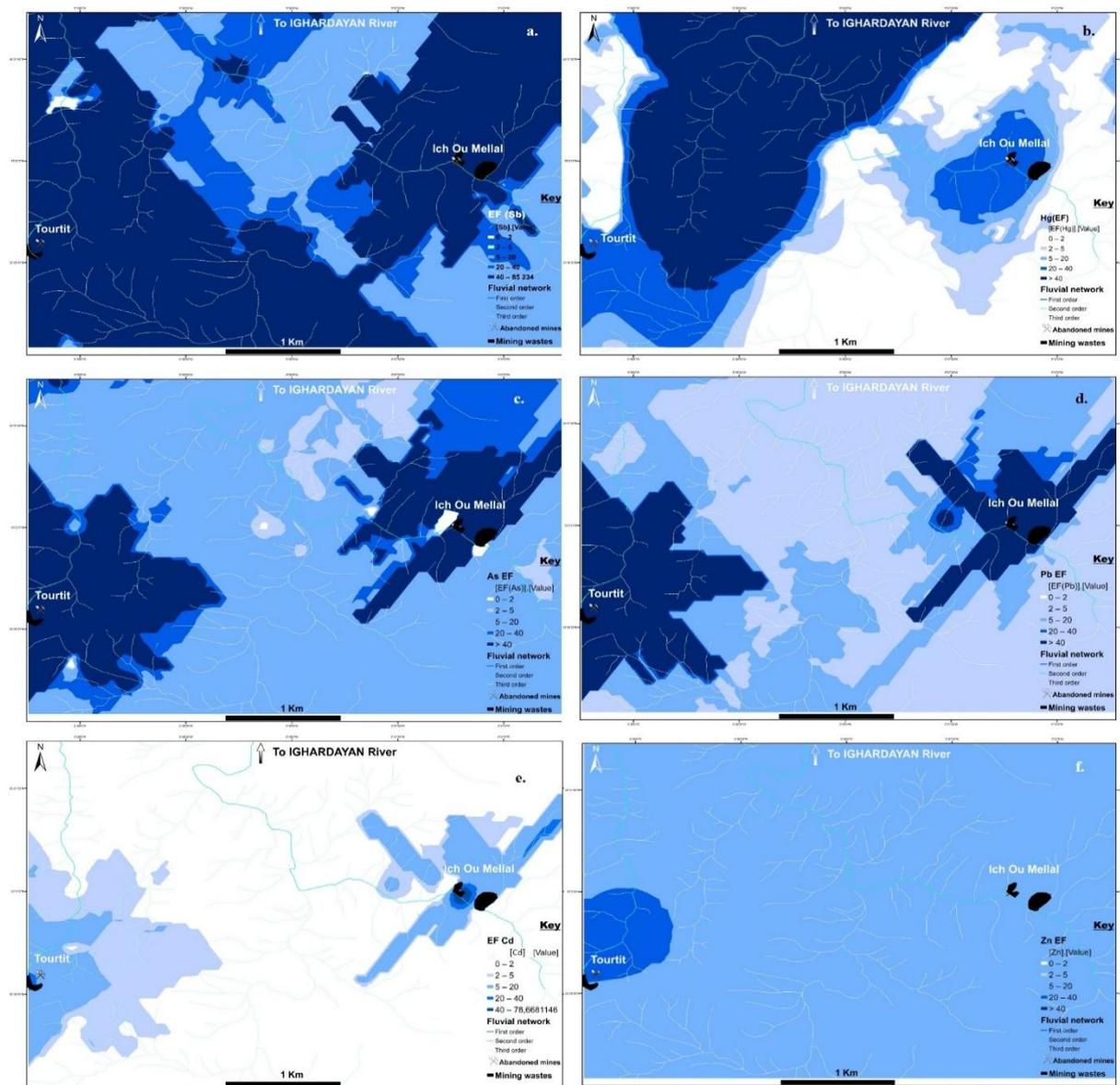


Planche 9: Cartes de distributions spatiales des facteurs d'enrichissement (FE) des principaux contaminants dans la zone d'étude.

III.3.3.2.2. Géoaccumulation et effet polluant de la libération des ETM dans le milieu fluvial:

A une certaine limite d'accumulation, les éléments traces deviennent polluants et dégradent la qualité des sédiments, voire le système aquatique. Aussi, le degré de la pollution des sédiments par les ETM répartis dans les sédiments peut être évalué à l'aide de l'indice de géoaccumulation (Igeo) élaboré par Müller (1969). Cet indice de nature empirique compare une concentration en élément donnée avec sa valeur considérée comme fond géochimique local. En effet, le coefficient 1,5 (facteur de correction) rend compte des variations dans les niveaux de "background" ou Fond géochimique, pouvant être causées par des effets de lithologie.

Le calcul de l'indice Igeo (Tab.9) révèle une pollution par le chrome (Cr) qui est l'un des contaminants facilement oxydables dans la nature et dans notre cas d'étude marque la pollution des sédiments superficiels, avec une moyenne de 3.54 indiquant une pollution moyenne. L'indice Igeo atteint une valeur maximum égal à 4.13 indiquant une forte pollution dans la zone minière d'Ich-Ou-Mellal et dans la partie NW de la zone d'étude. La valeur minimale d'indice Igeo des sédiments est égal à 2.54 qui fait partie de la classe des sédiments légèrement à moyennement pollués (Fig. 52).

Tableau 9 : Indice de géoaccumulation des sédiments fluvial de la zone d'étude :

Variables	Sb	Pb	Cd	Hg	As	Cr	Ni	Zn	Cu
Igeo									
Min.	1,52	1,98	-0,18	-1,26	1,69	2,97*	1,21	2,40*	1,64
Moy.	2,74*	2,95*	0,57	0,02	2,37*	3,69*	2,09*	2,78*	2,13*
Max.	5,45*	5,26*	1,68	1,34	4,54*	4,07*	2,69*	3,53*	2,58*

Les valeurs moyennes d'Igeo des contaminants (Tab.9) indiquent généralement des sédiments moyennement pollués par le Cr, légèrement à moyennement pollués ($2 \leq Igeo < 3$ à $3 \leq Igeo < 4$) par le Zn, Pb, Sb, As et Ni et non pollués à légèrement pollué ($1 \leq Igeo < 2$) par le Cd et Hg. Dans la plupart des cas étudiés, cette pollution diminue progressivement en s'éloignant de la zone polluante (mines abandonnées), sauf pour le cuivre (Cu) qui montre une pollution légère à moyenne avec des concentrations en stocks qui sont relativement stables sur l'ensemble des sédiments échantillonnés (Fig.51).

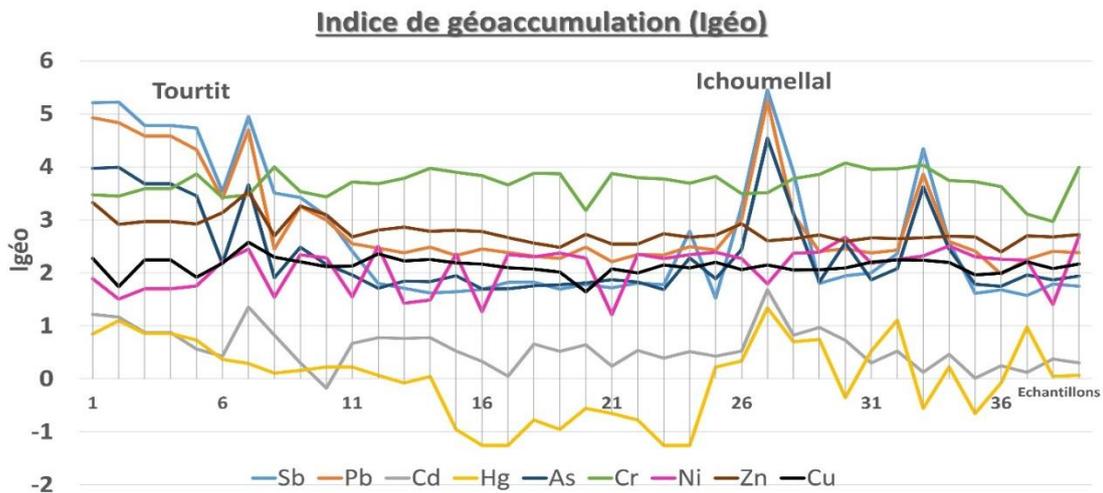


Figure 51 : Graphe d'indices de géo-accumulation des sédiments fluviatiles de la zone d'étude.

Sur la base de ces distributions, une contamination polymétallique, d'origine anthropique dont la source principale serait les rejets miniers de traitements, est fortement présente. Ces rejets, exposés à l'air libre et sous l'effet des agents atmosphériques (eaux et air), font augmenter les risques de contamination et de toxicité des régions avoisinantes. Les zones autour des anciennes mines abandonnées de Tourtit et Ich-Ou-Mellal ont un indice de pollution élevé à fort risque de toxicité sur la biota. En effet, le Cd et Pb représentent respectivement 86.9% et 12.29% du potentiel contaminant et que le potentiel de toxicité élémentaire de la zone étudiée est potentiellement très toxique par le Pb et Cd à hauteur de 28% (Ahmedat et al. 2018a). Ceci confirme que l'enrichissement en ETM provient des rejets de traitements miniers qui alimentent les ravins voisins et qui à leur tour transportent ces éléments sous forme particulière et probablement dissous dans l'eau de l'amont où s'installent les deux sites miniers en aval qui rejoint l'oued Beht. La propagation des ETM dans les sédiments à fortes concentrations peut construire un risque sur la qualité des eaux superficielles et provoquer à une certaine limite un déséquilibre de l'écosystème aquatique (Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999). Cela peut provoquer également une dégradation de la biosphère et peut avoir des effets chroniques sur la biodiversité des zones touchées.

III.3.3.2.3. Indice de pollution des sédiments (IPS) :

L'approche précédente montre l'effet d'accumulation des substances évaluées dans les sédiments de ruisseau, mais ne prend pas en compte l'effet toxique de chaque élément pour définir le niveau de pollution réel de nos sédiments. Par conséquent, nous avons utilisé l'IPS qui prend en considération facteur de pondération des ETM.

L'indice IPS > 20 au niveau des deux sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal révèle des sédiments fortement pollués « dangereux » IPS ≥ 20. Ces sédiments fortement pollués montrent un passage progressif vers des sédiments très pollués (10 ≤ IPS < 20) qui représentent une surface générale d'environ 20% de la zone d'étude et reste bien liée à la périphérie des mines.

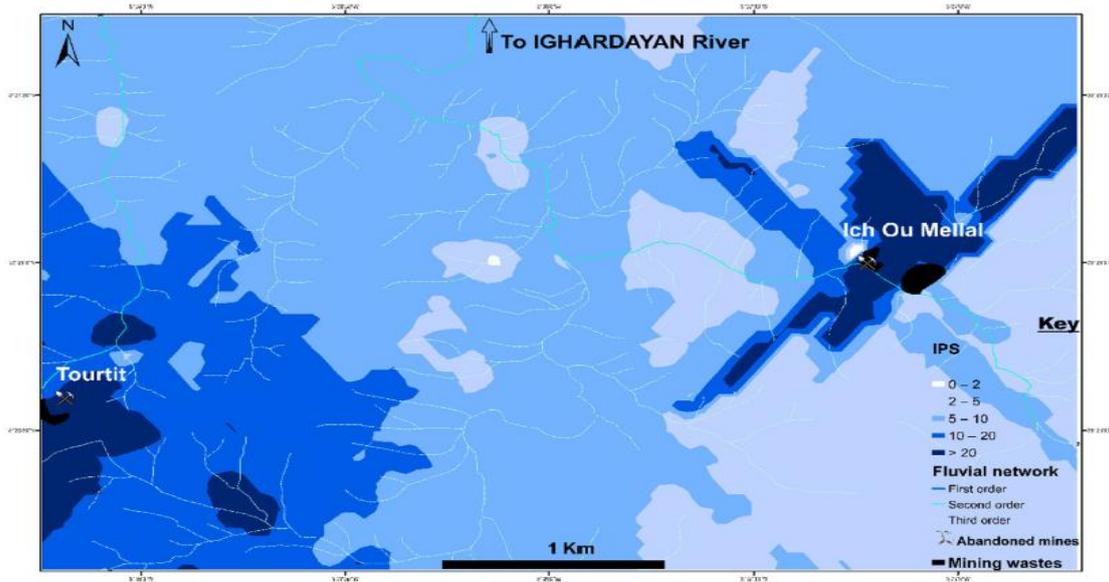


Figure 52: Carte de distribution spatiale d'indice de pollution des sédiments (IPS) fluviatiles.

Les sédiments à pollution moyenne ($5 \leq \text{IPS} < 10$) couvrent environ 50% de la zone d'étude représentés par les échantillons des sédiments prélevés après et avant les sites miniers en aval des affluents de l'oued Ighardayane (Fig.52). Les plus fortes pollutions sont observées au niveau des terrils et les sédiments fluviatiles voisins représentés par les échantillons 68 (IPS= 115,71) ; 7 (IPS= 45,80); 1 (IPS= 45,50) ; 2 (IPS= 38,82) et l'échantillon 25 à IPS égal à 29,47. Par ailleurs le Cd et le plomb montrent respectivement un IPS moyen de l'ordre de 86.29% et 19.29% de la moyenne générale de la zone d'étude. Par contre les autres éléments (Zn, Cu, Ni et Cr) ne représentent que 1.41% de l'IPS de cette dernière (Tab.10).

L'IPS montre également des zones fortement contaminées autour des déchets miniers avec un niveau de pollution élevé (IPS > 20) où les sédiments de cours d'eau sont considérés dangereusement pollués (Fig.52). L'enrichissement direct des sédiments de ruisseau provenant des déchets miniers des sites de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal pourrait être à l'origine de la plus forte valeur d'IPS détectée dans les stériles miniers et près des sédiments de ruisseaux: échantillon 2 près de la mine Tourtit. Cd et Pb, respectivement, représentent 86,29 et 12,29% de l'IPS moyen des ETM totaux dans la zone d'étude (Tab.10), ce qui en fait les principales substances (à l'exclusion de Sb) présentant une caractéristique de pollution élevée dans notre système aquatique.

Tableau 10: Valeurs moyennes élémentaires d'indice de pollution des sédiments fluviatiles. **En gras** valeurs significatives. n.d: valeur non déterminé.

Sédiments fluviatiles	Sb	Pb	Cd	Hg	As	Cr	Ni	Zn	Cu	Al
		359.18	2521			3.61	17.93	10.34	9.46	
IPS	n.d.	12.29	86.29	n.d.	n.d.	0.12	0.61	0.35	0.32	n.d.
	%	359.18	2521	n.d.	n.d.	3.61	17.93	10.34	9.46	

											n.d.
	Bg.	5	9.81	1	0.01 2	4.3	54.25	5.30	9.43	6.78	48324
Norme	S1	n.d.	100	2	1	30	150	50	300	100	n.d.
	UCC	0.4	174	0.09	0.05	4.8	92	47	67	28	n.d.

III.3.3.2.4. Effet probable de la concentration-quotients (EPC-Qs) :

Pour corrélérer les résultats de pollution avec l'effet de toxicité de chaque élément et définir l'élément le plus toxique entre ceux qui ont été évalués (Cd, Pb, As, Hg, Cr, Ni, Zn et Cu), nous estimons leur effet de toxicité sur la base des équations. 3 et 4. Les ETM utilisés pour ce calcul sont As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni et Zn. L'antimoine (Sb) n'est pas pris en compte dans cette évaluation en raison du manque de références pour cet élément. Cette méthode sous-estime non seulement l'importance des essais de toxicité sur les sédiments pour plus de précision, mais peut également être utilisée pour estimer le pourcentage de toxicité des ETM inorganiques dans les sédiments fluviaux (Tab. 11).

Tableau 11 : Probable effet des concentration-quotients. PEC-Qs et pourcentage de toxicité des sédiments de la zone d'étude :

Sédiments fluviaux		Sb	Pb	Cd	Hg	As	Cr	Ni	Zn	Cu	Al	% total
	≤ TEC	n.d.	48.07	0.00	82.45	0.87	21.92	30.7	88.58	47.36		
IT%	TEC-PEC	n.d.	58.77	27.19	6.14	62.3	12.28	5.26	10.52	52.63	n.d.	28.16%
	> PEC	n.d.	13.15	72.80	11.40	36.8	65.78	32.45	0.87	0		
IT	TEC	n.d.	35.80	0.99	0.18	9.79	43.3	22.70	121	31.6		
references	PEC	n.d.	128	4.98	1.06	33	111	48.60	459	149	n.d.	As= 43%
TEC-Qs		n.d.	19.68	8.49	2.92	29.78	3.77	2.12	0.80	1.01	n.d.	Cd= 96%

Les échantillons analysés ne montrent pratiquement pas de toxicité de sédiments, puisque les valeurs moyennes TEC-Qs, sont inférieures à la ligne directrice TECs, sauf pour deux éléments traces (As et Hg). Les valeurs moyennes TEC-Qs de ces derniers (respectivement 29,78 et 2,92) ne dépassent pas les valeurs de références PECs (MacDonald et al. 2000), avec l'arsenic qui représente (43%) et Hg (4%) d'indice de toxicité des sédiments.

Le PEC-Qs moyen de chaque élément, le pourcentage de l'indice de toxicité (IT %) et le PEC-Qs moyen, sont présentés sur le tableau 10. En utilisant les concentrations des éléments traces choisis (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni et Zn), les PEC-Qs ont été calculés pour chaque point d'échantillonnage afin d'évaluer l'effet de la toxicité polymétallique des sédiments contaminés. Le pourcentage de toxicité par l'antimoine (Sb) n'est pas représenté parmi les indices de toxicité à cause du manque de références sur cet élément.

La courbe d'ajustement entre les pourcentages d'Indice de toxicité (> PEC) et la moyenne PEC-Qs de chaque élément (Fig.53) montre une bonne corrélation ($R^2 = 0.567$) entre IT et la PEC-Q moyenne, ce qui indique que 56 % de la variation de l'indice de toxicité seraient liés à l'effet probable de la contamination moyenne des sédiments (PEC-Q). Cette méthode ne néglige pas l'importance des mesures de toxicité afin d'apporter une meilleure précision sur l'absence ou la présence de ce risque dans les sédiments étudiés. L'intérêt de ce calcul est l'identification de la part de la contribution des ETM dans la toxicité des sédiments en addition à d'autres facteurs (Biologique, Physique, etc...).

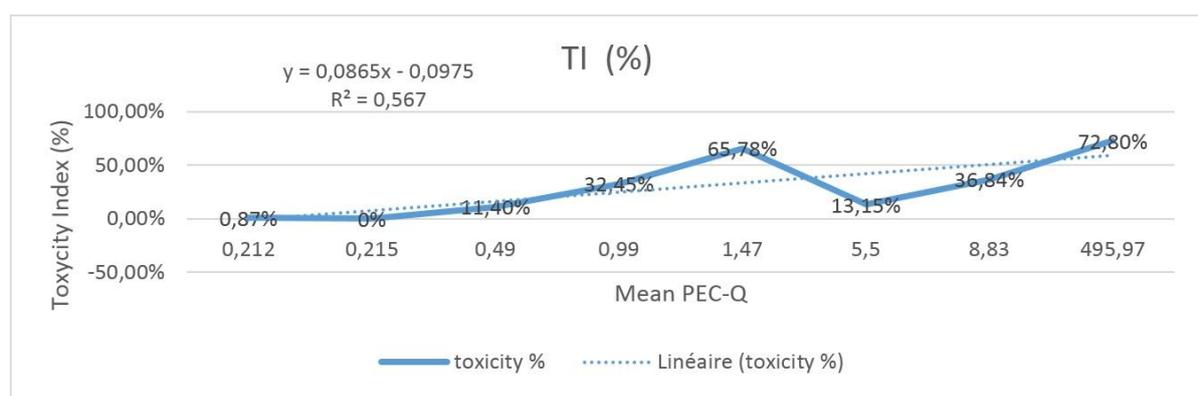


Figure 53 : Courbe d'ajustement des pourcentages de toxicité (TI) des sédiments en relation avec le PEC-Q.

Par ailleurs, il apparaît que le Cd est l'élément le plus toxique dans les sédiments étudiés (si on néglige l'effet de l'antimoine) avec un indice de toxicité de 72.80%, un PEC-Qs moyen égal à 495,97 représente 96.55% de la toxicité moyenne de tous les éléments évalués (Tab. 11). Les valeurs moyennes PEC-Qs calculées pour chaque point d'échantillonnage nous a permis d'élaborer une carte de distribution spatiale des pourcentages de toxicité probable afin de délimiter la zone d'urgence de la région d'étude (Fig. 54). La répartition spatiale des pourcentages révèle deux zones de toxicité très élevée des sédiments localisés autour des deux mines abandonnées de Tourtit et Ich-Ou-Mellal dont l'indice de contamination PEC-Qs $\geq 5,0$, ce qui indique une probabilité de 75% de toxicité des sédiments. Le PEC-Qs moyen des ETM concentrés dans les sédiments fluviaux échantillonnés fait partie de la classe $1,0 \leq \text{PEC-Qs} < 5,0$ avec une moyenne de 2,42, dont la toxicité probable est estimée à 42%, prédominés par le cadmium (96.55%) et l'arsenic (1.71%). Les PEC-Q moyennes de chaque station ont aidé à élaborer une carte de distribution spatiale des pourcentages de toxicité probable (Fig. 54). Les cartes PEC-Q montrent deux

zones entourant les deux sites miniers abandonnés avec une toxicité probable allant de 42 à 75% (Fig. 54). Ces deux zones représentent 28,16% de la surface échantillonnée et sont enrichies en cadmium (96,55%), libéré par l'érosion des déchets miniers. Il semble que Cd avec $PEC-Qs = 96\%$ et un TI de 72,80% (Tab.11) soit l'élément le plus toxique dans les sédiments de cours d'eau de la zone d'étude. Ces pourcentages dépassent 64% de la toxicité, ce qui indique une forte probabilité de toxicité aquatique causée par le cadmium et peut être corrélée à d'autres éléments nocifs pouvant avoir un effet toxique chronique sur les organismes sédimentaires, en particulier autour des sites miniers.

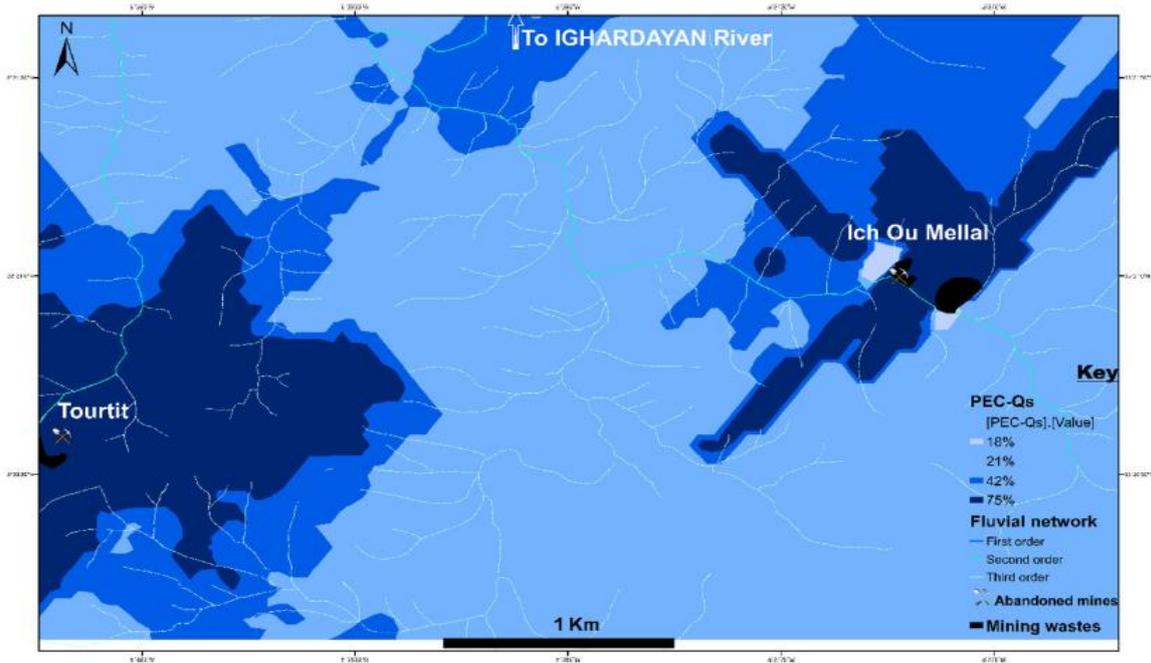


Figure 54: Distribution spatiale du probable effet des concentration-quotients. PEC-Qs des sédiments de la zone d'étude :

III.3.3.2.5. Potentiel Risque Ecologique (PERI):

L'indice de risque écologique potentiel (PERI) des sédiments échantillonnés est présenté dans le Tableau 12. Les sédiments fluviaux de la zone d'étude montrent une variance de la valeur entre 2 et 2429 avec un PERI moyen = 883 qui dépasse le potentiel élevé de l'indice de risque écologique fixé à $PERI = 600$ (Guo et al. 2010; Agnieszka et al. 2016). Les ETM étudiés montrent des valeurs maximales de PERI (Tab. 12) qui varient entre 2 et 2429 et dont la valeur moyenne est de l'ordre de 833. Cela dépasse largement l'indice du risque écologique à potentiel grave, fixé à $PERI = 600$ (Guo et al. 2010, Tavakoly Sany et al. 2012, Agnieszka et al. 2016).

Tableau 12 : Potentiel risque écologique (PERI) et pourcentages de toxicité des sédiments fluviaux :

Sédiments	Sb	Pb	Cd	Hg	As	Cr	Ni	Zn	Cu	Al	% Total
Max	n.d.	1519	234.17	2430	n.d.	2.10	13.97	5.76	6.67	n.d.	
PERI	Mean	n.d.	38.79	27.39	192.7	n.d.	0.79	4.84	1.03	2.55	
	Min	n.d.	0.54	3.26	0.35	n.d.	0.05	0.15	0.10	0.47	71% Risque faible à modéré

										8% Risque considérable
%	n.d.	14.48	10.22	71.88	n.d.	0.28	1.80	0.38	0.95	3% Risque élevé
										17 % Risque très élevé

Les pourcentages des valeurs PERI obtenus pour chaque échantillon montrent que 70% des sédiments présentent des risques toxicologiques faibles à modérés; 8% montrent un risque considérable ; et 3% affichent un risque élevé et 17% (Tab.12). Ce total de risque (17%) est réparti en deux zone : une très importante zone localisée dans la partie W de la zone d'étude et s'étale depuis la mine de Tourtit en aval des affluents qui drainent la zone vers le NE et ; une deuxième zone qui se situe au niveau des rejets miniers d'Ich-Ou-Mellal (Fig.55). Les résultats PERI obtenus pour chaque échantillon montrent que 71% des sédiments présentent un risque de toxicité faible à modéré et 28%, un risque de toxicité considérable à très élevé (Tab.12). Ces sédiments toxiques sont divisés en deux zones: la première est située à l'ouest de la zone d'étude où elle s'étend sur une large surface allant du site abandonné de Tourtit à la zone nord (en aval des affluents d'Ighardayane). La seconde zone entoure les déchets miniers du site abandonné d'Ich-Ou-Mellal (Fig. 55). La première zone de toxicité relie deux zones de pollution, la partie nord est caractérisée par une contamination et une toxicité par le mercure, la partie sud (région de Tourtit) est généralement caractérisée par une valeur PERI élevée et un indice de pollution élevé pour le Pb et le Cd (Tab.12). Ces résultats indiquent une pollution polymétallique causée par Sb, Pb, Cd, As et Hg qui est liée à deux sources: la première est la source anthropique Tourtit et Ich-Ou-Mellal et la seconde est probablement liée à une source naturelle d'Hg. Les sédiments fluviaux de ces zones polluées sont potentiellement toxiques à dangereusement toxiques par l'Hg, le Pb et le Cd avec 71,88, 14,48 et 10,22% (respectivement) selon les pourcentages PERI (Tab.12). Les cartes de répartition spatiale montrent que les sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal sont les principales

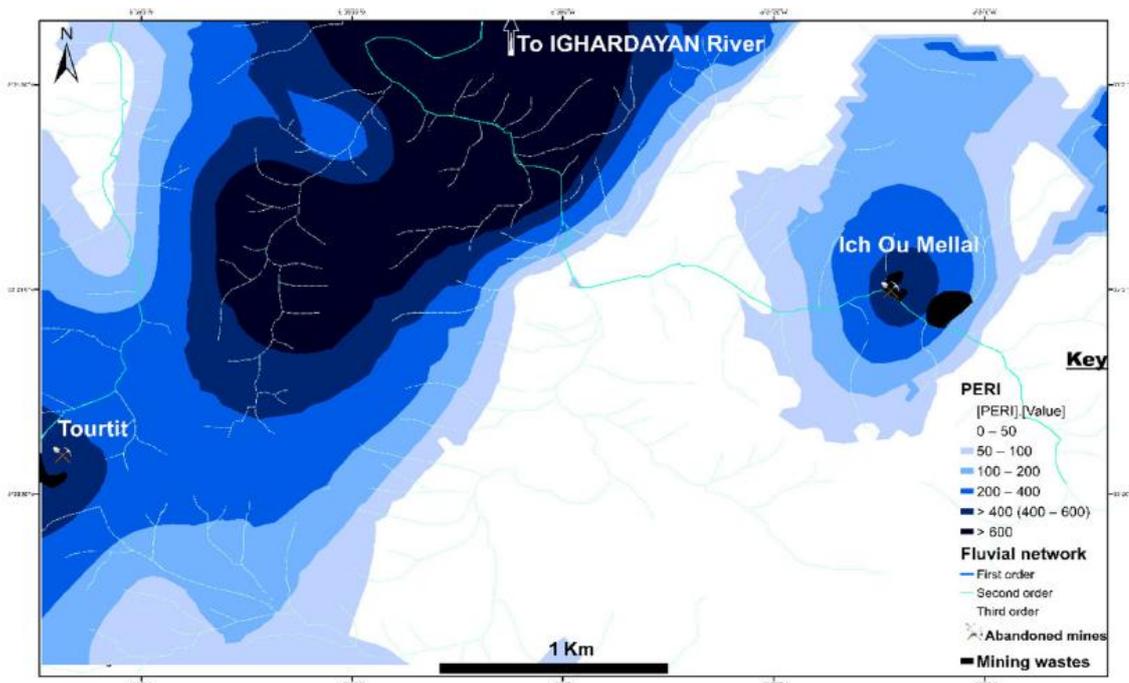


Figure 55 : Carte de répartition spatiale du potentiel risque écotoxicologique (PERI) des sédiments de la zone d'étude.

sources de pollution des sédiments fluviaux et indiquent l'effet important de la pollution inorganique causée par les déchets miniers dans les sédiments fluviaux sous climat semi-aride dans une zone de gisement de minéralisation complexe.

III.3.3.3. Analyse de Coefficient de corrélation :

Le nombre considérable des échantillons de sédiments réalisés au niveau de la zone d'étude nous a permis de réaliser une matrice de corrélation entre les comportements des ETM entre les points d'échantillonnages selon la méthode d'analyse de composant principal de Pearson (ACP). Les résultats obtenus par la méthode d'analyse du composant principal (ACP), sont représentés par le tableau 13 et la figure 56. Deux axes principaux (F1 et F2) ont été extraits. Ils représentent une valeur statistiquement significative (57,91%) du comportement des ETM entre les points d'échantillonnage. Les axes F1 et F2 (Fig.56) montrent un regroupement des points au niveau du centre séparé par un axe d'anti-corrélation de Zn et Cr (Fig.58-b), les nuages des deux groupes des points représente une évolution vers les droites variables (Cd, As, Sb et Pb) (Fig.56-a), qui sont les éléments des plus bonnes corrélations entre les concentrations des ETM (Tab.13), ce qui met en évidence la contamination polymétallique à origine anthropique des sédiments échantillonnés. Les points qui tendent vers la gauche de la droite Zn et Cr, sont généralement situés dans la partie nord de la zone d'étude, ils indiquent des concentrations aux voisinages du fond géochimique et/ou aux teneurs naturelles de la croûte terrestre avec un faible enrichissement anthropique dans certains points d'échantillonnage. Cette contamination est confirmée par les valeurs de coefficients de corrélation Sb/Pb, Pb/As, Sb/As, Cd/As, Cd/Pb, et Sb/Cd. (Tab.13).

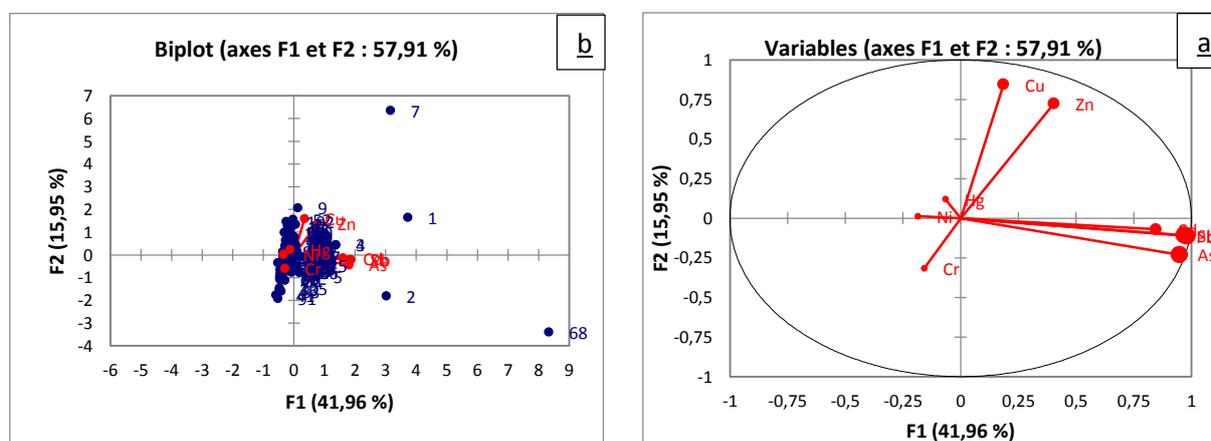


Figure 56: Graphes ACP des ETM étudiés (a) et avec points d'échantillonnages (b) dans les sédiments fluviaux de 0-5cm.

Les résultats obtenus par cette méthode confirment la présence de diverses sources anthropiques fixes ou diffuses de ces éléments. Les sources fixes identifiées dans la zone d'étude sont les rejets miniers des deux mines abandonnées (Tourtit et Ich-Ou-Mellal) qui sont à l'origine de la multi-contamination représenté par les points (1, 2, 7 et 68 Fig. 56 -b). La source mobile correspond possiblement aux

sédiments fluviaux à forte contamination transportés par les agents atmosphériques (eaux et sédiments), ces sédiments sont considérés comme deuxième source de pollution qui se localisent aux périphéries des deux sites miniers abandonnés.

Cette corrélation fournit des informations sur leurs sources et leur voie de mobilisation (Majumder et al. 2015). Une forte corrélation entre les ETM suggère que les métaux ont une dépendance mutuelle, des comportements identiques et des sources communes (Suresh et al. 2012). Dans la zone d'étude, on a constaté une forte corrélation entre le contenu de certains ETM (71,97%), ce qui indique qu'ils peuvent provenir de la même source, à l'exception de Cu, Ni et Cr, qui présentent une corrélation négative avec Sb, Pb, Cd, etc. As, Hg et Zn, mais sont légèrement corrélés les uns aux autres (Tab.13). Cette corrélation réalisée sur les teneurs en métaux et les propriétés physico-chimiques telles que le carbone organique total (COT), le pH, le rédox (Eh) et la composition granulométrique des sédiments permet l'identification de caractéristiques communes possibles dans le transport, les sources communes ou le contrôle d'éléments de traces dans l'espace. Les résultats montrent une corrélation significative à forte ($p \leq 0,05$ à $p \leq 0,001$) entre Sb, Pb, Cd, As, Hg et Al, l'azote total (TN) et le rédox (Eh) avec l'argile (Tab.13). D'autres éléments, tels que Ni et Fe, présentent des comportements similaires et présentent une corrélation positive entre eux, avec le COT, le pH et le gravier (Tab. 13).

Tableau 13 : Matrice comparative des concentrations moyennes en éléments traces et les paramètres physico-chimiques des sédiments fluviaux de la zone d'étude. V : Azote Total; PEQ : probable effet des concentrations-quotients ; PERI : risque de potentiel Ecologique. **En gras** les valeurs significatives, *** $p \leq 0.0001$; ** $p \leq 0.01$; * $p \leq 0.05$

Variabiles	Sb	Cd	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Ni	Cr	Fe	Al	TOC	TN	Eh	pH	Clay%	Silt%	Sand%	Gravel%
Sb	1	0.873***	0.893***	0.951***	0.594**	-0.098	-0.198	-0.802	0.090	-0.655	0.425**	-0.629	0.636***	0.377*	-0.842	0.079	0.305*	-0.104	-0.381
Cd	0.873	1	0.879***	0.912***	0.648***	0.107	-0.096	-0.555	-0.022	-0.465	0.468**	-0.392	0.607***	0.202*	-0.614	0.031	0.170	-0.020	-0.360
Pb	0.893	0.879	1	0.860***	0.874***	0.150	-0.120	-0.647	0.100	-0.514	0.564**	-0.534	0.778***	0.335*	-0.702	0.109	0.304*	-0.232	-0.347
As	0.951	0.912	0.860	1	0.528**	-0.202	-0.128	-0.675	0.050	-0.534	0.410**	-0.544	0.519**	0.191	-0.748	0.008	0.211*	0.009	-0.336
Hg	0.594	0.648	0.874	0.528	1	0.352*	-0.164	-0.411	0.135	-0.343	0.568**	-0.347	0.740***	0.198	-0.403	0.096	0.248*	-0.340	-0.240
Zn	-0.098	0.107	0.150	-0.202	0.352	1	0.414**	0.203*	-0.136	0.198	0.253*	0.292*	0.418**	0.468**	0.104	0.280*	0.066	-0.336	0.093
Cu	-0.198	-0.096	-0.120	-0.128	-0.164	0.414	1	0.374*	-0.229	0.377*	0.207*	0.180	0.094	0.276*	-0.039	0.385	-0.121	0.096	0.028
Ni	-0.802	-0.555	-0.647	-0.675	-0.411	0.203	0.374	1	-0.378	0.911***	-0.174	0.698***	-0.491	-0.320	0.802***	0.118	-0.424	0.127	0.488**
Cr	0.090	-0.022	0.100	0.050	0.135	-0.136	-0.229	-0.378	1	-0.378	0.187	-0.190	-0.139	-0.093	-0.021	-0.193	0.637**	-0.307	-0.211
Fe	-0.655	-0.465	-0.514	-0.534	-0.343	0.198	0.377	0.911	-0.378	1	-0.074	0.634***	-0.378	-0.190	0.716***	0.123	-0.430	0.042	0.688***
Al	0.425	0.468	0.564	0.410	0.568	0.253	0.207	-0.174	0.187	-0.074	1	0.049	0.598**	0.183	-0.285	0.341*	0.354*	-0.471	-0.022
TOC	-0.629	-0.392	-0.534	-0.544	-0.347	0.292	0.180	0.698	-0.190	0.634	0.049	1	-0.352	-0.319	0.736***	-0.084	-0.220	-0.188	0.650***
TN	0.636	0.607	0.778	0.519	0.740	0.418	0.094	-0.491	-0.139	-0.378	0.598	-0.352	1	0.592**	-0.631	0.449*	0.257*	-0.401	-0.353
Eh	0.377	0.202	0.335	0.191	0.198	0.468	0.276	-0.320	-0.093	-0.190	0.183	-0.319	0.592	1	-0.574	0.585**	0.449**	-0.422	-0.225
pH	-0.842	-0.614	-0.702	-0.748	-0.403	0.104	-0.039	0.802	-0.021	0.716	-0.285	0.736	-0.631	-0.574	1	-0.258	-0.369	0.074	0.553**
Clay%	0.079	0.031	0.109	0.008	0.096	0.280	0.385	0.118	-0.193	0.123	0.341	-0.084	0.449	0.585	-0.258	1	0.373**	-0.499	-0.276
Silt%	0.305	0.170	0.304	0.211	0.248	0.066	-0.121	-0.424	0.637	-0.430	0.354	-0.220	0.257	0.449**	-0.369	0.373	1	-0.746	-0.408
Sand%	-0.104	-0.020	-0.232	0.009	-0.340	-0.336	0.096	0.127	-0.307	0.042	-0.471	-0.188	-0.401	-0.422	0.074	-0.499	-0.746	1	-0.074
Gravel%	-0.381	-0.360	-0.347	-0.336	-0.240	0.093	0.028	0.488	-0.211	0.688	-0.022	0.650	-0.353	-0.225	0.553	-0.276	-0.408	-0.074	1
PEQ	0.731***	0.667***	0.606***	0.804***	0.262*	-0.316	-0.194	-0.615	0.076	-0.473	0.246	-0.439	0.341*	0.008	-0.505	-0.255	0.085	0.108	-0.227
PERI	0.631***	0.379*	0.375*	0.469**	0.179	-0.192	-0.229	-0.639	0.058	-0.594	0.104	-0.503	0.281*	0.367*	-0.693	0.188	0.207*	-0.007	-0.307

Il existe une corrélation significative entre Cu et Zn, Ni, Fe, Al et Eh. Le mercure est fortement corrélé avec Sb, Cd, Pb, As, Zn, Al et azote total. Le Cr est significativement corrélé au limon uniquement. Ces résultats montrent que les teneurs en éléments traces dans les sédiments sont significativement corrélées aux propriétés physico-chimiques et granulométriques. Il existe cependant deux groupes de similitudes: les métaux tels que Sb, Pb, Cd et As montrent une corrélation avec l'argile et l'aluminium, tandis que les

autres éléments tels que Ni sont liés au fer et à d'autres métaux (Tab.13). La teneur en limon et en argile affecte de manière significative la répartition des traces entre les sédiments en raison de leurs capacités d'adsorption. La faible présence de la fraction argileuse dans les sédiments et la forte concentration de fraction de sable, sous le contrôle des variations potentielles d'oxydoréduction et de pH, permettent de transporter les ETM dans des zones plus étendues, d'incorporer des particules de sable et de se concentrer entre les pores des grains de sables. Les PEC-Qs et PERI montrent une corrélation positive élevée à significative respectivement avec Sb, As, Cd, Pb et Hg; de plus, les PEC-Q sont significativement corrélées avec Al, TN et positivement avec la fraction de sable, alors que PERI est significativement corrélé avec TN, Eh et silt (Tab.13). Ainsi, il semble que l'analyse de corrélation des PEC-Qs et PERI a montré une sensibilité à certains ETM toxiques et est également liée aux conditions d'oxydo-réduction. La corrélation positive entre la plupart des métaux et le carbone organique et l'azote ainsi que la toxicité des sédiments pourraient être attribués à des impacts anthropogéniques qui pourraient être attribués aux déchets miniers de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal qui sont à l'origine de l'évacuation des ETM dans les sédiments des cours d'eau. Compte tenu des informations ci-dessus, il est maintenant possible de suggérer que l'évaluation du risque écologique, les biotests en phase solide et l'évaluation de la qualité de l'eau sont désormais nécessaires, compte tenu de plusieurs expositions dans la zone d'étude (sédiments et eaux) pouvant provoquer des effets chroniques sur la population locale.

III.2.4. Conclusion:

La majorité des environnements des mines, notamment métalliques, qui n'ont pas été réhabilités après la cessation de leur travaux se transforme en zones désertique, à couvert végétal chétif, à faune très rare et dont l'Homme s'éloigne de plus en plus. Ceci s'explique d'une manière évidente par l'effet, à moyen et à long terme de la propagation des ETM et des produits de traitement du minerai depuis les haldes et les rejets miniers non traités vers les sédiments et les eaux superficielles entraînant ainsi la désolation de l'environnement de la mine. De nombreux travaux ont été réalisés à travers le monde pour décrire et dénoncer ces actions anthropiques non-responsables. Ces études ont eu généralement un caractère quantitatif et qualitatif de la contamination des régions minières par les ETM et son effet direct sur les sédiments, l'eau, la faune et la flore. Dans la présente étude, nous avons tenté par contre de mener une approche quantitative de la problématique de la contamination des environnements miniers par les ETM et ce à travers :

- (i) Le choix d'un site minier du Maroc Central où se trouvent deux anciennes mines (Tourtit et Ich-Ou-Mellal) abandonnées depuis quelques décennies et dont les rejets miniers sont fortement riches en Sb, Pb, Zn, As, Cd, etc.
- (ii) Le calcul d'un certain nombre de facteurs et d'indices mathématiques et très fiables ayant été élaborés d'une manière statistiques par différents chercheurs à partir de données réelles de terrain, à savoir : « FE » le facteur de concentration (Hilton et *al.* 1985, Luoma et

Rainbow 2008) ; « Igeo » Indice de géoaccumulation (Müller 1969) ; « IPS » Indice de Pollution des Sédiments (Rubio et al. 2000 et Singh et al. 2002) ; « EPC-Qs » l'Effet Probable de Contamination – Quotients (MacDonald et al. 2000 et Burton 2002) et ; « IPER » l'Indice Potentiel de Risque Ecologique (Håkanson 1980, Krupadamet et al. 2006, Guo et al. 2010, Fu et al. 2013).

Ces facteurs et indices ont prouvé leur efficacité dans de nombreuses études d'évaluation de l'état des lieux et le diagnostic de la source de contamination, la pollution et la toxicité des sédiments de différents milieux aquatiques (fluviaux, et marins) et différents types de sédiments (sédiments, sol, aérosols, etc.) (Müller 1969, Håkanson 1980, Hilton et al. 1985, Rubio et al. 2000, Singh et al. 2005, Krupadamet et al. 2006, Luoma et Rainbow 2008, Guo et al. 2010, Tessier et al. 2011, Fu et al. 2013, Baran et Tarnawski 2015). L'utilisation de ces mêmes indices a été très concluante dans la détection du risque écotoxicologiques éminent des sédiments de fond du réservoir de Rybnik, Silésie-Pologne (Agnieszka et al. 2016). Une poly-contamination à Cd, Pb, Cu et Zn a également été révélée par l'utilisation de ces approches sur les sédiments du bassin Boumerzoug-Algérie (Sahli et al. 2014).

L'analyse globale des résultats obtenus sur les 114 échantillons de l'environnement des mines de Tourtit et Ich-Ou-Mellal montre un enrichissement très élevé à extrêmement élevé en ETM ($20 \leq FE < 40$ et $FE > 40$) entourant les zones à activité minière ancienne où le Hg, Sb, As, Cd, Pb et Zn sont respectivement les éléments les plus concentrés dans les sédiments. Par ailleurs, l'indice Igeo révèle, au niveau de ces zones à fort enrichissement (zones minières), une pollution moyenne à extrême en Pb, Sb et As ($2 \leq Igeo < 3$ et $Igeo \geq 5$), légère à moyenne en Zn ($1 \leq Igeo < 2$ et $3 \leq Igeo < 4$), faible à moyenne en Cd ($1 \leq Igeo < 2$ et $2 \leq Igeo < 3$), et plus ou moins négligeable dans ces zones minières en Hg ($0 < Igeo$ et $1 \leq Igeo < 2$). Cela met à l'évidence l'enrichissement anthropique des sédiments superficiels par les ETM, plus précisément Sb, As, Cd et Pb, en provenance des haldes et rejets miniers des deux anciennes mines de Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

L'Indice de pollution des sédiments (IPS) révèle, quant à lui la présence des sédiments très pollués ($10 \leq IPS < 20$) à sédiments dangereux ($IPS \geq 20$) aux alentours des deux sites miniers. Le degré de cette pollution paraît se dissiper légèrement et progressivement en s'éloignant des deux sites miniers. Le diamètre de la zone polluée liée à Tourtit est plus large par rapport à celle d'Ich-Ou-Mellal. Ceci est probablement dû à l'activité d'exploitation et de traitement minière qui était plus importante au niveau de la mine de Tourtit. Ceci se confirme sur le terrain par la grande extension et hauteur des haldes et rejets miniers qui subsistent jusqu'à nos jours autour de l'ancienne unité de traitement de Tourtit. D'un autre côté, le degré de toxicité estimé autour de 25 % par l'indice PEC-Qs révèle qu'environ de 70% des sédiments présentent des risques toxicologiques faibles à modérés. Ce risque est notamment très élevé aux alentours de la zone minière avec une forte toxicité en Pb et Cd. Au nord de la zone d'étude, une forte toxicité et signalée par une accumulation importante d'Hg dans le système aquatique local. La

corrélation entre les deux indices PEC-Qs et IPRE concorde avec la source des ETM qui est représentée par les deux sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. La distribution des résultats de l'évaluation des différents ETM dans les sédiments par d'autres approches, montrent des zonations de fortes concentrations autour des deux zones minière, ce qui corrobore une contamination à partir des deux mines abandonnées qui s'ajoute à l'enrichissement naturel de la zone d'étude. Cette similitude significative entre les résultats obtenus par le calcul et l'élaboration des cartes de la répartition spatiale de PEC-Qs et PERI pourrait indiquer aussi la possibilité de la contribution des processus organiques dans la toxicité des sédiments.

En guise de conclusion nous précisons que de l'analyse quantitative de la contamination des sédiments fluviaux par les ETM sur la superficie échantillonnée, autour des anciennes mines de Tourtit et de Ich-Ou-Mellal, révèle une contamination a degré élevé par le Sb, Cd et Pb à potentiel de toxicité élevée par le Cd, Pb et aussi en Hg au nord de la zone d'étude. Cet état des lieux reflète l'influence directe des rejets miniers sur la qualité des sédiments et la stabilité du système aquatique. Aussi, cela tirera l'alarme sur la nécessité d'une réhabilitation urgente de l'environnement des deux mines abandonnées. Autrement, une forte probabilité de propagation spatiale de la contamination en aval de la zone d'étude.

Les résultats de cette étude, apportent à travers les cartes de répartition spatiale des ETM et le calcul des facteurs de concentration et des indices de pollution et de toxicité des sédiments un outil très efficace permettant aux décideurs et au responsables de définir une stratégie efficace pour réhabiliter ces sites miniers, source de pollution, et de neutraliser leurs effets néfastes sur les différentes composantes de leur environnement (Agnieszka et al. 2016).

Par ailleurs, on peut toujours envisager la solution de re-exploitation des rejets miniers de ces mines abandonnées (Manoj et Padhy 2014) dont les réserves sont évaluées à 50000T à teneurs importante en Sb (2,62%), Pb (0,42%), Zn (0,10%), As (0 ,25%) et Fe (3,24%).

L'important enrichissement ($FE > 40$) en Hg, révélé au nord des sites miniers, suscite une forte curiosité, car cet élément ne montre aucune relation évidente avec les deux mines de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal. Selon l'indice Igeo il ne peut être considéré comme étant lié à une contamination. Aussi, cela justifie le lancement d'une recherche spécifique pour prospecter l'origine de cet élément ; il se peut que cette recherche aboutisse à la découverte d'un gîte minier polymétallique à Pb-Ag-Hg etc. dans la région.

III.4. Evaluation de la qualité et toxicité métallique des eaux superficielles et souterraines du secteur minier abandonné Tourtit et Ich-Ou-Mellal

III.4.1. Introduction :

La connaissance des formes chimiques des métaux est essentielle pour comprendre leurs interactions avec le milieu récepteur, comme une spéciation métallique contrôle sa mobilité, biodisponibilité et toxicité (Tessier et Turner, 1995). Les métaux dans les eaux de surface ont traditionnellement été subdivisés en deux fractions: «dissoute» et «Particules» selon un critère défini opérationnellement limite (généralement 0,45 μm) et séparés par filtration. La fraction dissoute ne représente pas la totalité des ions métalliques vraiment dissous, mais est composé de métaux libres, d'ions complexes, de métaux liés à une variété de ligands, formant des molécules de différentes dimensions et caractéristiques chimiques, qui peuvent en outre être liées à de plus grandes entités de taille colloïdale, organiques et inorganique. Les dimensions déterminent leur transport (diffusion – advection– coagulation – sédimentation) et leur biodisponibilité. Les métaux liés aux particules sont rapidement incorporés dans les sédiments alors que les métaux libres et les métaux liés aux ligands dissous ont une résidence plus longue dans l'eau et peuvent être transportés sur de longues distances. Les métaux associés à la matière en suspension (1,2 μm) ont un comportement intermédiaire puisqu'ils ne peuvent pas se régler mais peuvent éventuellement s'agréger dans la sédimentation des particules. Bien que beaucoup de progrès aient été réalisés au cours des dernières décennies pour déterminer le partage des métaux entre ces différentes formes, la spéciation des métaux en traces dans l'eau reste un défi sérieux. Le rôle de la matière en suspension et la fraction sédimentaire <63 μm dans les systèmes fluviaux en particulier influencés par des facteurs anthropiques est très important dans le transfert des ETM d'un état à l'autre.

La séparation des métaux dans une rivière polluée est particulièrement importante intérêt parce qu'à une concentration élevée, potentiellement toxique, ils peuvent, à différents degrés, avoir un impact sur la vie aquatique. La partition en eau polluée est difficile à prédire, car cela dépend de divers autres facteurs associés à l'apport de métaux anthropiques, tels comme origine de la pollution, concentration et caractéristiques des suspension, ligands colloïdaux et dissous et modifications dans les paramètres physico-chimiques de l'eau.

Le Massif hercynien du Maroc central (MC) abrite de nombreuses minéralisations (Galène, blende, stibine, chalcopryrite, cassitérite, wolframite, fluorine etc.). Celles-ci furent découvertes et mises en exploitation dès le début du XX^{ème} siècle, lors du protectorat français au Maroc (1912-1955). Actuellement plusieurs mines ont été abandonnées pour diverse raison, notamment la chute des cours de métaux et l'épuisement des réserves. Outre les engins abandonnés et les excavations qui représentent un risque immédiat, les rejets miniers très chargés en éléments métalliques toxiques (Pb, Zn, Cu, Cd, Sb, etc.) et en produits de traitements (cyanures, acides, bases, etc.) constituent une source éminente de

pollution. En effet, les éléments métalliques se trouvant en déséquilibre et en instabilité chimiques dans les haldes et terrils sont facilement solubilisés et drainés par les eaux de ruissellement et finiront par passer dans les cours d'eau et dans les nappes phréatiques. Par ailleurs, les vents favorisent le transport des fractions fines de ces rejets miniers toxiques et contribuent par conséquent à la contamination des sédiments environnants qui à leur tour constitue une source secondaire d'ETM et entre en échange avec l'eau surnageante. Le phénomène de contamination des environnements des mines abandonnées se traduit dans la réalité par une affectation générale des écosystèmes (flore et faune) et par l'apparition de nombreuses maladies au sein de la population de ces régions contaminées. En effet, les sédiments fluviaux pollués jouent le rôle d'un réservoir et constituent par conséquent une source secondaire des ETM qui continuent à polluer le milieu aquatique, ce qui affecte négativement la qualité des eaux superficielles, la végétation et organismes vivants de ce milieu. C'est ainsi que l'évaluation de la qualité des sédiments fluviaux s'avère une étape cruciale permettant de localiser les zones fortement contaminées, de savoir la nature des éléments contaminants et de quantifier leur toxicité, afin de pouvoir établir une stratégie d'intervention rapide et efficace.

Les deux sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal, abandonnés depuis 1980, après l'exploitation des sulfures d'antimoine, ont produits plus de 50000 tonnes de rejets miniers riches en sulfures d'antimoine, sels minéraux et produits chimiques utilisés durant l'exploitation du gisement. L'état actuel des résidus montre également des indices de lessivage hydrique et des précipitations de sels minéraux au pied des rejets montrant que les rejets solides peuvent libérer des sulfates et les éléments métalliques comme le fer, l'antimoine, le zinc, le cuivre, etc... dans l'eau. En outre, l'eau superficielle drainant les deux sites abandonnés peut être chargée par les ETM qui peuvent être transportés à grandes distances sous forme dissoute ou solide en suspension. Une partie des eaux chargées en ETM peut s'infiltrer vers les eaux souterraines et transfère les éléments polluants vers ces dernières. Cela permet l'incorporation rapide des ETM dans les différents autres systèmes biologiques comme la faune et la flore, et aussi dans les sols, ce qui engendre un risque majeur sur l'équilibre environnemental. Le principal but de cette étude hydrochimique, était d'évaluer les modifications spatiales et transport métallique dans la partie contaminée de l'oued Ighardayane, par rapport aux sources anthropiques. Mais aussi d'examiner le rôle de la MES dans le partage des ETM entre la phase solide et liquide. Ainsi, malgré une concentration élevée des métaux dans l'eau, leur biodisponibilité directe est probablement limitée. La densité des activités minières dans la zone et le nombre insuffisant de stations de traitement des eaux font de la région d'étude (khénifra-Aguelmouss-Mrirt) l'une des plus importantes sources de polluants (sels, substances nutritives et métaux) transportés par différents affluents des principaux oueds du Maroc Central (Sebou, Bou-Regreg et Oum-Rbiâa).

III.4.2. Matériels et méthodes :

Les deux sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal situés à l'amont du bassin versant de Beht. Sur une altitude d'environ 1113 m et une pente d'environ 10° vers le N. Les deux mines abandonnées sont traversées par des ruisseaux de troisième ordre drainant la zone d'étude et s'étendent vers le nord en aval de l'oued Ighardayane où passe l'oued Beht. Ces ramifications (Fig.57), ont un très faible flux d'eau en été et appartient au sous-bassin versant de l'oued Beht. La température moyenne annuelle de la région d'étude varie de 6,6 ° C à 24,2 ° C. atteignant 33,6 ° C en juillet. La pluie domine en hiver et la région reçoit environ 717 mm / an. La température était plus basse et la précipitation moyenne était environ 12 mm en avril, mois d'échantillonnage, bien que la température moyenne est de 20,7°C.

13 échantillons de sédiments à fraction <63µm ont été prélevés en parallèle avec, cinq échantillons d'eau de puits, et huit échantillons d'eau de surfaces, tous échantillonnés à proximité des deux mines abandonnées (Fig. 57). Cela nous a donné un totale de 13 points de prélèvement qui ont été choisis pour prélever des échantillons d'eau durant le mois d'avril, une période de transition entre la saison de pluie et sèche au cours de l'année 2017, une année climatiquement exceptionnellement sèche. Les eaux de puits ont été collectées depuis la surface des eaux entre 0 à 0,5m de profondeur. Les niveaux piézométriques et la tranche d'eau des puits de la zone d'étude sont à des profondeurs différentes, d'un puits à l'autre, due à la nature hydrogéologique variable des nappes souterraines. Les eaux de surface recueillies des ruisseaux fluviaux (de l'amont d'Ighardayane) drainant les deux sites miniers sont de faibles profondeurs mesurées à quelques centimètres d'eau.

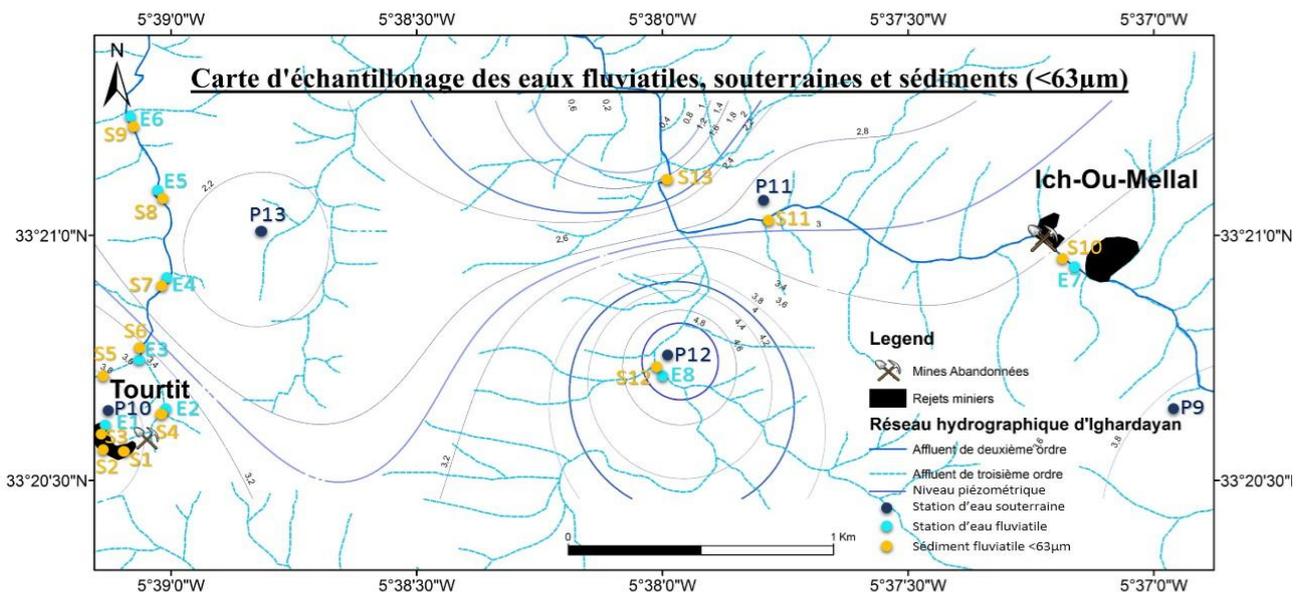


Figure 57: Carte d'échantillonnage des eaux fluviales, souterraines et sédiments fluviaux (<63µm).

Les paramètres physico-chimiques comme la température pH, Eh, oxygène dissous, conductivité électrique et l'alcalinité a été mesurées in situ. Les échantillons d'eau, ont été filtrés à travers un filtre de 0,45 µm, à membrane en acétate de cellulose par la marque Sartorius. Les eaux destinés pour analyses hydrochimique ont été acidifiés avec du HNO₃ à pH 2 pour la détermination de spectrométrie d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES), en utilisant un spectromètre Horiba Jovin Yvon JY2000 2 avec un monochromateur. Les anions étaient déterminés dans des échantillons non acidifiés par chromatographie ionique avec un Dionex ICS 3000 Modèle. Des blancs en double et un étalon d'eau de laboratoire ont été analysés pour le contrôle de la qualité. Les solides totaux des eaux, correspondent au poids du matériau obtenu par évaporation de 100 ml d'eau filtrée et non filtrée à travers des filtres de 0,45 µm, respectivement. La matière en suspension (MES) bloquée par le filtre est séchée dans l'étuve à 50°C, pesée et puis calcinés au four à une température de 550°C durant 2 heures pour éliminer la matière organique volante avant de destiner le résidus vers une analyse ICP, une analyse des résidus de filtres vide après calcination, est aussi passé à l'ICP pour éliminer toutes éléments additionnelles. Parallèlement aux échantillons d'eau nous avons collecté 13 échantillons de sédiments dont nous avons mesuré, les mêmes paramètres physicochimiques in-situ sur sédiments humides. Les échantillons des sédiments fluviatiles ont été collectés à une profondeur de 0-5 cm, transportés au laboratoire dans des sacs en polyéthylène, séchées à 50 °C, puis tamisées à travers un tamis en nylon < 2 mm puis de 63 µm pour obtenir la fraction argilo-silteuse <63µm. Le pH des échantillons ont été mesurés in-situ, dans une suspension solide-eau (rapport liquide / solide de 2,5), alors que la conductivité électrique (CE) a été mesurée dans un rapport liquide / solide de 1/5. Pour déterminer la matière organique (MO), les sédiments < 2mm, ont été broyés et calciné dans un four à 550°C durant 2 heures, pesée pour détermination de la M.O volatile et puis calculée en appliquant un facteur de 1,724, sur la l'hypothèse selon laquelle l'MO contient 58% de carbone organique (Nelson et Sommers, 1996), avec précision de 2% pour les sédiments de ruisseau. Les identifications minéralogiques ont été effectuées par diffraction des rayons X, en utilisant Diffractomètre de rayons X Philips PW 3710, avec un tube de Cu, à 40 kV et 20 nA. Ces déterminations ont été menées au Département des sciences de la Terre de l'institut scientifique, Rabat (Maroc), et par l'office d'hydrocarbures et mines ONHYM. Le carbone organique dissous (COD), étaient déterminés avec un analyseur Shimadzu TOC 5000A. L'Alcalinité, NH₄, NO₃, NO₂ et oxygènes dissous (OD) ont été déterminé par des mesures colorimétriques (Bartram et Ballance, 1996). Pour détermination géochimique 3 fractions sédimentaires (sable grossier sable fin et agiles-silteux) ont été déterminés par un ICP-OES pour déterminer les teneurs en éléments chimiques. Des duplicata de blancs et un standard de laboratoire ont été inclus dans chaque lot de 5 échantillons. Les échantillons sans concentrations déterminées ne sont pas inclus dans cette étude. Des approches statistiques ont été utilisées pour une cartographie de la contamination des eaux fluviatiles et souterraines, qui sont comme suivant : l'Indice de contamination des eaux (ICe), Indice de pollution organique des eaux (IPO), des évaluations de risque potentiel de toxicité métallique d'eau (RPTME), qui ont avec les résultats obtenu pour la contamination des sédiments ont permis d'élaborer une carte

synthétique de zonation des secteurs en danger avec les principaux ETM vulnérables pour le système fluvial, voire l'ensemble des compartiments environnementaux.

III.4.3. Résultat et discussion

III.4.3.1. Caractérisation des sédiments fluviaux :

III.4.3.1.1. Comportement des éléments majeurs dans les sédiments fins $<63\mu\text{m}$:

Pour la détermination de la typologie des sédiments fluviaux, nous avons étudié la distribution des teneurs en éléments majeurs et métalloïdes des sédiments échantillonnés dans les cours d'eau de la zone d'étude. Les teneurs majeures des sédiments, sont présentés dans le diagramme ternaire (Fig.58). Trois composantes des éléments majeurs (Al, Fe+Mn et Mg+Ca.) constituent des pôles du diagramme sont à base de leurs abondance en teneurs naturelles dans les sédiments fluviaux d'une part et les aluminosilicates, les oxydes et les carbonates qui jouent un rôle essentiel dans le contrôle des éléments traces des sédiments. Le diagramme met à l'évidence une variation significative par rapport au pôle carbonaté (Ca+Mg). Les échantillons analysés évoluent d'un pôle non carbonaté (80%) vers un pôle carbonaté (entre 5 et 10%). L'abondance relative d'Al et Fe+Mn semble peu varier pour l'ensemble des échantillons. Toutefois Fe+Mn présente légèrement une variation moins importante que l'aluminium (Al) (10 à 40% et 25 à 65%, respectivement).

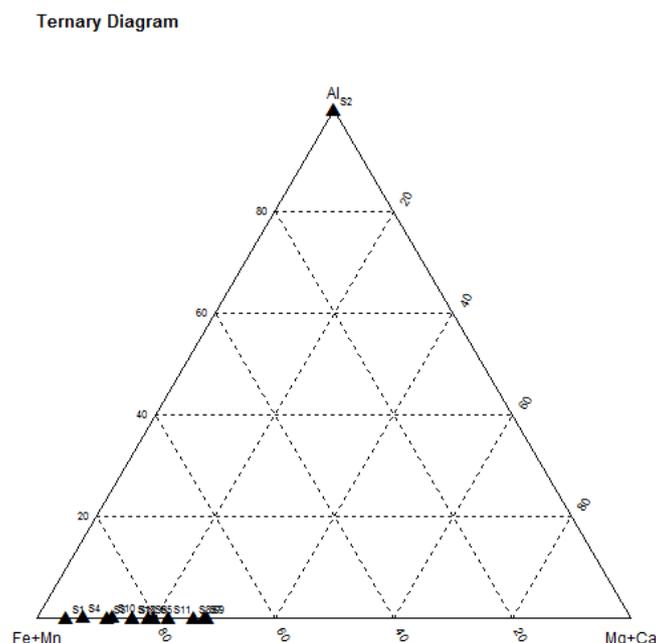


Figure 58: Diagramme de ternary des concentrations en éléments majeurs dans les sédiments fluviaux.

La distribution des éléments majeurs dans les sédiments fluviaux montre des regroupements (un regroupement à abondance des aluminosilicates), dont l'ensemble représente une composante

minéralogique majoritairement composée par les éléments ferromagnésiens dont Fe+Mn= varie entre 70 et 95% sauf pour l'échantillon S2 situé auprès de la mine Tourtit, riche en Al= 100% à. L'abondance des éléments aluminosilicatés et Ferromanganésiens est généralement due aux concentrations naturelles des formations schisto-géseuses. Dans l'ensemble de la composition en élément majeurs et conservateurs (Al ; Fe+Mn et Ca+Mg) des sédiments fluviatile de la zone d'étude montrent que les sédiments les plus enrichis en Fe (>70%) , en Al (>5%) et moins enrichis en Ca+Mg (<10%) sont situés d'une part à l'amont des ruisseaux de l'affluent Ighardayan drainant les rejets de traitement des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal caractérisés par une granulométrie sableuse permettant le transport facile des particules de silts et d'argile par les eaux de drainage. Les sédiments les moins enrichis en Al et Fe (<40%) et plus enrichie en Ca+Mg (>10%) sont situés en aval des ruisseaux où la lithologie sédimentaire est constituée de dépôts sableux non argileux ou sableux-caillouteux fortement perméable. Le diagramme des cations (Fig.59), montre une abondance des éléments carbonatés Ca+K (> 80%) dans l'ensemble des sédiments sauf pour S2. Cela peut être expliqué par la présence des passages carbonatés qui peuvent être à l'origine des enrichissements en Ca et K dans les sédiments. Ces résultats confirment le fait que les sédiments constituent un compartiment intégrateur de la lithologie et des différents processus d'altération à l'échelle d'un bassin versant (N'guessan 2008). La composition en éléments majeurs des sédiments et leur typologie mixte, ferromagnésienne à apport carbonatés, nous a permis donc de supposer que les ETM présents dans ces sédiments sont contrôlés dans leur distribution par la phase carbonatée et/ou ferromagnésienne. Cela reflètent en partie que la composition et le comportement des sédiments fluviatiles à l'amont de l'oued Ighardayan contrôle la qualité des dépôts transportés en aval où s'installe l'oued Beht l'une des rivières les plus importants du Maroc central.

Ternary Diagram

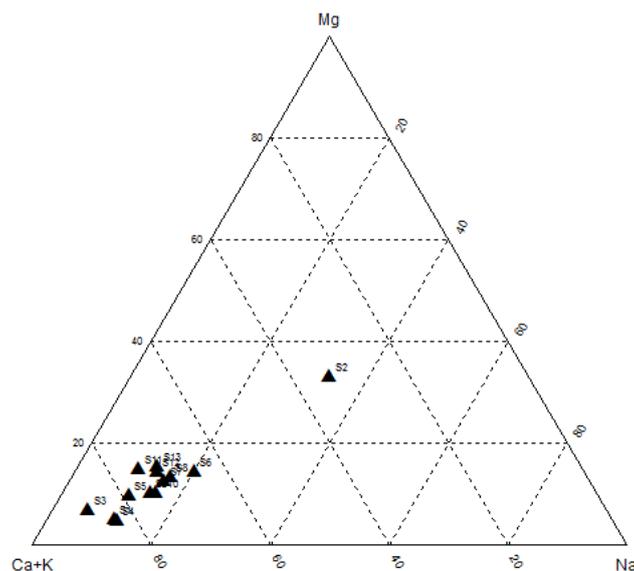


Figure 59: Diagramme de ternary des cations dans les sédiments fluviatiles.

III.4.3.1.2. Distribution spatiale des ETM dans les sédiments selon la taille des grains

Le couple « adsorption/désorption » est considéré, par l'agence de protection environnementale des Etats Unis (Connelly 2001), comme étant le plus important processus de contrôle de la mobilité et de la disponibilité (pour les microorganismes) des polluants dans un environnement aquatique. Par le processus d'adsorption (à l'opposé de la désorption), bon nombre des polluants quittent les colonnes d'eau des rivières pour s'absorber dans les sédiments de fond (N'guessan 2009). La réactivité des particules solides vis-à-vis des processus de surface est liée à leur surface spécifique, laquelle est inversement proportionnelle à leur diamètre (Salomons et Förstner, 1980); en d'autres termes, la teneur en éléments traces des sédiments décroît lorsque la taille des particules augmente (Tab.14).

Tableau 14 : Valeurs moyenne des ETM dans les fractions sédimentaires.

	Sb	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni
Argile silteux	66261,3	6088,4	30999,7	88,2	77,2	743,6	213,8	83,3
Sable fin	30930,5	2865,0	12970,1	36,9	36,0	350,8	97,2	37,2
Sable grossier	15519,7	1158,9	2833,4	18,9	42,5	449,1	110,8	50,2

Les phases solides qui forment les sédiments de rivières sont très souvent constituées d'argiles, d'hydroxydes et d'oxydes, de minéraux carbonatés et sulfurés, mais aussi de composés organiques. (Tessier et Turner 1995). L'ETM le moins abondant dans les sédiments fluviaux de la zone d'étude est Cd (22 ppm en moyen), alors que Sb et Pb présentent de loin les concentrations les plus élevées (140.59 et 84.98 ppm en moyen respectivement). Pour les autres ETM, les concentrations varient entre 36 ppm (Cu) et 2909 ppm (As). Dans l'ensemble les valeurs moyennes sont très proches de la médiane. Il y a donc, à l'échelle de la région, peu de dispersion dans les concentrations des ETM mesurés. L'ordre d'abondance des ETM dans les sédiments s'établit comme suit: Sb>Pb>As>Zn>Cr>Ni>Cu>Cd. La similitude entre la signature géochimique des rejets miniers et celle des sédiments (Fig.60), traduit que cette abondance des ETM dans les sédiments est liée à celle des rejets miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Des anomalies importantes en Sb, As et Pb et à un degré moindre en Cu et Ni sont à souligner dans cette normalisation. Cela suppose qu'il y a probablement pour ces éléments un apport anthropique qui affecte la qualité des sédiments et de l'eau du système fluvial de la zone d'étude.

Afin de préciser la phase granulométrie à concentrations élevées en ETM dans les sédiments échantillonnés nous avons comparé la composition géochimique des diamètres importantes constituant les sédiments de la zone d'étude (Fig.60). Les résultats obtenus montrent que la phase sédimentaire <63µm contient les plus grandes concentrations en ETM étudiés par rapport aux fractions plus grossières. Cette fraction (<63µm) est aussi connue par sa capacité de transfert et échange des ETM avec la phase liquide, ce qui rend ces éléments plus dangereuse à la stabilité du milieu aquatique.

Trois fractions granulométriques importantes dans les sédiments (Silt-argileux= 34% ; Sable fin= 50%, et sables grossier 8%;) ont été choisis pour une étude des concentration en ETM (Sb, As, Pb, Cd, Zn,

Cu, Cr , Ni). La distribution des concentrations en ETM dans les fractions étudiées montre une variation en teneurs selon chaque élément, dont l'antimoine (Sb) et l'arsenic (As) qui montrent une forte concentration dans la fraction argileuse et silteuse. Le plomb (Pb) montre une abondance dans la fraction silteuse suivie par la fraction argileuse. Le Cadmium (Cd) se concentre dans la fraction argileuse et sable fin. Le Chrome (Cr) montre une abondance dans la fraction argileuse et puis dans les sables grossiers. Le Cuivre (Cu), le Zinc (Zn) et Nickel (Ni) se concentrent en forte teneur dans les sables grossier et argiles (Fig.60). La distribution des ETM montre une abondance des concentrations des éléments métalliques dans la fraction argileuse et silteuse respectivement. Ces deux fractions refferment 50% des ETM des sédiments et se caractérisent par leur mobilisation facile par les eaux du système aquatique. Ces fractions sont abondantes au niveau de la mine Tourtit où s'installent les rejets de traitements caractérisés par leur faible diamètre, qui sont à l'origine de la fraction argileuse et silteuse dans les sédiments de la zone d'étude.

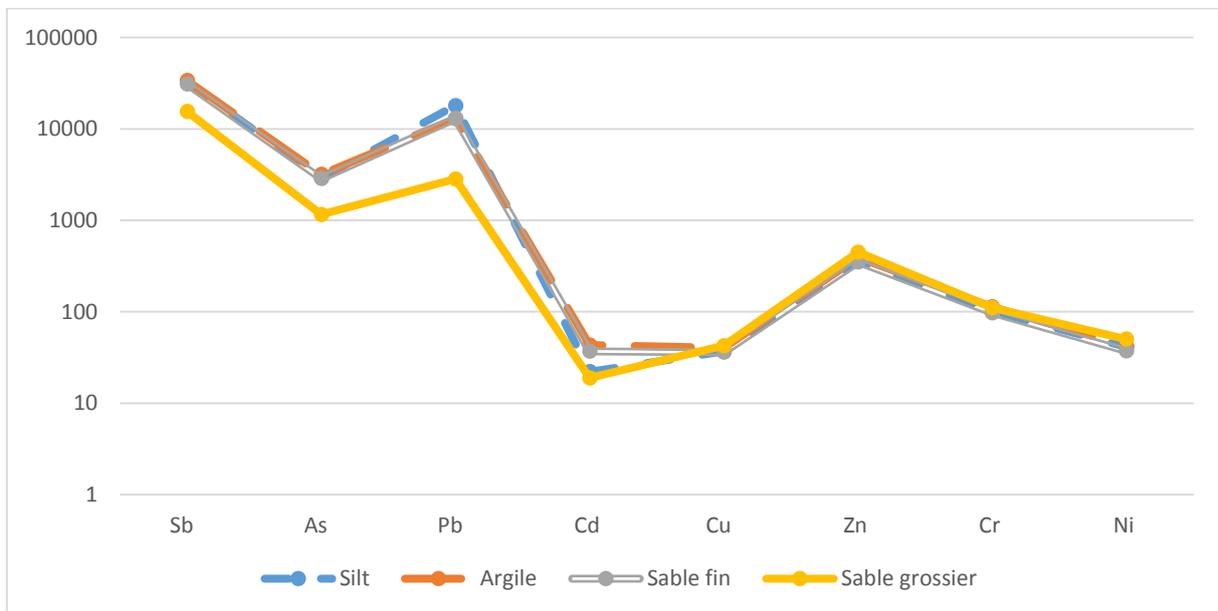


Figure 60 : Teneurs en éléments traces métalliques dans les différentes fractions sédimentaires.

III.4.3.2. Hydrochimie des eaux :

III.4.3.2.1. Piézométrie :

La profondeur des eaux échantillonnées d'après les cinq puits des nappes alluviales présents dans la zone d'étude varie de quelques mètres piézométriques), d'un puits à l'autre avec des profondeurs compris entre 2 m et 17 m. L'analyse de la carte piézométrique (Fig.61) montre que le sens d'écoulement général des eaux se fait en prédominance du Sud vers le Nord de la zone d'étude avec des migrations secondaires des eaux vers toutes les directions dans la partie centrale, de l'Est vers l'Ouest dans la partie orientale et de l'Ouest vers l'Est, dans la partie occidentale. Cela indique une connectivité fortement probable entre les nappes à un certain niveau de profondeur. Cette connectivité peut être attribuée aussi au réseau de facturation présent dans la zone d'étude et génère aussi une liaison qui contrôle les

distributions des charges métalliques et biologiques des eaux. Cela signifie que la pollution probable d'un seul puits dans la zone d'étude peut affecter les autres puits voisins.

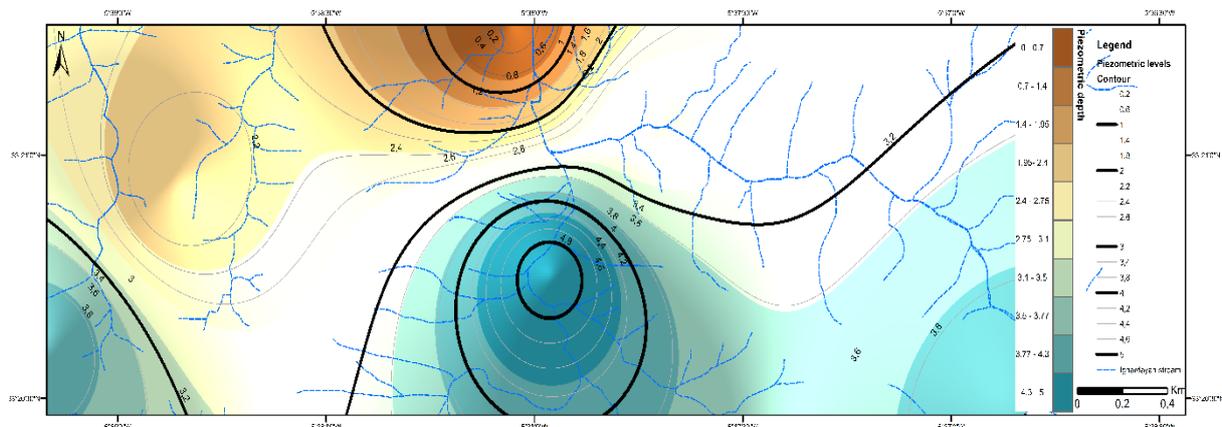


Figure 61 : Carte piézométrique de la zone d'étude.

III.4.3.2.2. Paramètres Physico-chimiques :

Les sédiments fins des lits des affluents échantillonnés ont un pH acide à légèrement acide et allait de 2 à 5 au voisinage des sites miniers abandonnés avec un pH moyen acide (pH~4), une teneur élevée en Fe 43388 ppm et 5,74% comme valeurs. Le potentiel redox (Eh) moyen des sédiments fluviaux échantillonnés (Eh = 900,44 mV), indique des conditions fortement oxydantes, de sorte que l'on peut s'attendre à l'apparition des sulfures. Le carbone organique total (COT) variait de 3,3 à 6,45%, avec une valeur médiane de 4,2%. Les teneurs en matière organique dans la fraction fine argileuse des sédiments fluviaux s'arrangent entre 3.3% et 8.93% or mg/l. La teneur maximale observée caractérise la station 6 en aval de l'affluent drainant la mine Tourtit avec un pourcentage égal à 8.93%. La teneur minimale enregistrée à la station 3 avec une valeur de 3.3%, située auprès de la mine Tourtit. La valeur moyenne en M.O., dans la zone d'étude égal à 5,74%. Les teneurs élevées en M.O., dans les sédiments s'expliquent par le fait que les conditions physico-chimiques des sédiments sont favorables au développement de phytoplancton dans les fleuves, et donc à la productivité maximale de la matière organique. La quantité de M.O, est moins importante à la station avale 6 qu'à la station amont 3, ceci peut être expliqué par l'importance des conditions réductrices à la station 6. A cette station aval les apports en éléments nutritif est peut être importante par rapport aux stations amont, pour que la M.O., montre un croisement, ou bien la M.O., a subi une oxydation importante, causant sa dégradation à l'amont et la libération des ETM associés à celle-ci.

La répartition des carbonates est représentée par l'analyse de la variation des teneurs en carbonates dans les sédiments superficiels fins, de la zone étudiée montre, d'une part, que ces teneurs varient entre 0,39% à la station 3 et 4,02% à la station 5, ces teneurs enlevées sont essentiellement liées à l'origine détritique. En effet, les eaux fluviales étudiées, traversent diverses formations calcaires. D'autre part, l'origine de la calcite peut aussi être liée à la précipitation directe de la calcite à partir des

eaux. Les carbonates, caractérisés par leur propriété d'adsorption des ETM, peuvent contribuer à l'augmentation des teneurs de ces derniers dans les sédiments plus précisément dans la fraction argileuse des sédiments.

La variation du pH est le facteur dont l'action sur la mobilité des métaux est la plus déterminante. La spéciation du métal change avec le pH et influence la fixation sur la phase solide. Les pH mesurés, sont légèrement alcalins dans leur majorité, avec une valeur minimale de 2.61 à la station 1, et une valeur maximale de 7.39 à la station 8. Au niveau des sites miniers, le pH diminue au niveau de la mine abandonnée Tourtit. La diminution du pH est essentiellement due d'une part à l'évaporation des eaux engendrant un enrichissement en éléments dissous, d'autre part à la dissociation de la molécule de l'eau libérant des ions d'hydrogène dans le milieu sédimentaire, ce qui engendre une acidification du milieu. Selon Bonnet (2000), le pH est fortement lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates, en effet, les sédiments étudiés sont relativement faibles en carbonates, ces carbonates provenant essentiellement de l'érosion du fond géochimique constitué de formations grésopélitique et schisteuse avec des passages du calcaire d'âge viséen, ainsi que de la précipitation des carbonates, surtout la calcite. Ceci favorise la contamination des sédiments. En effet, selon Gharbi (2008), l'augmentation du pH contribue à la diminution du potentiel de surface, en diminuant la concurrence des protons par rapport aux ions métalliques ce qui favorise ainsi leur fixation, la précipitation pouvant également se produire à pH élevé. Les ETM peuvent être mobilisés en cas de modification des conditions environnementales, surtout du pH. Quand le pH diminue, des processus de désorption ou de dissolution auront tendance à entraîner le relargage des cations métalliques depuis le sédiment vers la phase dissoute, tandis qu'un pH alcalin, dominant dans les ravins échantillonnés, favorise en grande partie la précipitation des métaux et de leurs complexes.

Les résultats de mesures de la conductivité électrique. Les conductivités mesurées sont plus élevées durant la saison sèche. L'évaporation de l'eau donne un enrichissement en ions, ceci augmente d'avantage la minéralisation des sédiments, contrairement à la période pluvieuse, où la dilution par les eaux engendre leur lessivage.

Les conductivités les plus élevées sont rencontrées à l'amont auprès de la mine Tourtit avec une valeur maximale de 10000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station 3 et une valeur minimale de 1299 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station 8 à l'amont de l'affluent Est qui daine la mine Ich-Ou-Mellal. La conductivité importante au niveau de la station 3 et les stations autour des deux sites miniers, est due aux apports de sédiments fortement minéralisés provenant des rejets des deux sites miniers abandonnés. Les rejets miniers abandonnés au voisinage des réseaux fluviaux, contribuent largement à l'augmentation de la minéralisation des sédiments. En effet, ces rejets sont fortement minéralisés, l'érosion et le transport des particules fines de ces résidus vers les sédiments fluviaux peuvent donner lieu à une augmentation de la conductivité au niveau des sédiments.

- **Température :**

La température de l'eau est un facteur important dans l'environnement aquatique du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Chapman et Kimstach 1996). Dans la zone d'étude, la température de l'eau de surface au niveau des affluents échantillonnés est variable entre 14,8 et 28,3 °C. Elle présente une diminution, suivant un gradient décroissant relatif de l'amont où sont localisés les deux sites miniers abandonnés en aval des affluents de l'oued Ighardayane. Ce gradient est dû à l'insolation et à la faible profondeur en amont qui tend à augmenter en aval (comme examiné sur terrain). L'élévation de la température en amont peut être influencée par la présence des mines abandonnées qui alimentent le réseau hydrique par des métaux d'Antimoine Plomb et Fer (démontré précédemment), qui ont une grande capacité de réflexion des rayons solaires et par conséquent ont contribué à l'augmentation de la température de l'eau, dont le maximum est atteint auprès des mines en particulier celle de Tourtit.

L'évolution de la température d'un cours d'eau reste liée d'une part aux conditions locales tels que le climat régional, la topographie, la durée de l'ensoleillement, le débit et la profondeur. La température de l'eau est un paramètre d'une importance majeure dans la vie des écosystèmes aquatiques. Elle a une influence sur plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques (Sigg et al., 2001).

Les résultats de la répartition spatiale de la température des eaux souterraines (Fig.62) montrent une température relativement stable (T° moyenne = 17.8°C) de tous les puits échantillonnés sauf pour le puits 4 où la plus faible température est enregistrée (15.8 °C).

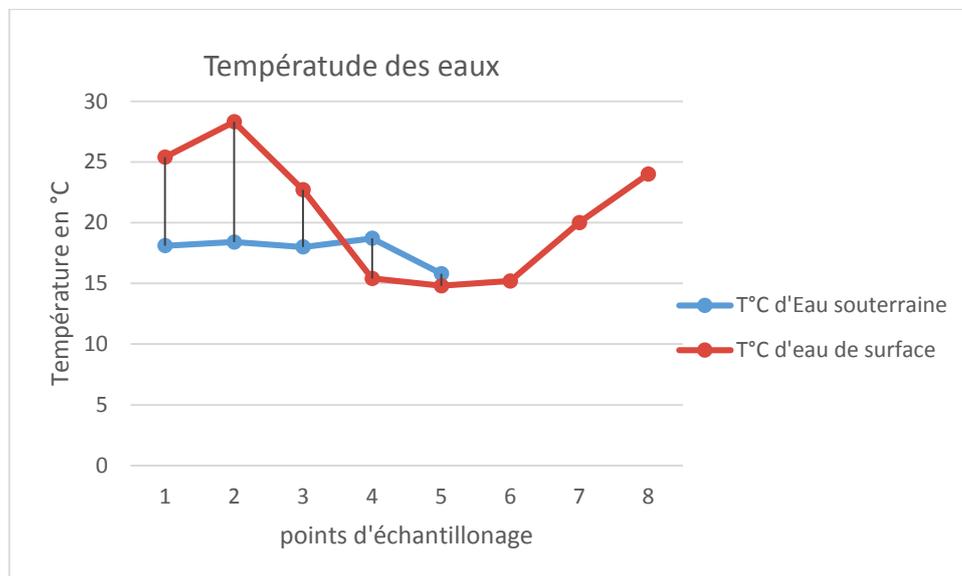


Figure 62: Diagramme de température des eaux de surface et souterraines

L'ensemble des valeurs aussi bien dans les eaux de surface que souterraines, semble normal parce qu'elles ne dépassent pas les normes Marocaines d'eau potable ($\leq 30^{\circ}\text{C}$). Les écarts enregistrés (Tab.15) ne sont due en fait qu'au décalage horaire journalier entre les différents points de prélèvement. C'est la raison pour laquelle le profil spatial ne présente pas de différence significative entre les différentes

stations. La moyenne qui est de l'ordre de 20.72 °C (Tab.15) reste liée aux conditions locales (climat, durée d'ensoleillement, débit et profondeur).

Par ailleurs le même phénomène a été décrit par Jadal (2002) pour l'estuaire d'Oum-Rbia où l'évolution spatiale de ce paramètre se caractérise par un gradient décroissant de l'amont vers l'aval. Quant aux variations spatiales, aucune différence significative n'a été relevée. Ces concentrations sont similaires à celles de la rivière de Ganges qui fluctue de 15 à 35 °C, suggérant que cette augmentation est due aux influences naturelles et anthropiques (Sarkar et al., 2007).

Tableau 15 Températures des eaux de surface et souterraines de la zone d'étude :

T°C	Eau de surface	Eau. Souterraine
Max.	28,3	18,7
Moy.	20,72	17,8
Min.	14,8	15,8
Ecart-type	5,19	1,15

- **Turbidité et Matières en suspension (MES) :**

La turbidité est définie comme la diminution de la transparence de l'eau dûe à la présence de matière non dissoute comme des particules d'argiles, de silt, des particules colloïdales et autres organismes. Les matières en suspension (MES) sont généralement définies par la concentration de particules de dimension supérieure à 0.45 µm. Il existe généralement une assez bonne corrélation entre turbidité et concentration en MES (Bertrand-Krajewski et al., 2007). Cette corrélation est très intéressante si on veut estimer les apports de sédiments (et notamment estimer des charges annuelles) car la turbidité peut être facilement mesurée en continu (Bertrand-Krajewski, 2007).

La concentration en MES est généralement un bon indicateur de la qualité des eaux de ruissellement. Dans les eaux superficielles, les MES peuvent provenir soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets sédimentaires ou d'eaux résiduaires urbaines ou industrielles. Leurs effets sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux, réduction de la transparence, de la lumière donc de la photosynthèse...). Ce paramètre à un certain degré est considéré comme limitant à la fluctuation et au développement de la faune benthique et même du peuplement ichtyologique. La teneur en MES est généralement liée aux séquences hydrologiques du fleuve (crues et étiages). Cependant son estimation n'est pas nécessairement corrélée avec celle du débit mais dépend plutôt de la nature des épisodes hydrologiques qui ont précédé le prélèvement (Fontevieille, 1987). Les MES d'origine aussi nombreuses que diversifiées, peuvent être considérées comme une forme de pollution à des teneurs élevées.

Dans les affluents échantillonnés, les eaux de surface sont assez chargées en MES (6,4 mg/l à 3000 mg/l) avec 6.4 à 2994 mg/l de matière végétale et 0 à 274 mg/l de matière minérale (Tab.16). La plus grande

teneur de la matière en suspension végétale dans les eaux fluviales est constatée en aval au niveau de la station E6, ce qui concorde avec les plus fortes teneurs en M.O., dans les sédiments de la même station (Fig.63). Si on prend en considération la faible profondeur relative des réseaux hydrique, le faible débit le long des affluents et la turbidité des eaux de la zone d'étude, on note que les plus grandes concentrations de la MES sont enregistrées dans les eaux à forte turbidité (Fig.63.a).

Tableau 16 : Composition de la matière en suspension (MES) des eaux du secteur d'étude. M.V : matière végétale, M.M : matière minérale présente dans la MES :

	MES mg/l	M.V mg/l	M.M mg/l
Max.	2936	2930	274
Moy.	330,03	295,17	35,26
Min.	2	2	0

Une hausse générale de la MES est détectée de l'amont vers l'aval, accompagné avec une diminution de la matière minérale en suspension en s'éloignant des sites miniers abandonnés allant en aval des affluents étudiés (Fig. 63). Cela est aussi accompagné d'une augmentation de la turbidité, ce qui rend le traitement de l'eau pour des fins d'approvisionnement en eau potable plus complexe et plus coûteux. La diminution perceptible de la MES dans la station E2 des eaux de surface, malgré que la turbidité est considérable, est probablement due à l'oxydation de la matière organique et la libération des métaux en solution dans l'eau. Les fortes charges (139,6 à 3000 mg/l) enregistrées à l'amont et en aval des affluents drainants les deux sites miniers, sont probablement le résultat d'une érosion en masse des rejets miniers et du transport en aval où la diminution de débit des eaux (1m³/s) n'a pas été suffisante pour la décantation de la MES (Fig.63). Celle-ci est à ce niveau formé totalement de végétaux, indice d'une eutrophisation des eaux relativement stagnantes.

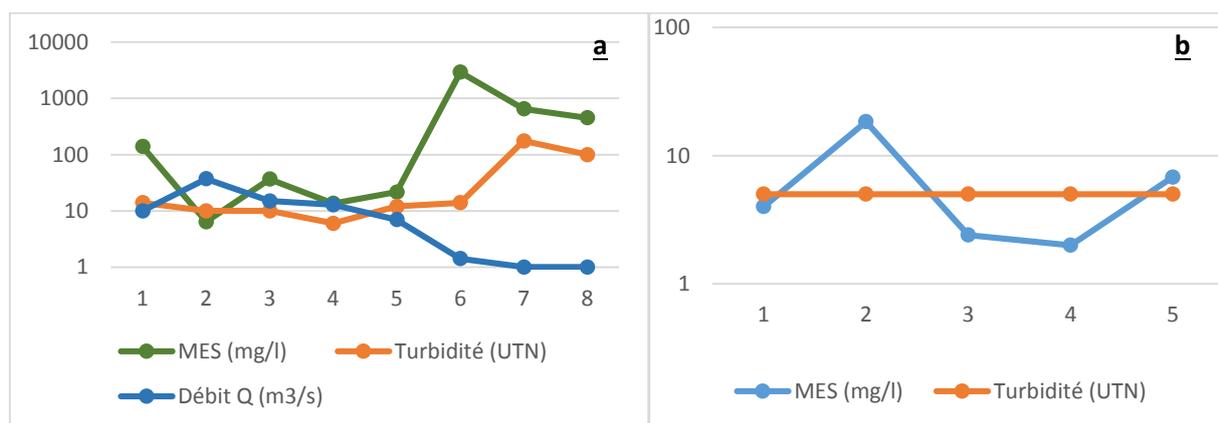


Figure 63 : Graphes de comparaison entre la MES des eaux et la turbidité et débit des eaux fluviales² (a) et la turbidité des eaux souterraines (b).

Les eaux souterraines montrent un enrichissement en MES variable entre 2 et 19 mg/l (Fig.63 b), qui renferme en sa totalité que la matière végétale avec 0 mg/l de matière minérale sur l'ensemble des puits

échantillonnés (Tab.16). L'absence de la matière minérale dans les eaux souterraines indique que l'ensemble des minéralisations sont sous forme dissoute dans l'eau.

La distribution spatiale de La MES (Fig.64), montre une forte concentration en MES au niveau des eaux souterraines de Tourtit. Ces concentrations tendent à diminuer légèrement en aval contrairement aux eaux de surface au-dessus. Les eaux souterraines de la partie Est montrent au contraire une augmentation remarquable de l'amont en aval (Fig.64). Les concentrations de la matière en suspension végétale à l'amont et à l'aval de la zone d'étude peuvent être un indice d'une pollution biologique par un début d'eutrophisation ou une eutrophisation complète comme détectée dans certains puits examinés au voisinage de la mine Tourtit.

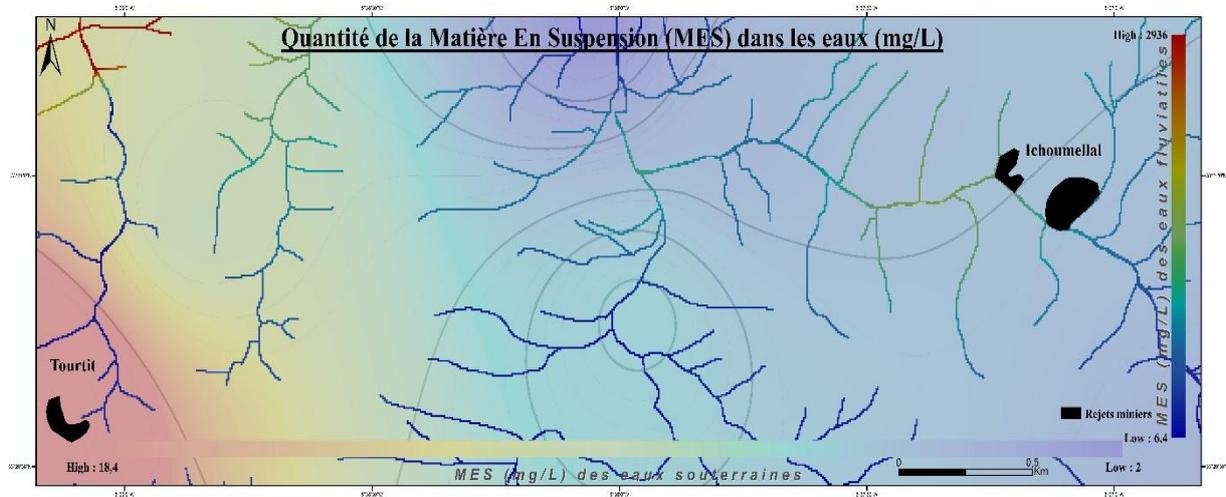


Figure 64: Carte de distribution spatiale des teneurs en matière en suspension (MES) dans les eaux

- **Le potentiel hydrologique (pH) :**

Les résultats obtenus du pH pour les eaux de surface et souterraines indiquent un comportement similaire. La valeur moyenne du pH des eaux souterraines est de l'ordre de 6.86, proche de la neutralisation. Ces eaux se répartissent en deux zones acides à pH égal à 5 et une zone intermédiaire neutre qui augmente à l'alcalinité avec un pH 8 vers le nord (Fig.65). Cette distribution est corrélative avec celle du pH des eaux superficielles qui montent un pH acide (entre 2 et 5) au voisinage des deux sites miniers. Ces valeurs augmentent légèrement l'alcalinité vers le Nord de la zone d'étude (Fig.65). Les plus faibles valeurs de pH se trouvent dans la partie des mines abandonnées, situés en amont des cours d'eau. Néanmoins on observe une légère augmentation du pH de l'amont vers aval des cours d'eau. Cette variabilité spatiale de pH traduit l'effet des rejets miniers des deux sites Tourtit et Ich-Ou-Mellal sur la diminution du pH, voire l'augmentation de l'acidité des eaux de surface et souterraines aux alentours des mines abandonnées accentué par les processus de lixiviation et de leurs rejets sulfuriques.

Tableau 17: Valeurs pH des eaux de surface et souterraines en relation avec l'ion de carbonate (TAC) dans ces eaux :

	Eau de surface		Eau souterraine	
	pH	TAC (még/l)	pH	TAC (még/l)
Max.	8	12	7,38	6
Moy.	6,80	7,75	6,86	3,8
Min.	3,46	0	5,87	1

Ces résultats du potentiel hydraulique (pH) de la zone d'étude respectent généralement le niveau guide, établi par l'OMS pour les eaux destinées à l'irrigation, qui se situe entre 6.5 et 8.5, sauf pour les zones minières abandonnées, où l'acidité des eaux est très élevés pour être utilisées par l'Homme.

L'alcalinité ou la concentration en ions de carbonate (TAC) a une capacité de neutralisation des eaux acides. Les eaux de surface ont une alcalinité qui varie entre 0 mg/l au niveau des deux sites minières et 12mg/l plus au nord (Tab.17), ce qui indique une bonne relation avec la distribution du pH ($r^2=0,67$). La faible alcalinité des eaux peuvent être originaire des passages carbonatés qui se développe du point de vue épaisseur vers le nord. De plus selon Sigg et al. (2006), le pH des rivières est contrôlé par le pouvoir tampon des eaux, en particulier par CO_3^{2-} et HCO_3^- . Aussi selon Semhi et al. (2000), la forte fertilisation azotée contribue à augmenter les taux d'érosion chimique en favorisant la dissolution des carbonates, ce qui a pour conséquence directe de rendre les eaux plus basiques.

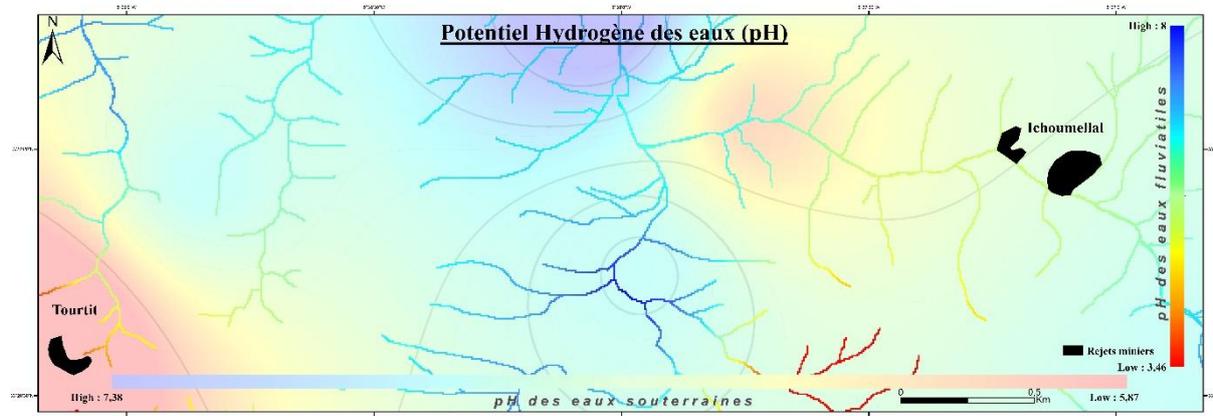


Figure 65 : Carte de distribution spatiale du pH des eaux du secteur d'étude.

- **La dureté de l'eau (Th) :**

La dureté de l'eau est causée par les composés de calcium et de magnésium et par divers autres métaux. La présence de calcaire dans l'eau se mesure aussi en degrés français ($^{\circ} f$ ou $^{\circ} Th$). Un degré correspond à 10,3 mg de carbonate de calcium par litre (ou 4 mg de calcium) selon la norme NF EN 14743. Les eaux peuvent se réparties en 3 types basés sur leur dureté : Eau (douce ; Eaux moyennement dures et Eaux très dures avec 5 titres hydrotimétriques:

- 0 à 7 °TH : Eau très douce ;
- 7 à 15 °TH : Eau douce ;
- 15 à 30 °TH : Eau plutôt dure ;
- 30 à 40 °TH : Eau dure ;
- > 40 °TH : Eau très dure.

La dureté mesurée dans l'eau de la zone d'étude montre des concentrations variables entre 0 et 17 dans l'eau fluviale et entre 0,7 et 9 mg/l dans les eaux souterraines (Tab.18). Ces teneurs correspondent à des concentrations de 0 à 175,1 mg/l dans les eaux de surface et de 7,21 à 92,7mg/l en carbonate de calcium dans l'eau souterraine. La dureté de l'eau est donc variable entre une eau très douce à une eau plutôt dure à dure selon les normes Marocaines d'eau potable.

Tableau 18 : La dureté des eaux superficielles et souterraines en mg/l et TH° :

	Dureté en mg/l		TH°		OMS mg/l
	<i>Eau Souterraine</i>	<i>Eau de surface</i>	<i>Eau Souterraine</i>	<i>Eau de Surface</i>	
Max.	9	17	91,67	172,01	200
Moy.	4,12	10,275	42,436	105,8325	
Min.	0,7	0	7,21	0	

La répartition spatiale de la dureté de l'eau superficielle montre des eaux très douces à l'amont des réseaux fluviaux sauf pour celui qui draine la mine Tourtit où l'eau est moyennement dure (Fig.66). En aval, la dureté de l'eau augmente généralement à des eaux dures voire très dures. La présence des faciès carbonatés d'âge viséen, le long du parcours des réseaux hydriques est la source principale de l'enrichissement des eaux en carbonate de calcium. La dureté élevée de l'eau limite la capacité dissolvable de ce dernier et donc les ETM ne peuvent pas être dissous en grandes quantités, et donc leur transport dans l'eau se fait très probablement à l'état particulier dans l'eau dans des critères similaires à ceux des eaux superficielles étudiées. Les eaux souterraines de la zone ouest (Tourtit), montre des eaux très douces qui se développent à des eaux douces en aval, contrairement à la zone Ich-Ou-Mellal à l'Est où les eaux de l'amont sont douces sur la totalité de la zone avec des faibles augmentations qui n'affectent pas la douceur de cette eau (Fig.66). En aval de cette zone l'eau devient de nouveau très douce avec un °TH=0. La douceur élevée des eaux souterraines est donc un indicateur de forte capacité de ces dernières à dissoudre les éléments métalliques. Ce qui indique une forte probabilité d'une absence de transport particulier des minéralisations (Matière en suspension minérale) par les eaux souterraines.

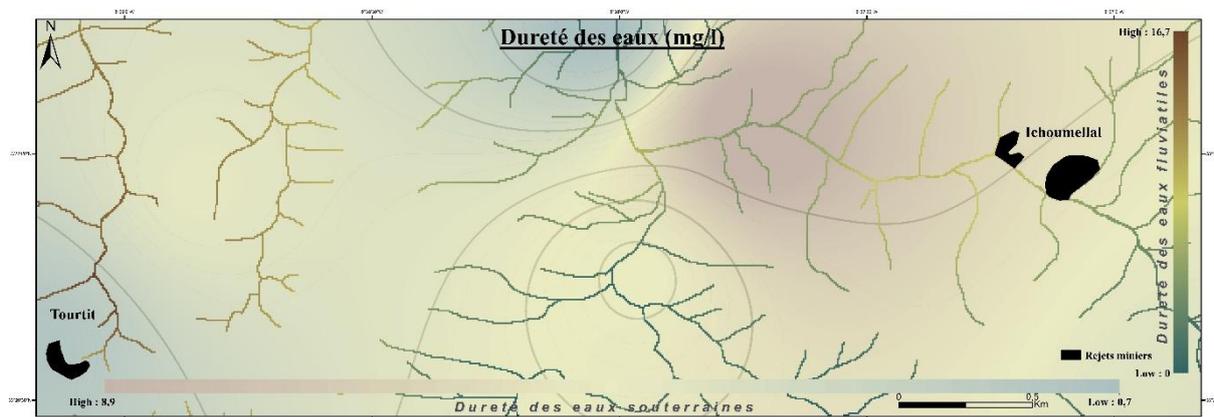


Figure 66: Carte de distribution spatiale de la dureté de l'eau.

- **La conductivité électrique (EC) :**

La conductivité d'une eau est un indicateur des changements de la composition en matériaux et leur concentration globale. Elle est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous (Nisbet et Verneau, 1970). Elle renseigne sur le degré de minéralisation globale des eaux. Des températures élevées agissent sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels (Dussart, 1966). Les eaux naturelles servent comme solvant d'un nombre considérable de solutés, qui, en solutions aqueuses sont soit complètement associés en ions ou partiellement ionisés. Une conductivité élevée traduit soit des pH normaux, soit le plus souvent une salinité élevée (Bremond 1979).

Les résultats présentés dans notre étude montrent que les valeurs moyennes enregistrées oscillent entre 524 $\mu\text{S/cm}$ et 3220 $\mu\text{S/cm}$ de l'ensemble des eaux échantillonnées (Tab.19).

Tableau 19: Valeurs moyennes de la conductivité des eaux de surface et souterraines :

EC$\mu\text{S/cm}$	Eau de surface	Eau souterraine
Max.	3220	93700
Moy.	1995,75	20219
Min	524	490

L'ensemble des valeurs EC des eaux fluviales est supérieur aux normes Marocaines d'eau potable (NMEP: 1300 $\mu\text{S/cm}$), sauf pour deux stations 2 (524 $\mu\text{S/cm}$) et 8 (797 $\mu\text{S/cm}$). La minéralisation globale de l'eau de surface montre des différences importantes entre les valeurs minimales et maximales, principalement au niveau des stations aval, dues aux influences d'origines minières définissant un gradient de minéralisation amont-aval (Fig.67). Une influence anthropique tout à fait à l'amont, où les rejets miniers salifères sont présents au niveau des parcours hydrographiques de l'amont de l'oued Ighardayan.

Les valeurs de la conductivité électrique des eaux superficielles varient entre (524 et 3220 $\mu\text{S/cm}$), avec une répartition relativement stable en comparaison avec celles enregistrées dans les eaux souterraines

où elles fluctuent entre 490 et 93700 $\mu\text{S/cm}$, mais elles sont irrégulièrement réparties en raison de l'éloignement des puits échantillonnés (Tab.19). Les valeurs moyennes montrent des valeurs moyennes de 1996 $\mu\text{S/cm}$ dans les eaux de surface, et 22019 $\mu\text{S/cm}$ dans les eaux souterraines (Tab.19). Cela indique probablement que les eaux souterraines sont largement salifères que les eaux de surface, ce qui est normal vu à la tranche d'eau plus profonde des eaux souterraines qui peut dissoudre beaucoup plus de sels par rapport aux eaux superficielles à faible profondeur et sous l'effet d'évaporation.

La distribution spatiale de l'EC dans les eaux de surface montre une répartition irrégulière avec une tendance à diminuer en aval (Fig.67). Contrairement aux eaux souterraines au niveau de Tourtit qui montrent une augmentation de l'amont en aval et une diminution de l'amont en aval au niveau de la partie Est où se localise la mine Ich-Ou-Mellal (Fig.67). La conductivité électrique de l'aval de Tourtit et l'amont d'Ich-Ou-Mellal dépasse largement les normes NMEP. Cette polarité entre les eaux souterraines des deux sites miniers. Ceci est probablement dû aux variations physico-chimiques, notamment le pH faible au niveau de Tourtit et élevé au niveau des eaux d'Ich-Ou-Mellal.

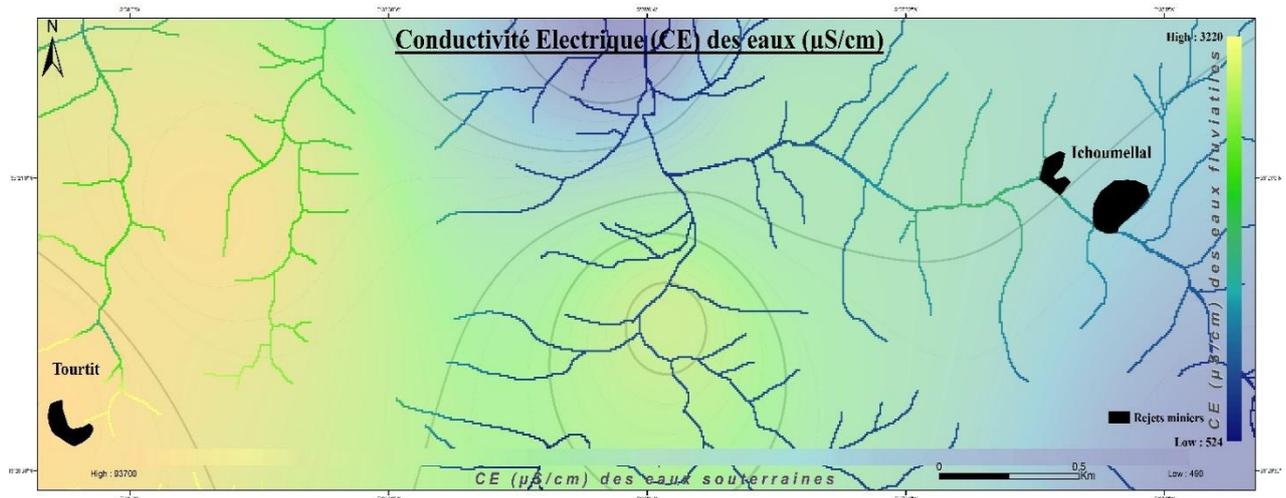


Figure 67; Carte de distribution spatiale de la conductivité électrique (Ce) des eaux de surface et souterraines

- **Salinité (TDS) :**

La salinité existe dans toutes les eaux à des concentrations très variables dont l'origine peut être une percolation à travers les terrains salés et/ou minéralisés, des infiltrations des eaux marines dans les nappes phréatiques ou profondes, des rejets humains domestiques, des industries extractives (industries pétrolières, houillères, minière, etc...) et surtout les industries de sel (saline). La salinité varie entre 351 et 2157,4 mg/l dans les eaux de surface et entre 382 et 73086 mg/l dans les eaux souterraines (Tab.20).

Tableau 20 : Valeurs moyennes de la salinité des eaux de surface et fluviales ; n.d. Valeur non déterminée :

TDS mg/l	Eau de surface	Eau souterraine	Normes OMS
Max.	2157	73086	
Moy.	1337	15771	1000
Min.	351	382	

Les valeurs moyennes varient de 1337 mg/l dans les eaux de surface à 15770 mg/l dans les eaux souterraines. L'ensemble des concentrations en sels dans les eaux échantillonnées sont hors normes NMEP (300mg/l). Les teneurs les plus importantes s'observent principalement au niveau des stations aval soumises directement aux influences minières et naturelles avec des valeurs pouvant atteindre jusqu'à 13 g/l de salinité des eaux de surface et 15g/l dans les eaux de puits plus en aval. Cette augmentation est en rapport avec la dissolution des sels plus en aval avec des grandes quantités due aux changements des conditions physico-chimiques. Cette influence s'atténue sous l'effet de la dilution des eaux amont. Cette salification des eaux peut être expliquée par l'influence des apports naturels ainsi que par des apports anthropiques et la chute de la température en aval.

La diminution de la salinité à l'amont au niveau des eaux drainants les deux sites miniers est probablement due à l'évaporation des sels aux pieds des rejets due à la faible tranche d'eau qui atteint le niveau de saturation en sels rapidement, où l'excès des sels se précipite (Fig.68).

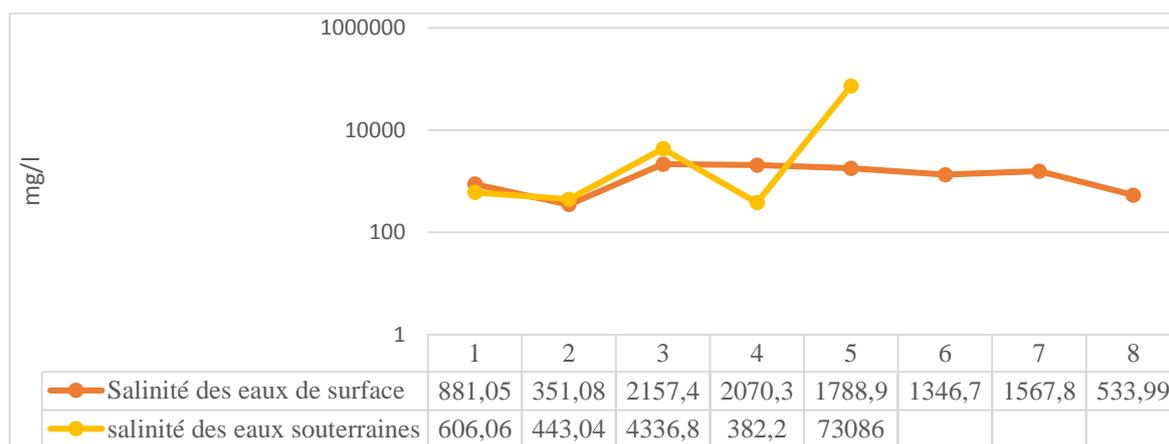


Figure 68 : Graphe comparatif de salinité des eaux de surface et souterraines.

La distribution spatiale des eaux salées, montre un gradient croissant en aval pour les deux types d'eau (Fig.68). Cette homogénéisation dans la distribution des sels dans les eaux explique la même origine des sels qui sont les rejets miniers et une source naturelle (altération des terrains géologique et/ou eaux de pluies). La salification des eaux de puits de l'aval est peut être originaire de l'infiltration des sels de surface (eau et sédiment) favorisée par la nature granulométrique sableuse plus ou moins grossière, la température faible des puits (18°C) et la tranche d'eau profonde qui favorise la dissolution de plus grandes quantités de sels en comparaison avec celle des eaux de surface.

- **Le potentiel rédox (Eh) :**

Les valeurs du potentiel redox (Eh) mesurés sont généralement élevées > 200mV sur la semi-totalité des eaux souterraines et atteignent une valeur maximale égal 900mv au-dessous des deux sites miniers, ces valeurs changent drastiquement au passage à la zone nord, où le potentiel redox diminue à ≤ 100 mV (Fig.69). L'eau de surface à un potentiel, qui varie entre 300mv et 1026mv qui reste

généralement plus élevé par rapport à l'eau souterraine. Cela est probablement dû à la forte acidité des eaux superficielle par rapport à celle souterraine, ce qui donne à l'eau superficielle une capacité oxydante marquée par un Eh variable ente 300 et 360 mV. Ce potentiel Eh se diffère dans les eaux de surface d'une mine à l'autre. Au niveau de la partie Est où se localise la mine abandonnée d'Ich-Ou-Mellal le potentiel redox est relativement faible dans l'amont et l'aval (Eh =300 indiquant un milieu réducteur) par rapport à celui de la zone minière Tourtit où le Eh est supérieur 700mV en aval (Fig.69). Cette partie ouest de la zone d'étude où se localise la mine Tourtit montre un fort potentiel Eh > 1000mv qui diminue légèrement de l'amont en aval à un Eh =700 qui indique un milieu fortement oxydant, contrairement en aval de l'affluent qui daine la mine Ich-Ou-Mellal. Ce constat peut probablement être expliqué par la nature plus grossière filtrante du sédiment de surface au Nord (Fig.69) et à la nature sédimentaire fine provenant des rejets miniers fins de traitement chimique situé à la mine de Tourtit.

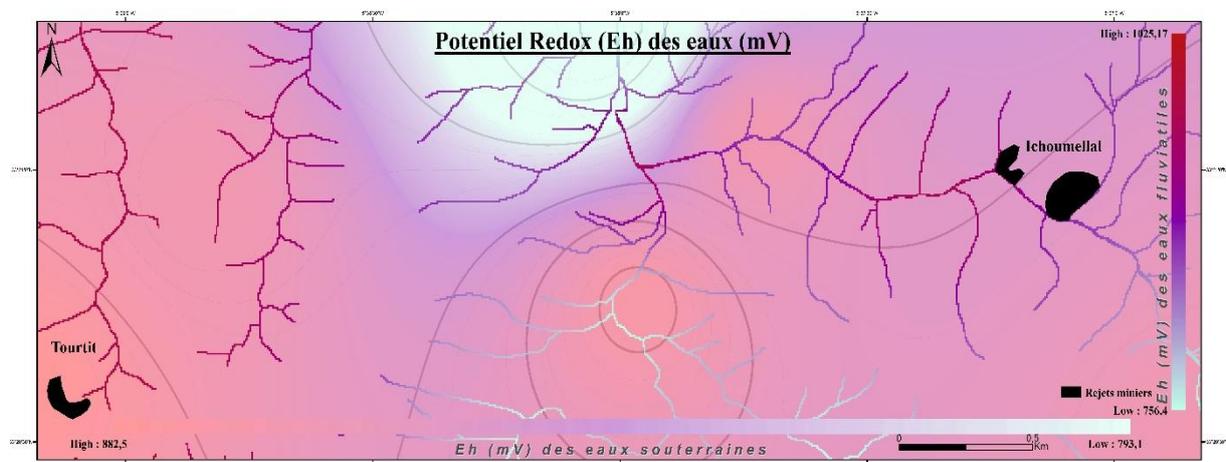


Figure 69: Carte de distribution spatiale du potentiel oxydoréducteur (Eh) des eaux de surface et souterraines.

L'eau souterraine située en aval indique une diminution du Eh plus rapide que les eaux situées à l'amont sous les zones d'exploitations abandonnées. Dans l'ensemble, les valeurs du potentiel redox (Eh) indiquent des conditions fortement oxydantes des eaux souterraines situés à l'amont de la zone d'étude et légèrement réductrices en aval (Fig.69). Les cours d'eau superficiels montrent un Eh fortement oxydant dans l'ensemble des affluents qui drainent les deux mines abandonnées avec une valeur moyenne de 828mV, dont les plus grandes valeurs sont enregistrées au niveau des deux sites miniers (700mV à 1026mV). Les variations superficielles du potentiel Eh dans les eaux de surface sont corrélatives avec celles des eaux souterraines. La partie ouest où s'installe la mine de Tourtit indiquent un milieu fortement oxydant de l'amont vers aval, par contre la zone Est dont fait partie la mine Ich-Ou-Mellal montre un milieu réducteur en aval pour l'ensemble des eaux échantillonnées, mais oxydant à l'amont des eaux souterraines contrairement aux eaux superficielles réductrices à l'amont de cette zone ; où la forte oxydation est limitée aux environs de la zone d'exploitation Ich-Ou-Mellal. Cela peut être expliqué par les différentes conditions physiques présentes au niveau des sites abandonnés où la zone ouest renferme une ancienne laverie et installations des anciens machines, en plus que la nature

fine des rejets de traitement qui occupent une grande superficie et forme en partie un aquifère des eaux souterraines de la mine de Tourtit, un ensemble qui avec l'acidité du milieu hydrique (pH entre 2 et 5) peut augmenter le potentiel oxydant des eaux en amont et provoque un processus d'oxydo-réduction du fer et du manganèse.

- **Oxygène dissous (OD) :**

Dans l'ensemble des eaux souterraines et superficielles, les teneurs en oxygène dissous sont relativement élevé (Tab.21), par rapport à la solubilité normale d'oxygène dans les eaux douces à une température de 20°C et norme d'eau potable et d'irrigation Marocaine (5mg/l), vers l'ouest de la zone d'étude l'eau superficielle drainant la mine de Tourtit ont des concentrations relativement élevées (6 à 11 mg/l) le long de l'affluent qui tend à augmenter vers aval (Fig.70), contrairement à l'affluent Est drainant la mine Ich-Ou-Mellal qui montre un milieu anaérobique à l'amont et augmente légèrement jusqu'à ce qu'il devient oxydant au niveau de la mine Ich-Ou-Mellal puis les concentration se redressent vers l'aval jusqu'à devenir normal (5mg/l) avant de diminuer de nouveau à un milieu anaérobique (Fig.70). Les teneurs en oxygène dissous (DO) dans les eaux souterraines varient entre 5 et 7 mg/l, et montrent une répartition aussi similaire à celle du potentiel Eh où en note une diminution des teneurs en oxygène de l'amont vers aval (Fig.70).

Tableau 21 : Valeurs d'oxygène dissous dans les eaux de surface et souterraines en comparaison avec la norme d'irrigation Marocaine (NIM) et eau potable :

D.O mg/l	Eau de surface	Eau souterraine	NIM
Max.	10,4	6,8	
Moy.	8,075	6,2	5
Min.	5,8	5	

Les eaux souterraines sont dans des conditions oxydantes: l'oxygène dissous a une concentration élevée (valeur médiane globale de 6,2 mg/l). Cette répartition d'oxygène est probablement influencée par la composition chimique des eaux drainant les deux sites miniers à pH acide des zones d'exploitation et par le potentiel rédox. L'ensemble de ces conditions déclenche les actions d'oxydation dans le milieu aquatique à l'aide des réactions biochimiques ce qui ajoute des molécules d'oxygène dans l'eau et donc augmente sa concentration dans les zones perturbées voire au près des deux mines abandonnées Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Ces concentrations peuvent déclencher les réactions d'oxydation en particulier la nitrification (oxydation biologique qui transforme les ions ammonium, NH_4^+ , en ions nitrates, NO_3^-). Les eaux à grandes teneurs en oxygène dissous et à une température normale de 20 à 25 °C est favorable la photosynthèse, la masse végétale produite proliférée la présence des produits azotés et phosphorés, ce qui induit au phénomène d'eutrophisation. Ce phénomène est présent d'une façon accentuée niveau des anciens puits d'exploitations envahis par la nappe phréatique au niveau de Tourtit.

L'apport d'oxygène dissous de la colonne d'eau vers le sédiment se produit principalement par diffusion moléculaire, et éventuellement, si elles sont effectives, par bioirrigation et bioturbation (Burdige, 2007).

La profondeur de pénétration de l'oxygène dans le sédiment dépend de la quantité de M.O., présente. Ainsi dans les sédiments normalement riches en M.O., l'oxygène dissous sera très rapidement consommé, souvent dès les premiers millimètres des sédiments (Rabouille et al., 2003). Il faut également ajouter que l'oxygène dissous n'est pas consommé uniquement par la respiration aérobie des organismes aquatiques, mais aussi par d'autres réactions biologiquement catalysées auxquelles il participe, comme l'oxydation des espèces inorganiques réduites telles que NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} , H_2S et CH_4 (Santschi et al, 1990).

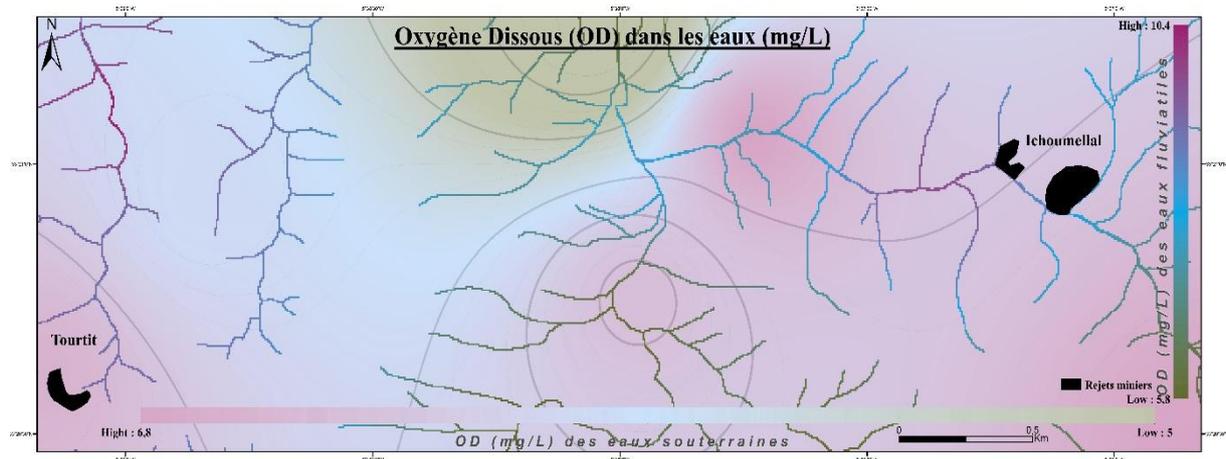


Figure 70 : Carte de distribution spatiale d'oxygène dissous (OD) dans les eaux de surface et souterraines

- **Carbone organique dissous (COD) :**

Les teneurs mesurées en COD oscillent entre 0-81,52mg/l, dans les eaux de surface et entre 3,8-31mg/l dans les eaux souterraines (Tab.22). Les valeurs proches de 1 mg/l représentatives des concentrations mesurées dans un milieu côtier (Verdugo et Santschi, 2010). La distribution spatiale du COD montre un contraste entre les eaux souterraines, localisées à l'Est de la zone d'étude les eaux à COD faible inférieur aux normes NIM (25mg/l), dont la propagation de ces eaux à faible COD évolue de l'amont SE de l'affluent drainant la mine Ich-Ou-Mellal vers l'aval NW du même affluent avec une augmentation au centre qui débute au pied de la digue Ich-Ou-Mellal (Fig.71). A l'Ouest et au centre de la zone d'étude vers le NW plus en aval de l'affluent qui draine la mine de Tourtit, les eaux souterraines enregistrent les plus grandes concentrations en COD.

Tableau 22 : Teneurs en carbone organique dissous (COD) dans les eaux de la zone d'étude :

COD mg/l	Eau de surface	Eau souterraine	NIM
Max.	81,52	31	
Moy.	24,28	20,38	25
Min.	0	3,8	

Ces concentrations montrent une propagation par zonation où les plus grandes valeurs en COD augmentent vers l'extérieur des zones et semble que ces teneurs dans les eaux superficielles mais

diminue en forte probabilité à la profondeur des puits échantillonnées (Fig.71). Les eaux de surface montrent une distribution similaire à celle des eaux souterraines dont les valeurs COD enregistrées en amont de l'affluent Ich-Ou-Mellal, augmente légèrement au centre et rediminue en aval de cet affluent. Vers le centre de la zone d'étude un deuxième affluent qui rejoint celui d'Ich-Ou-Mellal en aval montre des concentrations en COD élevées mais n'influence pas celles enregistrées en aval, proches de 0 mg COD/L. le troisième affluent plus à l'ouest de la zone d'étude et qui draine la mine de Tourtit avec un quatrième à son voisinage, montrent les plus grandes concentrations en COD de l'amont vers l'aval avec une diminution très légère (Fig.71).

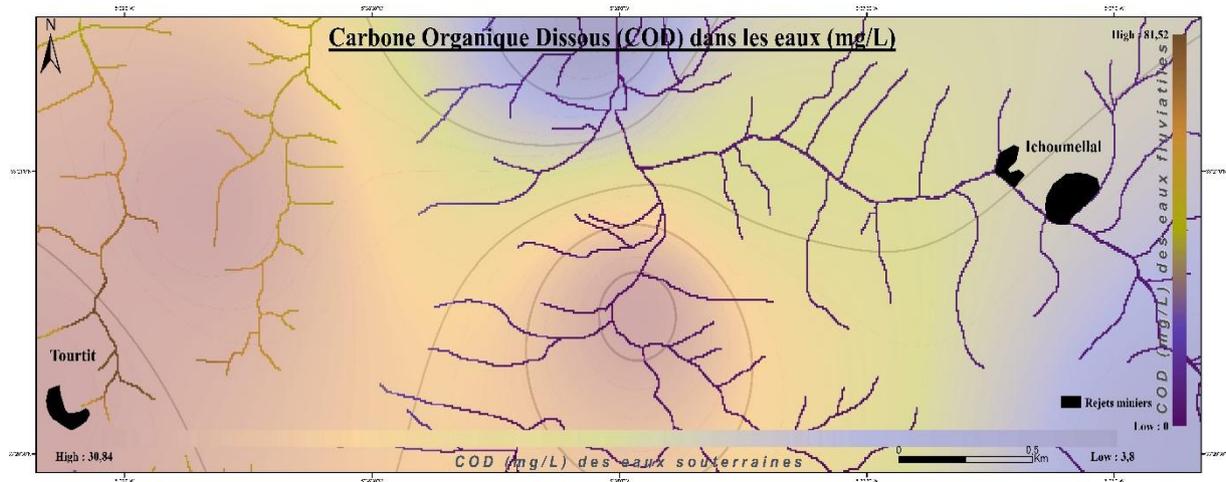


Figure 71 : Carte de distribution spatiale des teneurs de carbone organique dissous (COD) dans les eaux de surface et souterraines.

Les valeurs moyennes de COD dans les eaux superficielles s'arrangent respectivement entre 32,7 mg/l à Tourtit et 3,24 mg/l à Ich-Ou-Mellal. Dans les eaux souterraines, la valeur moyenne dans les puits de la partie Est égal à 17,4 mg/l, quant aux puits de la partie Ouest de la zone d'étude ont une valeur moyenne égal à 23,28 mg/l. Par ailleurs l'augmentation générale des teneurs en COD dans l'ensemble des eaux du secteur d'étude, est 33 fois plus importante en Tourtit par rapport à Ich-Ou-Mellal. L'augmentation des teneurs en COD observés sur l'ensemble des eaux pourrait être provoquée par la solubilisation du carbone organique total (COT) contenu dans les sédiments pour les eaux de surface, et probablement par hydrolyse microbienne dans les eaux souterraines. La richesse en COD dans les eaux de surface et souterraines de la partie ouest de la zone d'étude montre un attachement géographique à la mine de Tourtit, ce qui indique que les conditions chimiques de cette mine provoque probablement la dissolution du COT dans les sédiments ce qui augmente les teneurs en COD dans cette zone. Les teneurs élevées en COD (> 5mg/l), peut dénoter une détérioration de la qualité de l'eau durant son emmagasinage et sa distribution, car le carbone est un élément nutritif pour les bactéries et champignons aquatiques qui forment des films biologiques encroûtant et surtout mucilagineux.

- **La demande biochimique en oxygène (DBO₅) :**

La matière organique est la matière composée d'atomes de carbone (associés à l'hydrogène, l'azote et l'oxygène) et comprend donc les micro-organismes. Elle est susceptible de se dégrader par voie biologique mais avec une cinétique très variable d'une molécule à l'autre. Au cours de leur dégradation, elles peuvent libérer des nutriments. Afin de mesurer la quantité de matière organique, on analyse soit le carbone organique total (COT), soit la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégrader. Lorsque la dégradation de la matière organique se fait par voie aérobie il y a alors consommation de l'oxygène dissous dans le milieu et risque d'asphyxie pour certains organismes vivants. La quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation biologique aérobie des matières organiques biodégradables est la Demande Biologique en Oxygène (DBO) que l'on estime généralement à 5 jours (DBO₅). La demande biochimique en oxygène pendant cinq jours, ou DBO₅, est l'un des paramètres de la qualité d'une eau. Cette DBO₅ mesure la quantité de matière organique biodégradable contenue dans une eau. Cette matière organique biodégradable est évaluée par l'intermédiaire de l'oxygène consommé par les micro-organismes impliqués dans les mécanismes d'épuration naturelle. L'eau potable doit avoir une valeur DBO₅ proche de zéro, les eaux usées d'origine domestique peuvent atteindre des valeurs de près de 300 mg/l tandis que les eaux usées provenant d'industries particulièrement polluantes (laiteries, distilleries) peuvent atteindre des valeurs de plusieurs dizaines de milliers de mg/l. Les teneurs de l'indice de pollution DBO₅, sont relativement élevés dont les valeurs moyennes de DBO₅ égal à 7 dans les eaux de surface et 7.4 dans les eaux souterraines (Tab.23).

Tableau 23: Teneurs en Matière organique (M.O) en suspension dans l'eau et, demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅), le en comparaison avec les normes Marocaines d'irrigation et qualité des eaux douces.

	Eau de surface		Eau souterraine		NIM
	M.O	DBO5	M.O	DBO5	
mg/l					
Max.	2930,0	8,6	18,4	8,0	7
Moy.	475,5	6,8	6,7	7,4	
Min.	6,4	5,2	2,0	6,0	

Les valeurs moyennes montrent une pollution biologique modérée pour l'ensemble des eaux évaluées, puisque la DBO5 est comprise dans l'intervalle $5 < DBO5 < 10$ de la qualité des eaux douces au Maroc (Tab.23). La situation est relativement médiane. Elle se traduit par une baisse de la teneur de la plupart des paramètres biochimiques (DBO5, NO₃⁻, NO₂, COD) ce qui néglige d'une façon générale l'intégration des processus biologiques dans la contamination des eaux fluviales et souterraines.

- **Les nitrites NO_2^- et nitrates NO_3^- :**

L'ammoniac (NH_3^+) peut être absorbé par les plantes ou oxydé par une bactérie en nitrate (NO_3^-) ou en nitrite (NO_2^-). Les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-) sont des ions présents de façon naturelle dans l'environnement. Ils sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium (NH_4^+), présent dans l'eau et le sol, qui est oxydé en nitrites du genre *Nitrosomonas*, puis en nitrates du genre *Nitrobacter* (Banas et Lata 2006). Les nitrates sont très solubles dans l'eau; ils migrent donc aisément dans la nappe phréatique lorsque les niveaux excèdent les besoins de la végétation (Santé Canada, 1992). La toxicité des nitrates résulte de leur réduction en nitrites et de la formation de méthémoglobine d'une part et de leur contribution possible à la synthèse endogène de composés N-nitrosés d'autre part. Les plus grandes sources naturelles de nitrogène dans l'eau sont la fixation biologique et les précipitations. (Bernier and Bernier 1987). Les concentrations moyennes en nitrites dans les eaux superficielles de Tourtit et Ich-Ou-Mellal, sont relativement supérieures aux normes OMS et NIM. Quant aux eaux souterraines ne dépassent pas ces normes. Cet ion est un composé minéral d'azote et d'oxygène de formule NO_2^- . Il est le premier résultat de la dégradation des organismes végétaux et animaux en milieu aqueux. Très toxique, il est rapidement et naturellement oxydé en ion nitrate. Le nitrite sert surtout d'agent de conservation des aliments. La présence d'ammoniac NH_3^+ non ionisé, la forme toxique, augmente lorsque le pH augmente et diminue avec la diminution du pH, ce qui entraîne une plus grande ionisation de l'ammoniac. La concentration d'ammoniac non ionisé dans les bassins de production est la plus faible juste avant l'aube et la plus élevée tard dans l'après-midi (Warren 1962). Cela a des implications importantes pour la surveillance de la qualité de l'eau.

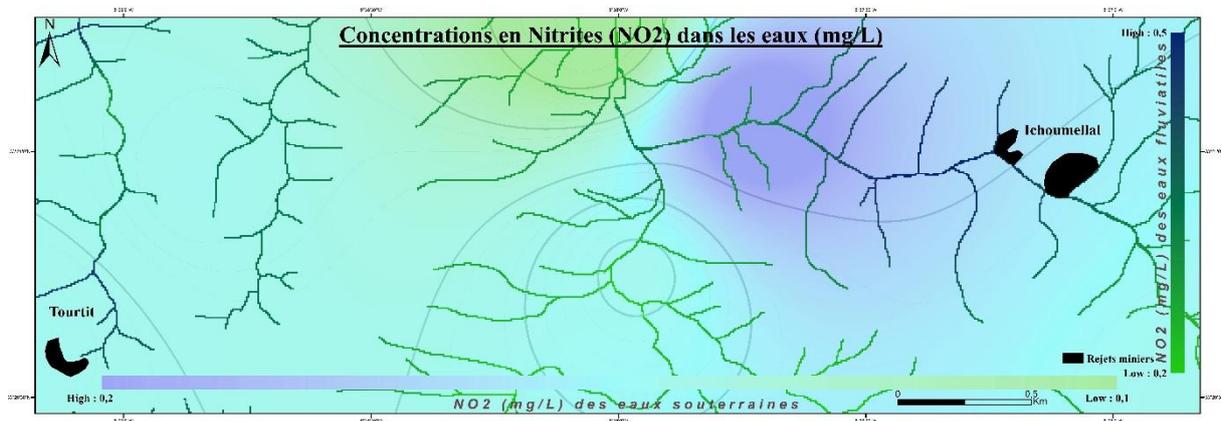


Figure 72: Distribution spatiale des concentrations en nitrites (NO_2^-) dans les eaux de surface et souterraines.

Les concentrations en nitrites NO_2^- dans les eaux de surfaces et souterraines de la zone d'étude sont relativement stables avec des valeurs moyennes respectives de 0,1 et 0,5 mg/l (Tab.24). Les teneurs en NO_2^- dans les deux types d'eaux échantillonnées sont inférieurs aux normes d'organisation mondiale de santé (OMS = 0,2 mg/l NO_2^-), (vue au manque de normes Marocaines). Sauf pour une seule station 1 qui renferme une valeur de 4mg/l en NO_2^- dans les eaux superficielles. Cette station est localisée au

sien de la mine Tourtit. L'influence toxique des rejets de Tourtit est visible localement par la station 1 où on suppose que la présence des rejets de traitements chimiques influence négativement sur le fonctionnement biologique de la biota local du système fluvial. La distribution spatiale des concentrations en NO_2^- montre une accumulation des plus grandes concentrations mesurées au niveau de la mine abandonnée de Tourtit et auprès de celle d'Ich-Ou-Mellal, quel que soit pour les eaux de surface ou souterraines (Fig.72). L'évolution de ces concentrations se fait par une dilution rapide de l'amont en aval, ce qui indique de l'influence des deux sites miniers sur les concentrations en NO_2^- dans les eaux ne dépasse pas quelques dizaines de mètres.

Les nitrates (NO_3^-) constituent un stade d'oxydation de l'azote. Leur présence dans l'eau atteste d'une bonne récupération en cas de pollution organique. L'activité humaine est indubitable dès que l'on observe des concentrations dépassant 0.05 mg/l selon les normes Marocaines d'eau potable. D'après les normes Marocaines relatives à la qualité des eaux d'alimentation humaine est de 50 mg/l. Les apports de NO_3^- proviennent principalement de l'écoulement des eaux sur le bassin versant, les apports latéraux, des cultures (engrais azotés). Les NO_3^- peuvent aussi provenir des eaux usées domestiques et parfois même des eaux industrielles. Les concentrations en NO_3^- dans les eaux échantillonnées représentent des moyennes variables entre 0,25 et 4 mg/l dans les eaux de surface et 0 et 0,25 mg/l dans les eaux souterraines (Tab.23). La comparaison entre les distributions spatiales des teneurs en pH et NO_3^- , montre que la diminution de pH des eaux (eau acide) est accompagnée par une augmentation relative de NO_3^- et lors de l'augmentation de pH des eaux (eau alcaline), une diminution de NO_3^- , est enregistré. Ces variations peuvent être expliquées par la capacité d'ionisation de NO_3^- dans les eaux où il se libère dans les eaux acides et se précipitent dans les eaux alcalines.

Tableau 24: Concentrations en éléments azotés NO_2 , NO_3 et NH_4 dans les eaux de surface et souterraines en comparaison avec les normes d'irrigation et eau potable Marocaines (NIM), n.d.: Valeurs non déterminées

	Eau de surface			Eau souterraine		
mg/l	NO_3	NO_2	NH_4	NO_3	NO_2	NH_4
Max.	4	0,5	4,2	0,25	0,2	0,45
Moy.	0,78125	0,3	1,08125	0,2	0,12	0,32
Min.	0,25	0,1	0,35	0	0,1	0,1
OMS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
NIM	0,2	0,2	1	0,2	0,2	1

L'évolution spatiale d'ammoniac est dominée par deux grandes régions ; Est et ouest (Fig.73) où les variations spatiales sont très nettes avec un enrichissement au deux côtés Est et Ouest de la zone d'étude avec une zone à très faible enrichissement au centre (Fig.73) pour les eaux souterraines. Une évolution spatiale amont-aval avec un gradient régressif des enrichissements dans les eaux souterraines (Fig.73).

les teneurs en NO_3^- élevées à l'mont où ce localise les deux mines abandonnées attribuent cet enrichissement à la présence de la M.O., dans les eaux souterraines avec des quantités élevées au niveau des puits à forts teneurs en NO_3^- et la présence d'une source anthropique qui est clairement due aux rejets miniers où ces derniers contribuent dans l'augmentations de NO_3^- dans les eaux de surface par perturbation de l'équilibre biologique de ces eaux.

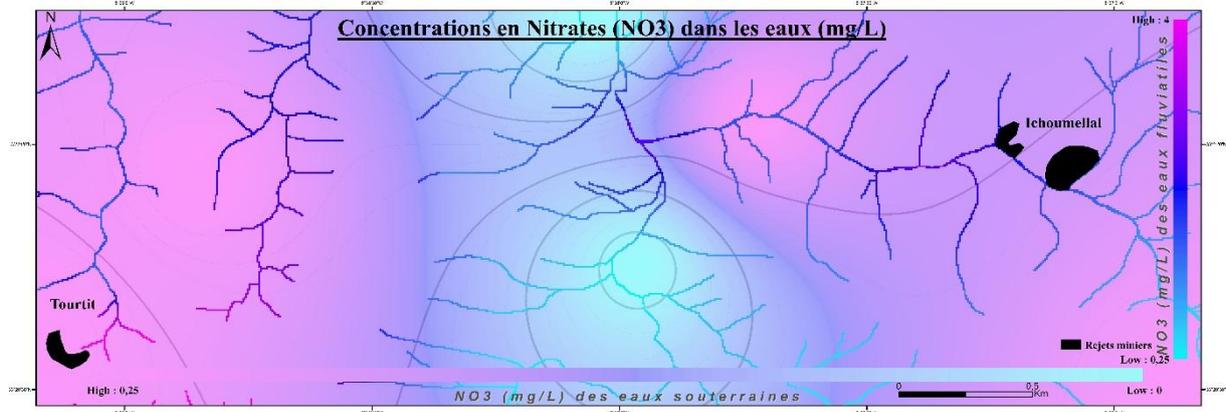


Figure 73: Distribution spatiale des concentrations en nitrates (NO_3^-) dans les eaux de surface et souterraines.

III.4.3.2.3. Composition des eaux fluviales et souterraines :

- **Les éléments majeurs nutritifs :**

Selon Meybeck et al.(1986), la charge en éléments majeurs dissous d'un cours d'eau dépend des caractéristiques lithologiques du bassin versant qui le draine, des activités anthropiques qui s'y déroulent, mais également de la proximité des eaux marines. Pour évaluer la prédominance de chacune de ces différentes sources sur les eaux superficielles et souterraines, nous avons considéré, pour cette étude, les éléments majeurs suivants : SiO_2 , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- et HCO_3^- . Ces éléments représentent généralement près de 99% de la matière minérale dissous. Certains parmi eux (Cl^- et Na^+) sont très sensibles aux apports marins, salage des routes et aux actions agricoles (Aubert, 1975), tandis que d'autres (Ca^{2+} et Mg^{2+}) sont généralement dominés par la lithologie. D'autre part, des éléments comme SO_4^{2-} , Cl^- et HCO_3^- jouent un rôle primordial dans la complexation des éléments traces dissous (Sigg et al., 2006).

Les éléments majeurs (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} et K^+) ont été mesurés dans les eaux interstitielles et dans les eaux surnageantes par chromatographie ionique (Tab.25). Deux groupes sont identifiés à partir de ces éléments, Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} et Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- . Lors d'une dominance des éléments Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} et SO_4^{2-} dans les eaux une dissolution des minéraux susceptibles de se former par évaporation des eaux chargées de sels et par dissolution des évaporites. Par contre les éléments Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- sont liés à la dissolution des carbonates. Au cours de l'altération chimique de l'eau, la carbonatation et l'oxydation des sulfures reflètent une dominance de deux sources principales de protons HCO_3^- et SO_4^{2-} . Le diagramme des anions ternaires concernant le HCO_3^- , le SO_4^{2-} et le Cl^- (Fig.74)

montre que les eaux de surface de la zone minière Tourtit et Ich-Ou-Mellal, contiennent une concentration élevée de HCO_3^- , tracée en direction de l'apex d'alcalinité, avec une tendance faible au SO_4^{2-} . Des rapports élevés ($> 0,5$) de $\text{HCO}_3^- / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ dans la plupart des échantillons d'eau de ruisseau indiquent que la principale production de protons dans cette eau est l'altération de l'acide carbonique. Cet enrichissement en eau de surface par le bicarbonate spécial dans la zone minière de Tourtit peut provenir principalement de la concentration du dioxyde de carbone dans ces eaux (CO_2 moyen = 33 mg/l), qui permet la formation du bicarbonate en combinaison avec de l'eau de pluie (Drever 1988). plus vraisemblablement à cause de l'altération des minéraux de base tels que les carbonates et les minéraux silicatés contenus dans le faciès géologique présent dans la zone d'étude comme les formations de calcaires du viséen.

Tableau 25 : Teneurs en éléments majeurs dans les eaux de surface et souterraines :

	mg/l	Ca	K	Mg	Na	Cl	SO4	HCO_3^-	SiO_2
<i>Eau souterraine</i>	Max.	23,30	3,83	35,92	30,06	710,04	2389,34	3926	1
	Moy.	16	1,84	16	14,10	218,32	548,83	886	0,2
	Min.	9	0,60	7	7,60	66	63	6	0
<i>Eau de surface</i>	Max.	209,36	31	173	210	394,50	1541,44	35864	10448
	Moy.	116,55	13,63	93,60	135,17	257,50	655,42	9249	2292
	Min.	16	2	14,43	10,35	70,13	78,61	176	1

Contrairement aux eaux superficielles les eaux souterraines sont dominées par le faciès chloruré sodique riche en anions SO_4^{2-} et Cl^- , tandis que le rapport $\text{HCO}_3^- / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ est $\gg 0,5$ ce qui monte leur typologie saline où s'ajoute des éléments carbonatés représentés par les cations Ca et Mg ce qui forme un équilibre hydrochimique dans ce puits (Fig.74). Ce faible rapport (0.22) dans les eaux de puits, collectées auprès des anciennes zones minières suggère que l'oxydation des sulfures et/ou les réactions couplées (altération de l'acide carbonique et oxydation des sulfures) contrôlent le processus d'acquisition du soluté dans une zone minière polluée.

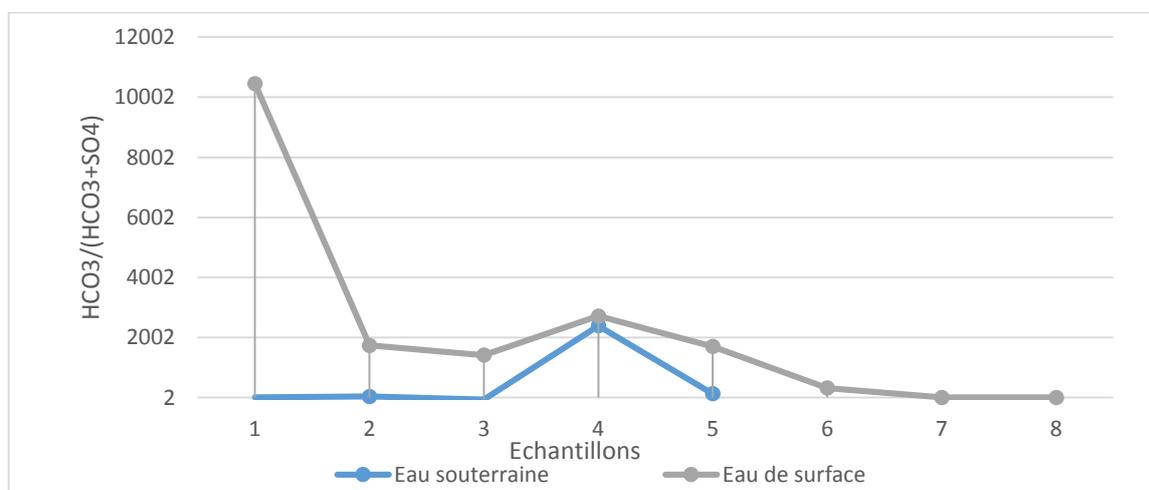


Figure 74 : Diagramme du rapport $\text{HCO}_3^- / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$.

La salinité des eaux souterraines au voisinage des deux sites miniers abandonnés, est probablement due à l'enrichissement par des anions (SO_4^{2-} et Cl^-) transportés par lixiviation des rejets miniers acides avec un excès en Cl^- . Le diagramme Ternary des anions (Fig.75) et en suite élaboré pour déterminer la signature principale de la salinité afin d'identifier le ligand influenceur de la salinité de l'eau. Les résultats obtenus montrent une tendance vers l'ion HCO_3^- , dont les eaux de surface ont un enrichissement plus fort que celles souterraines. Ces derniers avec les eaux de surface s'alignent vers l'axe Cl^- ce qui indique que la salinité est contrôlée par le HCO_3^- (qui joue un rôle important dans la dureté de l'eau) et accentuée avec l'enrichissement des eaux en Cl^- (comme dessolement de HCO_3^-). Cela contrôle le pouvoir de l'eau à dissoudre les sels minéraux. La salinité de l'ensemble des eaux n'est pas liée à SO_4 mais au contraire, la dissolution de ce dernier est contrôlée par la présence ou l'absence de HCO_3^- . Cela ne néglige pas la possibilité que les eaux du secteur d'étude ont probablement un mécanisme de sélection de dissolution d'éléments majeurs selon les conditions physico-chimiques présentes.

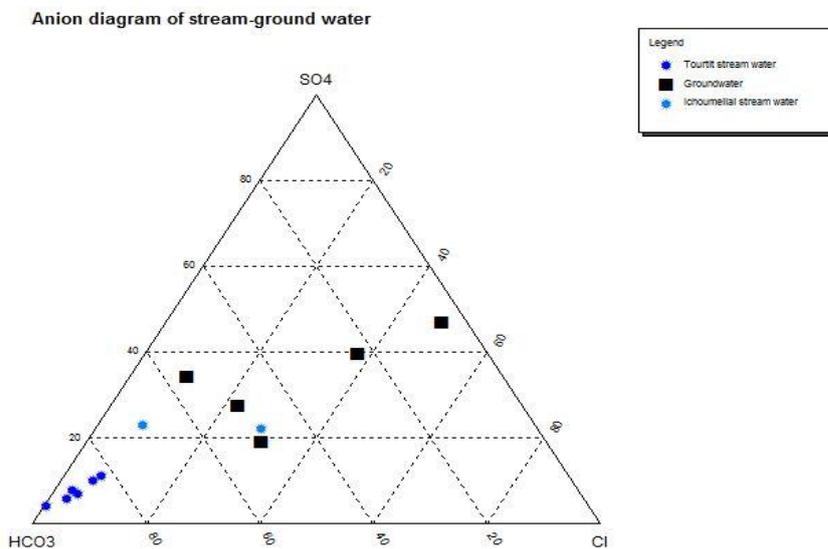
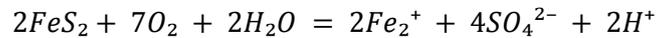


Figure 75 : Diagramme ternary des anions.

La majeure partie du chlorure dans l'eau est supposée être déperissant. Des concentrations anormales de chlorures peuvent également résulter de la pollution par les déchets due au lessivage des résidus salins des anciens déchets miniers. Une estimation approximative de la contribution atmosphérique de Cl aux eaux souterraines du peut être évaluée en comparant la composition chimique avec la chimie locale des eaux pluviales. La faible concentration de Cl dans l'eau de pluie de la zone d'étude ($< 250. \text{mg Cl} / \text{L}$) indique une contribution atmosphérique est limitée. En outre, les grandes variations latérales et les fortes concentrations de chlorures dans les eaux de surface et dans la plupart des eaux souterraines peuvent être attribuées à la contamination locale par les déchets miniers non traités de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal. À une échelle globale, un tiers du SO_4^{2-} présent dans les systèmes aquatiques provient de l'altération des roches et d'environ 60% des combustibles fossiles avec des quantités mineures du volcanisme (5%) et de sels de recyclage (2%). Les sources d'altération des roches apportent généralement deux formes principales de soufre dans les roches sédimentaires, la pyrite- FeS_2 et le gypse- CaSO_4 (Berner et Berner, 1987). La pyrite (FeS_2) est un minéral primaire postérieur à la minéralisation antimonifère et associé à

la roche gréso-carbonatée de la zone d'étude. Les valeurs élevées de sulfates observées dans les eaux souterraines de la zone minière affectée peuvent être attribuées à l'oxydation des sulfures d'antimoine ou de pyrite par la réaction suivante (Lowson et al. 1995):



Le diagramme de cations Ca, Mg et (Na + K) (Fig.76), montre un excès en éléments alcalino-terreux (Ca + Mg) qui dépasse les concentrations d'alcalins (Na + k) dans les eaux de surface et souterraines. Cependant, dans l'échantillon (n ° 3) collecté dans les eaux auprès de Tourtit, les teneurs des alcalino-terreux mentionnés (Ca + Mg), sont faibles. Ce qui peut référer à la précipitation de l'ion Ca^{2+} marqué par le rapport $Mg/(Ca+Mg) > 0.5$ à cet endroit (Fig.76). Cette précipitation est causée par l'excès du dioxyde de carbone (81,52 mg/l).

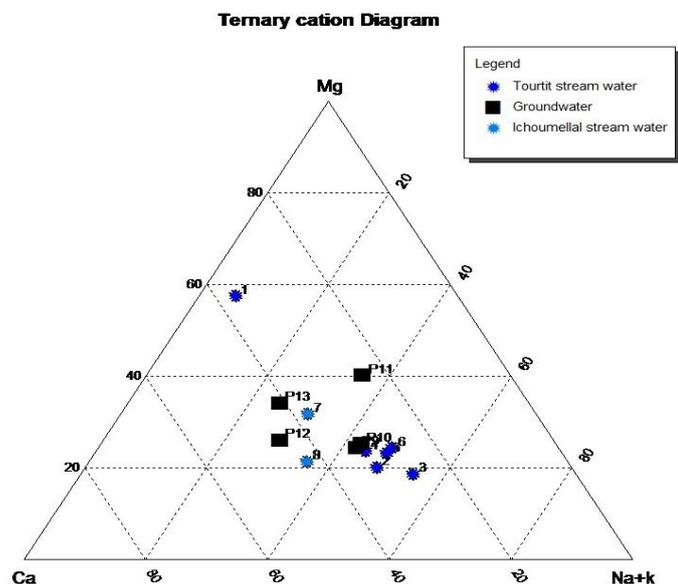


Figure 76: Diagramme ternary des cations.

En outre, le faible rapport observé $(Ca + Mg) / (Na + K)$ et la contribution relativement élevée des alcalis (54.6%) vers les cations totaux, dans les eaux souterraines, suggèrent que les réactions couplées impliquant l'altération des carbonates et des silicates contrôlent le processus d'acquisition des solutés. Une forte concentration de Ca et Mg est attribuée à l'altération des calcaires dolomitiques cristallines et des silicates de Ca-Mg. Les formations calcaires de la zone d'étude se présentent généralement comme des bandes de dimensions variables d'âge carbonifère. La typologie des eaux de surface et souterraines est donc évaluée à l'aide de du diagramme du piper (Fig.77). L'ensemble des cations et anions sur le diagramme représentent un équilibre relatif du point de vue cationique où on note l'absence d'une prédominance cationique dans l'ensemble des eaux avec deux points d'échantillonnages E1 et E3 ou on note une abondance de Na+K station E3 et Mg station E 1 (près des rejets de la mine Tourtit) (Fig.77). Les eaux de puits montrent une nature chlorurée et sulfatée calcique magnésienne. Les eaux de surface montrent une nature bicarbonatée calcique et magnésienne (Fig.77). Cette différenciation de types des

eaux est probablement due aux terrains traversés où les eaux de surface traversent des terrains carbonatés et schisto-gréseux alors que les eaux souterraines, plus que ces formations précédentes, elles sont directement alimentées en éléments présents dans les rejets miniers. L'excès en éléments chlorure-sulfatés dans les eaux souterraines en comparaison avec les eaux de surface au voisinage des rejets miniers est dû à l'évaporation des sels aux pieds de ces rejets ce qui diminue leur présence à l'état liquide dans les eaux de surface, contrairement aux eaux souterraines où la température des eaux est plus basse.

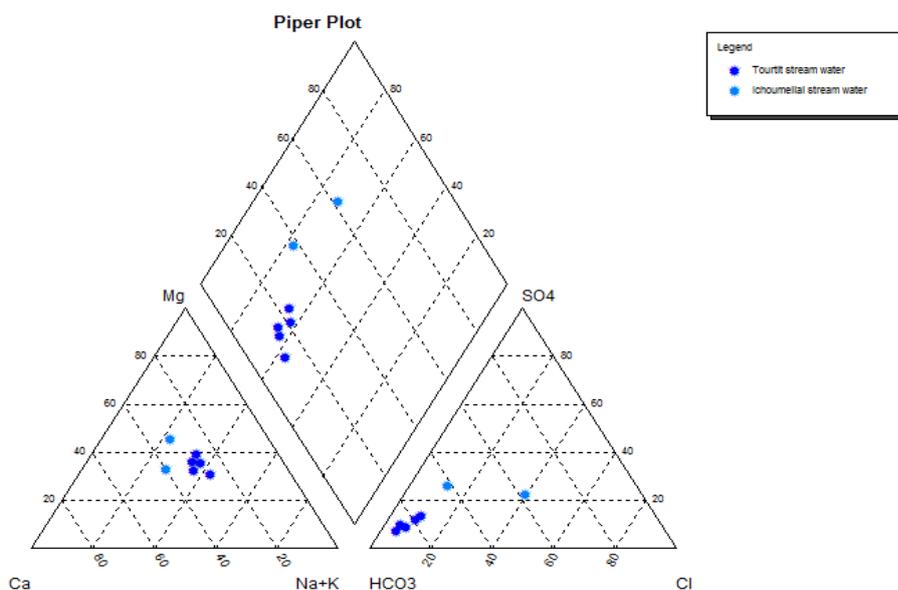


Figure 77 : Diagramme de pipe des eaux de la zone d'étude.

- **La salinité en relation avec les éléments majeurs**

La salinité des eaux, peut être influencée par plusieurs facteurs climatiques et hydrochimique. Pour cela nous avons évalué la variation de la salinité des eaux de la zone d'étude dans l'espace en termes d'EC et TDS. Les eaux souterraines à forte conductivité électrique (9370 μ S/cm) et salinité (73086mg/l) sont de type Cl⁻ SO₄, ils sont des eaux modérément salines (EC 5560; TDS 4337) sont de type Ca-Mg-Cl-SO₄. En général la forte conductivité des eaux accompagne une forte salinité, puis l'eau salée se localise dans la partie Est de la zone d'étude et évolue par dilution vers l'ouest (Fig.78). La salinité des eaux souterraines montre une corrélation avec les niveaux piézométriques des puits. Les puits les plus profonds montrent une forte salinité (Fig.78). La présence d'eaux souterraines modérément à fortement salines et l'augmentation de la salinité avec la profondeur suggèrent que, dans la partie Est, les eaux souterraines reçoivent des quantités importantes en sels solubles dans l'eau, dont leur origine est probablement les rejets miniers de Tourtit en raison de leur emplacement au-dessus de la partie Ouest à eau souterraine fortement salifiée. La dilution de la salinité des eaux vers la partie ouest de la zone d'étude peut être expliquée par le mélange des eaux salées avec les eaux douces de l'aquifère. La salinité des eaux souterraines est beaucoup plus élevée (TDS entre 777 et 93700 mg/l) que celle des eaux

superficielles (TDS entre 351 et 2157 mg/l). Mais les deux montrent une forte salinité en comparaison avec les eaux douces (1000 mg/l selon les normes OMS d'eau douce 2006).

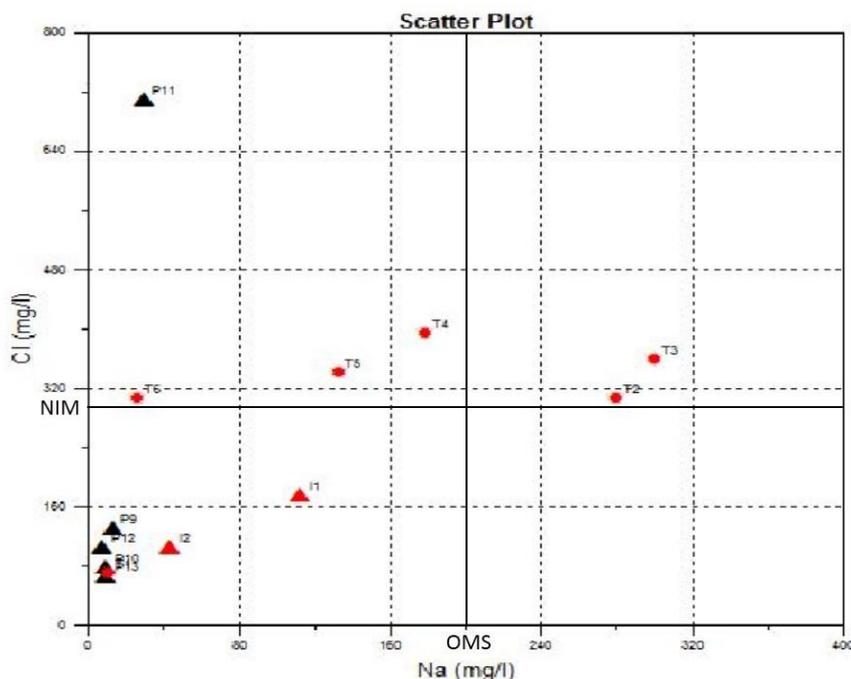


Figure 78 : Diagramme Scatter de salinité originare d'halite dans les eaux souterraine et superficielle en comparaison aux normes de santé mondiale (OMS) et d'irrigation Marocaine (NIM).

Le soufre se combine à l'oxygène pour donner l'ion sulfate, celui-ci existe à l'état naturel dans certains minéraux tels que le gypse et la baryte. Sa présence dans des eaux phréatiques provoque une dissolution de gypse ou de pyrite. La concentration des sulfates dans les eaux superficielles est généralement comprise entre 2,2 et 58 mg/l (Meybeck et al., 1998) et inférieure ou égal à 500 mg/l dans les eaux douces (WHO 2006). Ce paramètre se situe dans l'intervalle compris entre 79 et 1541 mg/l dans les eaux de surface et entre 63 et 2389 mg/l dans les eaux souterraines. Ces teneurs des eaux superficielles restent largement supérieures aux normes Marocaines fixées à 200 (mg/l) pour l'eau potable et 250 (mg/l) pour celle destinée à l'irrigation sauf pour la station E8. Les eaux souterraines au contraire sont généralement inférieures aux normes précédentes sauf pour le puits P11 (Fig.78). La nature géologique des formations souterraines, caractérisées par des grès, schistes et calcaires gréseux, ce qui semble être à l'origine de ces variations locales des teneurs en sulfates des eaux et de très faibles concentrations en ions SO_4^{2-} dans les eaux souterraines.

D'une part les eaux souterraines alluviales et les eaux de surface sont, principalement influencées par les évaporites et les teneurs TSD. Certaines eaux souterraines alluviales sont plus proches des domaines des eaux chloruro-sulfuriques. Ainsi, elles sont probablement influencées par ces eaux de surfaces drainant les rejets miniers acides. Certains échantillons alluviaux sont excentrés en raison de leur anomalie en Cu et aussi en Ni, Cd et As dû à l'influence des anciennes activités minières de la région. Les eaux de surface ont une signature HCO_3^- prédominante (domaine de gauche du graphique). En outre, l'aquifère est également influencé par SO_4^{2-} en raison de son origine anthropique. Ces données montrent que (i) les eaux fluviales sont principalement influencées chimiquement par les évaporites

mais aussi par les rejets miniers et terrains carbonatés, (ii) les eaux souterraines sont influencées par l'infiltration des eaux fluviales riches en SO_4^{2-} . D'autre part le diagramme de Durov montre que la plupart des échantillons se trouvent autour de la ligne de mélange saline-eau douce (Fig.79). Il montre que le processus de mélange et de remontée de l'eau saline est le processus dominant dans la région.

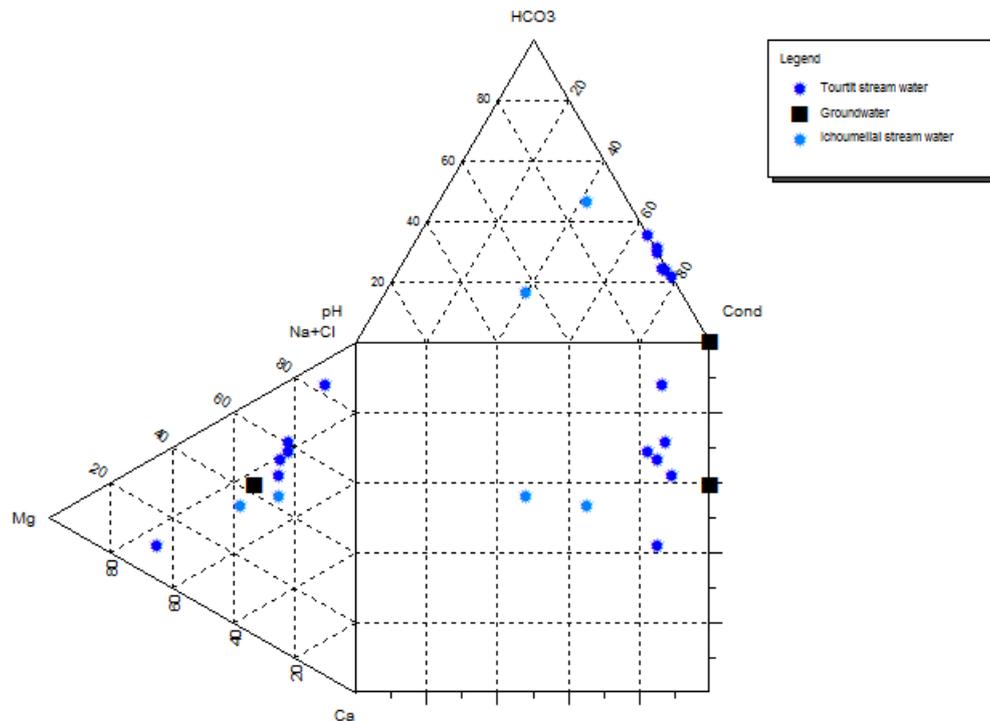


Figure 79 : Diagramme de Durov de comparaison entre les paramètres physicochimique (CE et pH) et les éléments majeurs caractérisant les signatures des eaux.

- **Les éléments conservateurs :**

Les éléments conservateurs Al Fe et Mn sont des métaux présents naturellement dans les sédiments, les roches et les minéraux. Les eaux fluviales et souterraines, entrent en contact avec ces matières solides et les dissolvent, libérant aussi leurs constituants, notamment le Fe, le Mn et l'Al, dans l'eau. À des concentrations approchant 400 µg/l en Mn ; 200 µg/l de l'Al, selon les normes OMS d'eau douce 2006 et inférieur ou égal à 500µg/l de Fe selon la norme d'irrigation Marocaine. L'utilité de l'eau peut être sérieusement affectée. Par exemple, l'eau peut avoir un goût métallique et sa couleur devient rougeâtre. Cependant, de telles concentrations, les risques pour la santé liés au Fe, Mn et Al dissous dans l'eau de boisson sont insignifiants.

Dans les eaux de surface, les teneurs en fer oscillent entre 97µg/L à la station E3 et 18174µg/l à la station E4, avec une valeur moyenne de 3520 µg/l. 80% des eaux fluviales échantillonnées enregistrent des teneurs en fer supérieures à la norme d'eau destinée à l'irrigation (500 µg/l). Par contre, 25% mentionnent des teneurs inférieures à cette norme. Les teneurs en Fe dans les eaux souterraines montrent

des concentrations variables entre 177 $\mu\text{g/l}$ au puits E12 et 322 $\mu\text{g/l}$ au puits E13, une valeur moyenne de 209 $\mu\text{g/l}$, ce qui reste inférieure à la norme d'irrigation Marocaine.

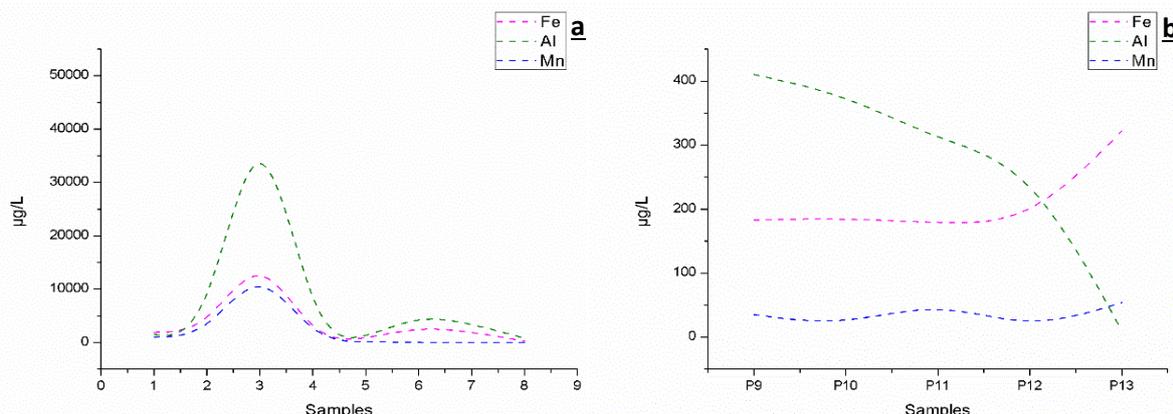


Figure 80 : Graphes des concentrations moyennes en Fe, Al et Mn dans les eaux superficielles (a), et souterraines (b).

La migration des concentrations en Fe en aval des deux affluents se fait d'une façon irrégulière, dont les teneurs en Fe dissous dans l'eau de surface peuvent diminuer ou augmenter en grandes quantités d'une station à l'autre. Contrairement à ce comportement de fer dans le milieu hydrique superficiel oxygène, cet élément montre plus ou moins une stabilité dans sa propagation dans le milieu hydrique confiné (eaux souterraines), (Fig. 81.b).

Les teneurs en manganèse (Mn) observées dans les eaux de surface varient de 10 $\mu\text{g/L}$ à la station E4 à 15272 $\mu\text{g/L}$ à la station E1, avec une moyenne de 2249 $\mu\text{g/L}$. Les stations E1, à Tourtit et E7 et E8 à Ich-Ou-Mellal, soit 96 % de Mn dissous dans les eaux fluviales échantillonnées et enregistrent respectivement des teneurs de 15272 $\mu\text{g/L}$, 1005 $\mu\text{g/L}$ et 1254 $\mu\text{g/L}$, largement supérieures à la norme de potabilité des eaux douces de 400 $\mu\text{g/L}$. Par contre, des stations, soit 4 % enregistrent des teneurs en manganèse conformes à cette norme (Fig.81. a). Les eaux souterraines montrent des teneurs inférieures à celles enregistrées dans les eaux de surface. Les concentrations en Mn varient entre 10 $\mu\text{g/L}$ et 58 $\mu\text{g/L}$ avec une valeur moyenne de 35 $\mu\text{g/L}$. Le Mn dissous dans l'eau des puits ne dépasse pas la norme OMS (WHO 2006), (Fig.81. b).

Les teneurs en aluminium des eaux de surface fluctuent de 10 $\mu\text{g/L}$ à la station E2 à 50123 $\mu\text{g/L}$ à la station E1, avec une teneur moyenne de 7846 $\mu\text{g/L}$. Seule la teneur de 10 $\mu\text{g/L}$ enregistrée à la station E2 est inférieure à la norme de 200 $\mu\text{g/L}$, et le reste des stations soit 90 % présentent des teneurs en aluminium supérieures à la norme. L'Al dans les eaux souterraines montre des teneurs variables entre 10 $\mu\text{g/L}$ dans le puits P13, et 410 $\mu\text{g/L}$ dans le puits P9, avec une moyenne de 275 $\mu\text{g/L}$ dans l'ensemble des eaux souterraines. Ces eaux aussi qui représentent 90% des échantillons ont des teneurs supérieures aux normes OMS de la qualité des eaux douces 2006.

L'Al, Fe et Mn présentent une distribution assez différente entre les teneurs dissoutes dans les eaux de surface et souterraines (Fig.81). La distribution des cations d'Al et de Fe entre les colonnes d'eau superficielles et souterraines sont très hétérogènes. Leurs concentrations dans l'eau superficielle échantillonnées de l'affluent drainant Tourtit sont environ 2 fois plus élevées que celles d'Ich-Ou-Mellal en concentrations de Fe, 8 fois supérieures en Al et 2 fois supérieures en concentration en Mn que celles d'Ich-Ou-Mellal. Cela est probablement dû à la différence des natures des rejets accumulés au niveau des deux sites abandonnés où le mécanisme de libération des éléments depuis les rejets miniers de traitement à nature fine et depuis la digue installée à Tourtit est plus facile que la libération des mêmes éléments des rejets rocheux et débris des schistes et grès, accumulés à Ich-Ou-Mellal. La distribution de Fe, Al et Mn dissous au sein de la colonne d'eau superficielle montrent une distribution relativement sinusoïdale de l'amont en aval. Cela indique que probablement ces trois éléments ont un comportement similaire dans l'eau dû à leur origine unique. Ils réagissent de la même façon face au changement des conditions physico-chimiques des eaux de la zone d'étude.

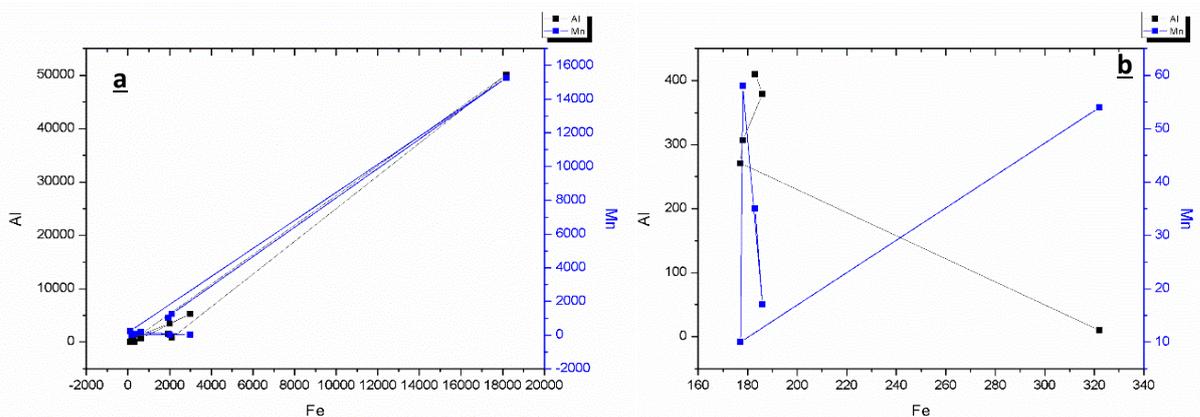


Figure 81: Diagramme des relations entre les éléments conservateurs dans le milieu hydrique superficiel et souterrain. (a) : eaux souterraines, (b) : eaux fluviales.

Dans l'eau souterraine qui est considérée comme un milieu confiné, le Fe et Al montrent des teneurs opposées avec la diminution des teneurs d'Al dans l'eau qui accompagne une augmentation des teneurs en Fe par contre Mn est relativement stable ans l'ensemble des puits (Fig.81.b). Cela peut être dû à plusieurs causes, parmi elles, la perte de l'aluminium dans l'eau accompagnée par le gain du Fe, sachant que ces deux molécules ont la même taille cela peut être le produit d'un échange de ces deux éléments avec les particules fines de la MES ou les argiles des parois de l'aquifère. Ce phénomène est généralement appelé : Substitutions isomorphiques (Sposito, 1984). Dans la structure tétraédrique, Al^{3+} se substitue généralement par la silice (Si^{4+}), alors que dans les couches octaédriques la substitution s'opère entre Al^{3+} et des ions divalents tels que Mg^{2+} ou Fe^{2+} . Suite à ces réactions de substitution, il apparaît des charges négatives à la surface des minéraux argileux, qui peuvent être compensées par des cations métalliques entre les feuillettes en zone dite interfoliaire. Placés sur ces sites dont la charge est permanente, indépendante du pH, les cations sont dits réellement échangeables, car lors de leur transport fluvial avec les composés solides ils vont s'échanger par simple échange cationique avec les éléments

de la phase aqueuse (Leleyter, 1998). En plus, de cette charge surfacique, les minéraux argileux, grâce à leur granulométrie très fine et leur structure en feuillet, possèdent de très grandes surfaces spécifiques comprises entre 5 et 800 m²/g (Marot, 1998).

D'autre part, cela peut dépendre seulement des teneurs en oxygène des eaux souterraines, dont le fer dissous plus rapidement dans les eaux anoxiques, ou bien ce comportement peut être attribué à l'activité biochimique des micro-organismes des eaux souterraines.

Le diagramme des concentrations en Al, Fe et Mn montre des concentrations élémentaires par rapport à la contribution des affluents de drainage des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Il est utilisé pour déduire le comportement conservateur ou non conservateur de ces éléments. Le comportement de l'Al et Fe en relation avec Mn montre un pouvoir conservateur dans les eaux de surfaces (Fig.81.a) ce qui contrôle la dissolution des autres éléments majeurs et en traces dans l'eau. L'abondance du Fe, Al et Mn dans les eaux de surface avec un comportement similaire, montre que probablement ces éléments se précipitent en forme minérale telle que la gibbsite ou se réduisent dans la matière en suspension, mais cela n'a pas pu éliminer totalement la présence de ces éléments dans l'eau de surface avec des quantités hors normes. Les eaux souterraines montrent une distribution de Fe, Al et Mn hétérogène avec aucun pouvoir de conservation (Fig.81.b), dont ces eaux peuvent par endroit dissoudre la totalité des éléments majeurs et les éléments en traces métalliques, où la précipitation ou adsorption des éléments métalliques dissous à l'aide du Fe ou Al est négligeable. Ce comportement montre que les conditions physico-chimiques et plus précisément les teneurs en oxygène et le pH des eaux influence le fonctionnement du Fe, Al et Mn dans les eaux souterraines.

III.4.3.2.4. Distribution des éléments traces métalliques dans les eaux de surface et souterraines :

Le compartiment aquatique renferme également des éléments traces dont les teneurs sont généralement faibles par rapport aux sédiments fluviaux. Les concentrations en ETM dans la phase dissous dépendent fortement des conditions physicochimiques énumérées plus haut. Les concentrations et répartitions spatiales des ETM dissous dans les eaux montrent des eaux généralement polluées en Sb, As, Pb et Cd selon les normes de l'organisation mondiale de santé 'OMS' et normes d'irrigation Marocaine 'NIM' dont la composition chimique des eaux contaminées est présentée dans le Tableau 26. Les distributions spatiales des éléments traces métalliques montrent de fortes concentrations en ETM évaluées dissoutes dans les eaux drainant la mine Tourtit dont ces éléments montrent une légère diminution vers aval de l'affluent mais restent pour la quasi-totalité des éléments traces dissous, au-delà des concentrations normales décrites par la OMS et NIM (Tab.26).

Tableau 26: Concentrations moyenne en éléments traces métalliques dissous dans l'eau souterraine et de surface :

	($\mu\text{g/L}$)	Sb	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni
Eau de surface	<i>Max.</i>	2471,9	209,8	1089,5	68,8	135,4	9818,6	30,1	422,8
	<i>Moy.</i>	931,6	89,0	147,5	13,8	22,6	1274,0	9,9	59,9
	<i>Min.</i>	11,5	28,8	9,0	1,0	5,0	11,3	4,0	5,0
Eau souterraine	<i>Max.</i>	222,6	20,0	20,1	10,0	827,0	47,6	154,0	102,0
	<i>Moy.</i>	52,2	17,0	13,8	7,6	171,6	32,2	36,6	27,6
	<i>Min.</i>	5,0	12,0	9,0	5,0	6,0	22,5	3,0	7,0
OMS		20	10	10	3	2000	3000	50	70
NIM		—	100	5000	10	2000	2000	1000	2000

Quant aux eaux de l'affluent Est drainant la mine d'Ich-Ou-Mellal en comparaison avec les normes OMS, elles montrent une forte pollution surtout par l'As, Cd, Sb et Pb à l'amont, avec une évolution spatiale par dilution légère vers l'aval. Ces eaux s'avèrent être mauvaises pour l'irrigation à cause des teneurs élevées de la totalité des ETM dans les eaux fluviales, qui dépassent les normes d'irrigation Marocaine. La diminution négligeable des concentrations en ETM vers l'aval, est due à la faible capacité de rétention de ces éléments toxiques conditionnés par la nature des sédiments et paramètres physico-chimiques du milieu aquatique. Les critères physico-chimiques montrent une large variation de pH (2-8), une conductivité électrique (524-3220 $\mu\text{S/cm}$), oxygène dissous OD (5,8-10,4mg/l) et un potentiel rédox (756,4-1025,17mV) ce qui indique une variété des conditions géochimiques du système fluvial drainant les deux sites miniers. La coefficient de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et ions majeurs (Tab.27), montre une excellente à bonne corrélation entre : Ca-Na , Ca-Mg ; K-Na, K-Mg, K-Ca et entre SO₄-Cl. La quasi-totalité des eaux superficielles sont riches en ions de sulfates (SO₄²⁻), dont les valeurs varient entre 508 et 1541 mg/l, sauf pour la station E8 (79 mg/l) localisée loin de des sites abandonnés, sur un affluent au centre de la zone d'étude, qui ne draine aucune mine et rejoint celui d'Ich-Ou-Mellal vers l'aval.

Tableau 27 : Matrice de corrélation des teneurs en éléments majeurs et pH dans les eaux de surface et souterraine

	pH	Na	Mg	Ca	Cl	K	SO₄
pH	1	0,15	-0,486	-0,103	0,268	-0,01	-0,296
Na		1	0,585	0,871	0,375	0,96	0,065
Mg			1	0,873	0,102	0,644	0,416
Ca				1	0,182	0,87	0,174
Cl					1	0,275	0,712
K						1	0,105
SO₄							1

Cet enrichissement hors les normes de qualité standard des eaux (SD) en SO_4^{2-} (500mg/l) est influencé par les rejets sulfuriques des deux sites miniers dont le lessivage par les eaux fluviales influence l'enrichissement des eaux superficielles et augmente leur concentration en éléments ioniques originaires des rejets miniers. D'autre part les eaux souterraines ne montrent aucun enrichissement hors SD dont les valeurs sont supérieures à 500mg/l, ces fortes teneurs en SO_4^{2-} dans les eaux souterraines sont probablement dues à leur alimentation directe par les eaux de lixiviation des rejets miniers. Les concentrations en sulfates montrent aussi une bonne corrélation avec la conductivité électrique des eaux et les principaux éléments traces métallique mesurés en solution dans l'eau tels que l'As ; Sb ; Pb ; Al ; Fe et Zn (Tab.28).

Tableau 28 : Matrice de corrélation des teneurs en éléments traces métallique et paramètres physico-chimiques des eaux de surface et souterraine :

	pH	Na	Mg	SO4	Eh	Cond	Dissolved_Oxygen	TDS	Fe	Cu	Ni	Zn	Al	As	Hg	Cr	Cd	Pb	SO4	
pH	1,0																			
Na	0,15	1,0																		
Mg	-0,486	0,585	1,0																	
SO4	-0,296	6,5E-2	0,416	1,0																
Eh	-0,624	3,5E-2	0,581	0,361	1,0															
Cond	-0,613	2,5E-2	0,551	0,256	0,652	1,0														
Dissolved_Oxygen	-0,146	0,4	0,583	0,219	0,605	0,401	1,0													
TDS	0,154	-0,236	-0,238	-0,171	-0,171	0,401	0,401	1,0												
Fe	-0,958	0,372	0,604	0,854	0,802	0,155	0,155	1,9E-2	1,0											
Cu	0,372	-0,27	-0,253	-0,478	-0,352	-0,473	-0,473	-0,135	-0,198	1,0										
Ni	0,206	-0,27	-5,4E-2	-0,24	-0,174	-0,291	-0,291	-0,116	-0,198	0,392	1,0									
Zn	-0,868	-0,22	0,578	0,412	0,776	0,199	0,199	-0,116	0,985	-0,145	2,9E-2	1,0								
Al	-0,868	-0,194	0,605	0,41	0,797	0,245	0,245	-0,116	0,996	-0,162	2,1E-2	0,995	1,0							
As	-0,459	-0,31	-5,7E-2	0,491	8,4E-2	-7,0E-2	-7,0E-2	-0,193	0,785	-0,356	-0,163	0,247	0,995	1,0						
Hg	-0,459	-0,31	-5,7E-2	0,491	8,4E-2	-7,0E-2	-7,0E-2	-0,193	0,785	-0,356	-0,163	0,247	0,995	1,0	0,491					
Cr	-9,2E-2	-0,392	-0,381	0,239	-0,285	-0,405	-0,405	0,229	0,182	0,42	0,103	-0,12	-0,105	0,459	1,0					
Cd	-0,217	-0,341	-0,254	0,363	-0,164	-0,255	-0,255	-0,104	0,69	0,329	0,51	-5,0E-3	-0,105	0,47	0,556	1,0				
Pb	-0,864	-0,233	0,571	0,408	0,771	0,188	0,188	-8,6E-2	0,984	-0,122	5,1E-2	1,0	0,994	-0,326	-0,194	0,239				
SO4	-0,296	6,5E-2	0,416	1,0	0,361	0,256	0,256	-0,171	0,854	-0,478	-0,24	0,412	0,41	0,491	0,491	0,239	0,363	0,408	1,0	

La plupart de ces éléments représentent une large variation des concentrations dissoutes dans l'eau. L'acidité élevée au niveau des zones minières générée durant le processus d'oxydation accélère l'hydrolyse des autres minéraux présents dans les sédiments fluviaux, considérés comme un réservoir des ETM. Ce processus peut mobiliser en solution des quantités énormes en éléments majeurs et traces, composant les sédiments fluviaux de cette zone d'étude. Les variations des concentrations maximum en éléments traces dissous sont connectées avec les variations du pH, dont la zone où le pH montrant une acidité élevée est caractérisé par un enrichissement élevé en Pb, As, Cd, Cu, Zn, Cr et Ni.

Les éléments analysés dans l'eau montrent des concentrations variables (Tab.26). Les concentrations moyennes en éléments traces métalliques sont très élevées, Sb (vers 2472 µg/l), As (vers 210 µg/l), Pb (vers 1090 µg/l), Cd (vers 69 µg/l), Cu (vers 135 µg/l), Zn (vers 9819µg/l), Cr (vers 30 µg/l) et Ni (vers 423 µg/l). L'acidité élevée des eaux et sédiments au voisinage des rejets miniers plus précisément ceux de Tourtit est générée durant le processus d'oxydation, ce qui entraîne une hydrolyse accélérée des autres minéraux présents dans ces rejets, mobilisant de grandes quantités de leurs éléments constitutifs, tels que l'Al (jusqu'à 2000 mg / L), le Ca (jusqu'à 1100 mg / L), le Mg (2900 mg / L), Mn (374 mg / L), etc. Les concentrations maximales des éléments traces métalliques dissous ne sont pas influencées par le pH des eaux, dont la corrélation est négative (Tab.26), donc une excellente relation entre la conductance spécifique des ETM ou éléments majeurs, et le pH. La répartition spatiale de chaque élément métallique

évalué dans les eaux de surface et les eaux souterraines en comparaison avec les normes de l'organisation mondiale de santé OMS, nous a permis dans un temps de comprendre la capacité d'oxydation et propagation de chaque élément métallique dans un même milieu aquatique et sous les mêmes conditions climatologiques et physico-chimiques. Puis de limiter, dans un deuxième temps, les zones à fortes concentrations en éléments traces métalliques qui dépassent les normes OMS afin de préciser les éléments qui peuvent poser des ennuis au système aquatique évalué.

- **L'Antimoine (Sb) :**

L'antimoine est l'élément le plus abondant dans les eaux (51%) des éléments traces métalliques évalués dans l'eau en raison de la nature du gisement exploité autrefois au niveau de Tourtit et Ich-Ou-Mellal (Sb_2S_3). La distribution spatiale de Sb dans les eaux superficielles montre une évolution dans l'espace par dilution, de l'amont vers l'aval, mais cette dernière reste négligeable par rapport aux fortes concentrations, dont la moyenne est égale à 239 $\mu\text{g/l}$, ce qui dépasse largement les normes OMS (20 $\mu\text{g/l}$; Tab.26). L'antimoine (Sb) est la substance qui a fait l'objet d'une exploitation au niveau des deux sites miniers étudiés. Cet élément est comparé seulement avec les normes O.M.S par manque d'une valeur limite de Sb dans les normes Marocaines de la qualité des eaux. Les teneurs en Sb dans les eaux de surface sont largement supérieures aux normes de l'O.M.S dans toutes les stations sauf pour la station E8 des eaux fluviales dont la concentration en Sb est de l'ordre 11 $\mu\text{g/l}$, contrairement aux eaux souterraines qui montrent des teneurs inférieures à cette norme sur l'ensemble des puits sauf pour un seul puits P10 situé au niveau de la mine Tourtit où les teneurs en Sb atteignent 223 $\mu\text{g/l}$ (Tab.26). Cela est expliqué par le contact direct des rejets miniers constituant un aquifère pour la nappe phréatique localisée au cœur des rejets de Tourtit. Ce comportement d'antimoine dans l'eau de la zone d'étude montre que cet élément n'a pas une forte tendance à s'infiltrer vers les eaux souterraines sous forme ionique dissoute dans l'eau car il est conditionné par le pH des eaux. Nos données montrent qu'il précipite en aval des réseaux fluviales à pH légèrement alcalin (entre 7,1 à 7,7) est se précipite en pH =8. Cela est donc un indice que le Sb dans la zone d'étude est transporté en grandes quantités latéralement dans les eaux et en échange avec les sédiments mais ne migre pas loin en profondeur.

La distribution spatiale des concentrations en Sb montre clairement que la source probable d'antimoine est les rejets miniers (Fig.82), où la qualité des eaux de surface est mauvaise aux alentours des mines en amont et augmente légèrement en aval de Tourtit. La répartition spatiale de Sb dans les eaux superficielles montre une augmentation autour de la zone minière, vers l'aval, quant aux concentrations des eaux de puits alluviales, elles montrent une augmentation de l'Est (où se localise la mine Ich-Ou-Mellal) vers l'ouest (où se localise la mine Tourtit). Cette répartition montre que les plus grandes teneurs se localisent au niveau de l'affluent qui draine la mine Tourtit dont les eaux montrent des teneurs inférieures que celles mesurées vers l'aval. Cela peut être expliqué par l'influence des conditions physico-chimiques contrôlant la forme de transport de Sb, où la capacité de l'eau à dissoudre le Sb augmente vers l'aval. La diminution de Sb au niveau des eaux de la mine Tourtit est aussi accompagnée

par l'augmentation des concentrations en cette substance dans les eaux souterraines au-dessous de la zone minière (Fig.82) cela peut indiquer une forte infiltration des eaux de lixiviation des rejets Tourtit riche en antimoine puisque les eaux de puits ne représentent aucune charge métallique particulière en suspension (Tab.26). L'antimoine infiltrée se trouve totalement sous sa forme dissoute. La mine Ich-Ou-Mellal est pauvre en concentration d'antimoine par rapport à celle de Tourtit et par conséquent l'affluent drainant cette mine montre une augmentation légère en Sb vers l'aval. Ces concentrations faibles (qui restent toujours inférieures aux normes OMS) sont dues à la nature rocheuse des rejets Ich-Ou-Mellal qui n'ont pas subi un traitement chimique comme celui de Tourtit, cela empêche l'altération facile de Sb d'après les rejets d'Ich-Ou-Mellal (Fig.82). L'augmentation légère enregistrée en aval de la mine Ich-Ou-Mellal est peut être due au changement des paramètres physico-chimiques et l'alimentation des eaux en Sb à partir d'autres sources apparemment naturelles dans les environs de la zone étudiée.

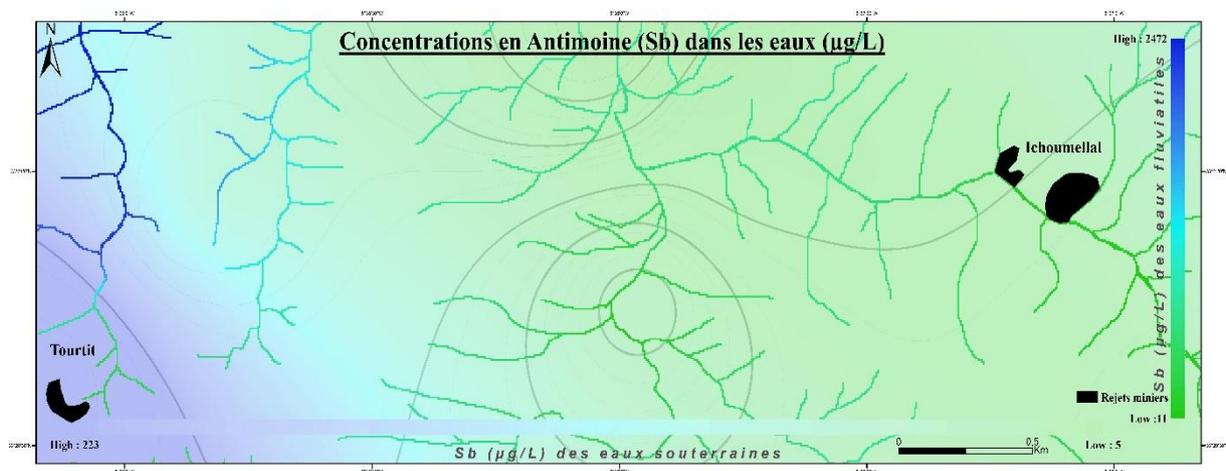


Figure 82: Carte de répartition spatiale des concentrations en antimoine dissous dans les eaux de surface et souterraines.

- **Le Cadmium (Cd):**

La répartition spatiale des concentrations en cadmium (Cd) représente des valeurs comprises entre 1 et 69 µg/l dont les plus grandes teneurs enregistrées sont aux voisinages des rejets miniers dans les stations 1, 5 et 67, qui tendent à diminuer relativement en s'éloignant des deux sites miniers mais restent toujours au-delà des normes d'O.M.S et N.I.M (Tab.26). Les concentrations en Cd indiquent une forte probabilité d'une mauvaise qualité des eaux de surface en cadmium, due à la lixiviation des rejets miniers (Fig.83) ce qui influence négativement la qualité des eaux superficielles de l'amont de l'oued Beht (périphéries de la zone d'étude) considérées de bonne qualité selon l'agence du bassin hydraulique de Sebou. La distribution spatiale du Cd montre une répartition générale à forte concentration sur la totalité des réseaux fluviaux. Ces fortes concentrations tendent à diminuer dans certains endroits (en aval de la mine Tourtit et au niveau des rejets miniers), (Fig.83), cela est probablement dû aux mécanismes de rétention, et absorption de cet élément selon les variations des conditions physico-chimiques. Les

concentrations en Cd dans les eaux souterraines échantillonnées montent des teneurs variables entre 5 et 10 $\mu\text{g/l}$ (Tab.26), qui sont supérieures aux normes OMS et NIM, malgré ces variations de concentrations la distribution spatiale du Cd dans les eaux souterraines montre une homogénéité de répartition sur l'ensemble de la zone d'étude (Fig.83), où on ne note aucune augmentation notable sauf pour le puits P9 relativement au puits localisé au sein du site minier Tourtit, qui représente la concentration la plus élevée en Cd (10 $\mu\text{g/l}$) dans les eaux souterraines (Tab.26). Cela est un indice que l'origine potentielle de cet élément en solution dans les eaux correspond aux rejets miniers où le transport latéral dans les eaux de surface est irrégulière, due au contrôle exercé par les conditions physico-chimiques sur le comportement du Cd dans les eaux de la zone d'étude. Mais il existe aussi un transfert horizontal vers les eaux souterraines où cet élément montre une capacité de migration très rapide. La totalité des eaux souterraines et superficielles couvre (avec des teneurs hors normes), où les conditions physico-chimiques est généralement favorable à la dissolution de Cd dans l'eau.

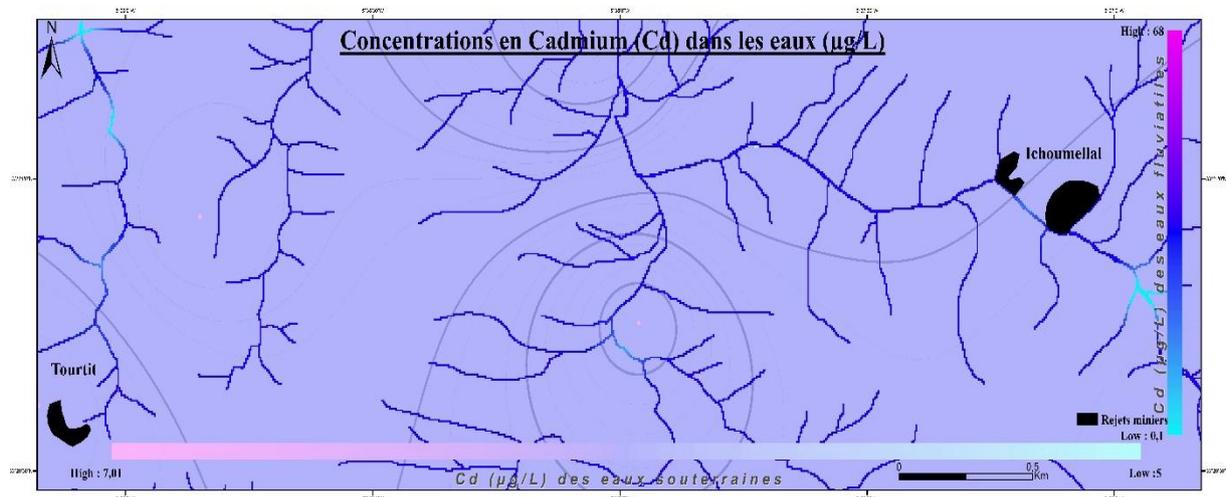


Figure 83 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Cadmium dissous dans les eaux de surface et souterraines.

- **Le Plomb (Pb) :**

Le plomb montre des concentrations au-delà des normes (Fig.84), avec des valeurs comprises entre 9 et 1090 $\mu\text{g/l}$, dans les eaux de fluviatiles et entre 9 et 20 $\mu\text{g/l}$ (Tab.26). Les concentrations en Pb dans les eaux de surface et souterraines enregistrent une seule valeur inférieure à la norme OMS (9 $\mu\text{g/l}$) à la station E8 et puits P12 situés dans la partie centrale des affluents échantillonnés où les deux échantillons est enlevé dans la même zone. La distribution spatiale du Pb montre une répartition homogène indiquant une connectivité fortement probable ente les aquifères. Les concentrations moyennes égals à 148 $\mu\text{g/l}$ dans les eaux de surface et 14 $\mu\text{g/l}$ dans les eaux souterraines (Tab.26). Ces teneurs sont généralement supérieures aux normes OMS, mais considérés normale pour les normes d'irrigation où le Pb ne doit pas dépasser 5000 $\mu\text{g/l}$. Les diminutions en Pb dissous au centre de l'affluent qui ne draine aucune des deux sites miniers ont un indice montrant que cet élément est non remobilisable sous forme dissoute dans son état naturel stable dans les sédiments et roche de cette zone mais la dégradation chimique

exercée sur l'ensemble des ETM durant la séparation chimique de Sb est la cause principale de la transformation de ces ETM à l'état oxydante libre. Ce qui facilite leur migration en solution d'après les rejets miniers. La charge métallique des eaux superficielles en Pb est peut être alimentée par deux sources potentielles dévoilées par la répartition spatiale des concentrations fluviales qui sont les rejets de Tourtit comme source anthropique et les concentrations naturelles des sédiments et facies géologiques traversés. L'origine des teneurs élevées en Pb dans les eaux souterraines (Fig.84), est probablement dûe à l'infiltration des eaux de surface et oxydation des minéralisations plombifères endogènes de la zone d'étude.

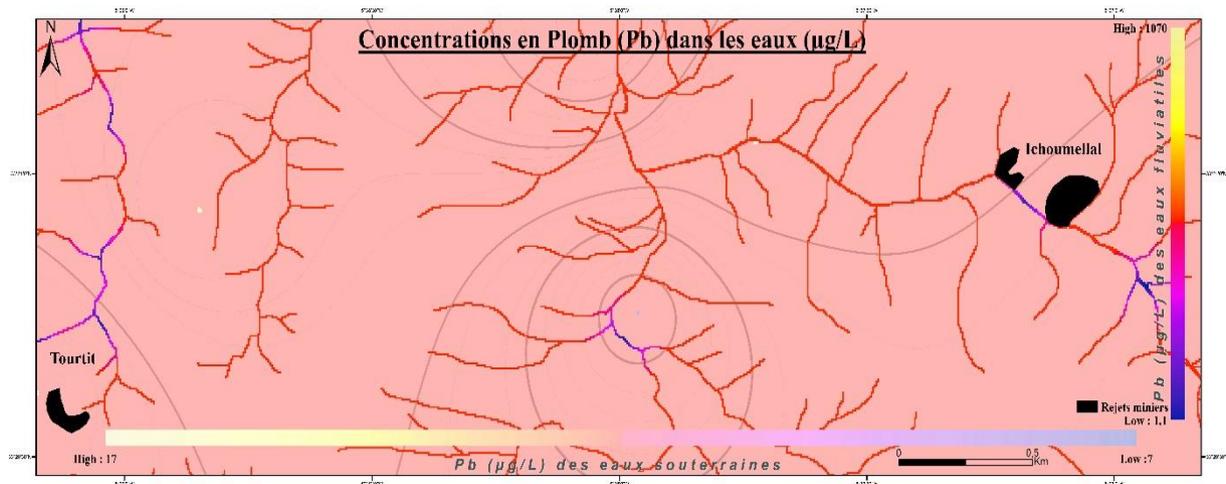


Figure 84 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Plomb dissous dans les eaux de surface et souterraines.

- **L'Arsenic (As) :**

L'Arsenic représente des concentrations dans les eaux superficielles, entre 29 µg/l -210 µg/l et des concentrations dans les eaux souterraines entre 12µg/l- 20µg/L. Toutes ces teneurs excèdent les normes OMS et NIM (Tab.26). La contamination des eaux par As a une répartition spatiale contrastée dans les eaux souterraines alluviales de l'Est vers l'Ouest (Fig.85), où l'As tend à diminuer suivant cette direction avec une limite nette entre les eaux souterraines à fortes concentrations en As (en dessous de la mine Ich-Ou-Mellal) et les eaux à concentration relativement faible en As (en dessous de la mine Tourtit), qui restent largement supérieures aux normes. Les eaux fluviales drainant la mine à l'ouest montrant des concentrations plus élevées que celui d'Ich-Ou-Mellal (Fig.85). Cela indique que l'origine de l'arsenic est anthropique, mais sa mobilité facile, son infiltration rapide et son instabilité dans des conditions physico-chimiques particulières sont les grand influenceurs de sa distribution spatiale (Fig.85).

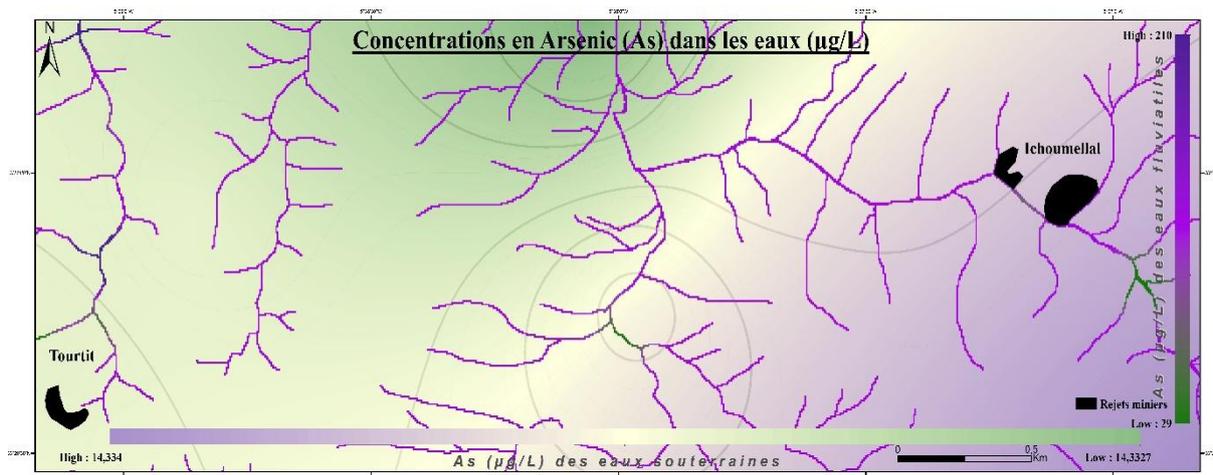


Figure 85 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Arsenic dissous dans les eaux de surface et souterraines.

- **Le Zinc (Zn) :**

En comparaison aux normes de l'O.M.S et N.I.M, les teneurs en zinc (Zn) dans l'ensemble des eaux échantillonnées montrent des concentrations supérieures aux normes sur toutes les stations d'échantillonnage (Tab.26). La répartition spatiale des concentrations en Zn dans les eaux souterraines montrent une diffusion homogène (Fig.86), variable entre 23µg/l et 48 µg/l. Ces teneurs montrent statistiquement un faible gradient d'augmentation de l'Ouest vers l'Est. Cette répartition ne montre aucun indice d'origine des eaux souterraines sauf si on considère les concentrations enregistrées dans les eaux de surfaces qui peuvent appuyer l'hypothèse d'une infiltration de Zn depuis les eaux fluviales en raison de la forte présence de cet élément dissous dans les affluents Est par rapport à ceux de l'ouest (Fig.86). A la lumière de ce qui précède la répartition spatiale de Zn dans les eaux fluviales représente aussi une homogénéité de répartition avec des zones de diminution des teneurs en Zn dissous plus concentré à l'ouest de la zone d'étude où se localise la mine Tourtit (Fig.86) ces diminutions de Zn en solution, se réfère au mécanismes de rétention où les concentrations en Zn dans les sédiments augmentent dans les zones où le Zn dissous diminue. Cela est probablement dû aux variations physicochimiques du milieu aquatique. Malgré la grande capacité de rétention des métaux dans le milieu fluviale vue à leur forte diminution d'une partie des ruisseaux à l'autre ce qui n'a pas empêché la présence de Zn hors normes dans les zones de rétentions.



Figure 86 : Carte de répartition spatiale des concentrations en zinc dissous dans les eaux de surface et souterraines.

- **Le Cuivre (Cu) :**

Le cuivre montre des concentrations variables entre 5 et 135 $\mu\text{g/l}$ dans les eaux fluviales et entre 6 et 827 $\mu\text{g/l}$ dans les eaux souterraines. Ces concentrations représentent des teneurs plus ou moins élevées mais restent supérieures aux normes OMS et NIM dans l'ensemble des eaux échantillonnées. La distribution spatiale de Cu dissous dans les eaux montre une similarité de distribution avec celle de Zn, ce qui indique un même comportement de ces éléments (Zn et Cu), lié à la même source et à une liaison géologique naturelle. La source du Cu comme celle de Zn est originaire (selon leur distribution spatiale) des rejets Tourtit (Fig.87) et en grande partie d'une source naturelle qui est la roche encaissante. La répartition spatiale de Cu dissous dans les eaux souterraines montre une zonation centrée au NW des aquifères échantillonnés dont les concentrations en Cu dans les eaux de puits se développent par dilution (Fig.87). La distribution spatiale par zonation du Cu dissous dans les eaux souterraines montre une forte concentration des teneurs dans la partie est que celle de l'ouest. La zone ouest où se localise la mine abandonnée de Tourtit, renferme des teneurs en Cu plus élevées par rapport aux teneurs d'Ich-Ou-Mellal, mais le diamètre de cette zone est plus large que ceux de la zone ouest à forte concentrations (Fig.87). Cela indique que la source potentielle de Cu est localisée au NW de la zone d'étude où se concentrent les plus grandes concentrations en Zn. Cette distribution représente par forte probabilité que cet élément est originaire majoritairement d'une source naturelle. La différence entre les origines du Cu entre le milieu fluvial alimenté par les rejets miniers et les terrains géologiques naturels, et entre le milieu aquatique souterrain quasiment alimenté par une source naturelle, due à la libération facile des ETM par les rejets de traitement localisé à Tourtit et tendance du Cu à se précipiter dans les eaux neutres à alcalines, au lieu de parcourir des grandes distances sous la forme dissoute ou s'infiltrer vers les eaux souterraines. Dans un milieu acide le Cu migre en profondeur (Walaszek 2018) ce qui peut expliquer

l'augmentation de Cu dans l'eau au niveau de Tourtit en comparaison à celui d'Ich-Ou-Mellal qui se caractérise par des eaux neutres à alcalin.

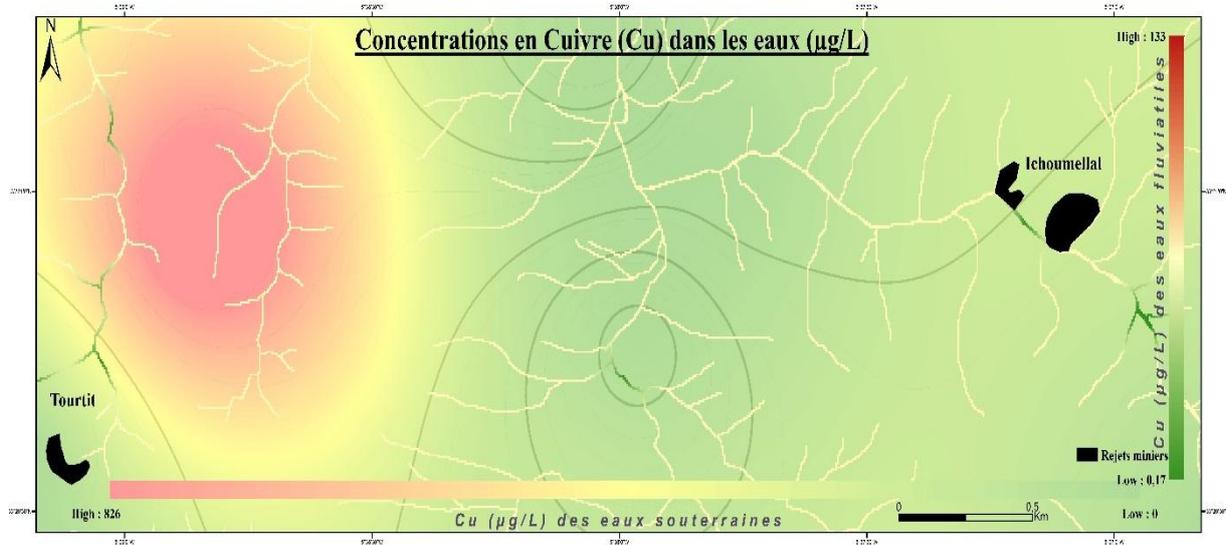


Figure 87 : Carte de répartition spatiale des concentrations en cuivre dissous dans les eaux de surface et souterraines.

- **Le Nickel (Ni) et Chrome (Cr) :**

Les concentrations en Ni et Cr montrent plus ou moins la même répartition spatiale dans les eaux superficielles et souterraines, avec des variations plus ou moins légères entre les concentrations de ces deux éléments traces métalliques. Cela peut être attribué à leur même origine due à leurs comportements identiques dans le même milieu aquatique. Les concentrations de ces deux éléments sont comprises entre 4 et 30 µg/l pour le Cr et 5 et 423 µg/l pour le Ni dans les eaux superficielles et entre 3 et 154 µg/l pour le Cr et entre 7 et 102 µg/l pour le Ni dans les eaux souterraines, toutes ces concentrations sont inférieures aux normes OMS et NIM sauf pour la station E1, située à la mine Tourtit où le nickel dépasse la norme OMS. La répartition spatiale de ces éléments dans les eaux souterraines, montre deux zones principales, une zone à l'ouest de la zone d'étude qui se développe vers l'extérieur du centre par dilution selon la direction NW-SE. Contrairement à la deuxième zonation qui se localise au centre de la zone d'étude se développe selon la direction N-S avec une concentration stable (Fig.88 et 89). La distribution spatiale de ces éléments est relativement faible sur l'ensemble des affluents avec des niveaux de diminution au près des deux sites minières (Fig.88 et 89).

Le Nickel (Ni) représente une distribution spatiale dans les eaux de surface à faible évolution dont les grandes concentrations enregistrées, sont localisées autour de la mine Tourtit, puis les concentrations diminuent légèrement en s'éloignant de la mine (Fig.88). Les eaux souterraines selon leur distribution, montrent une origine probablement naturelle liée à celle de Cu, ce qui indique une liaison naturelle, remonte à l'altération hydrochimique d'un gisement naturel riche en Cu, Ni et Cr dans la partie NW de la zone d'étude (Fig.88 et 89).

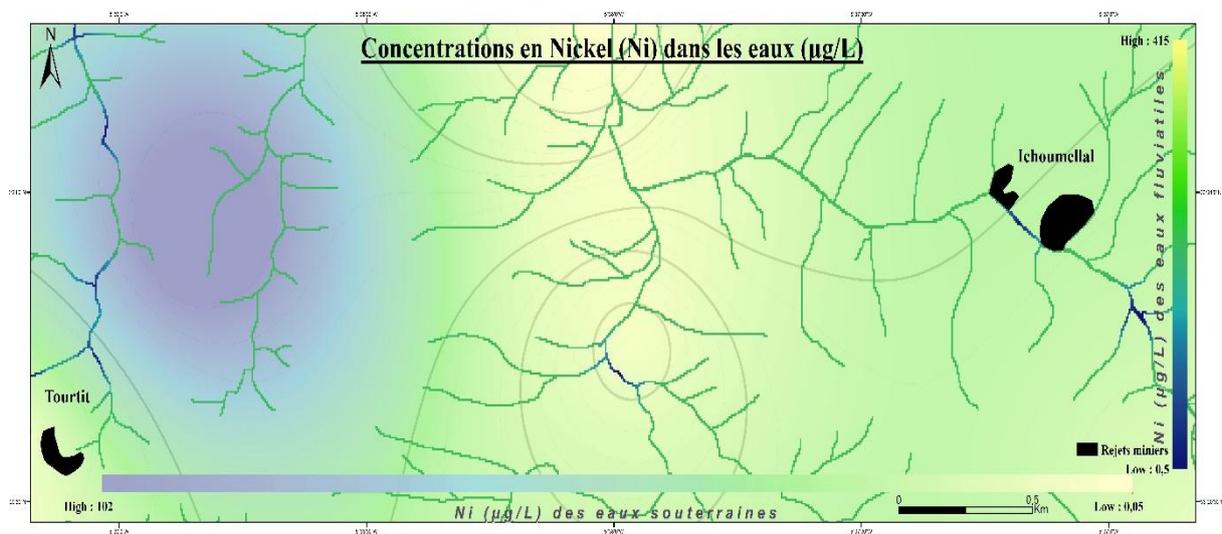


Figure 88 : Carte de répartition spatiale des concentrations en Nickel dissous dans les eaux de surface et souterraines.

Le Chrome montre une répartition spatiale similaire à celle de Ni, indiquant une relation chimique et probablement minéralogique androgène de Ni et Cr (Fig.88 et 89). La répartition spatiale de Cr dans les eaux de surface montre une stabilité des concentrations élevées sur la quasi-totalité des affluents échantillonnés avec une tendance de migration en teneurs élevées en aval plus remarquable que le transport de Ni qui est facilement interrompu par les conditions physico-chimiques du milieu aquatique fluvial. Les teneurs en Chrome tendent à diminuer légèrement vers l'aval de l'affluent de l'oued Lghardayane qui draine la mine Tourtit seulement (Fig.89). Les eaux souterraines montrent un enrichissement en Cr, détaché des sites miniers abandonnés avec une propagation par dilution identique à celle de Ni démontré précédemment (Fig.88 et 89). Ces distributions des concentrations indiquent peut-être une même origine de ces trois éléments (Cr, Ni et Cu) avec des comportements plus ou moins similaires dus aux propriétés chimiques de chaque substance en réponse des conditions physico-chimiques du même milieu aquatique fluvial ou souterrain.

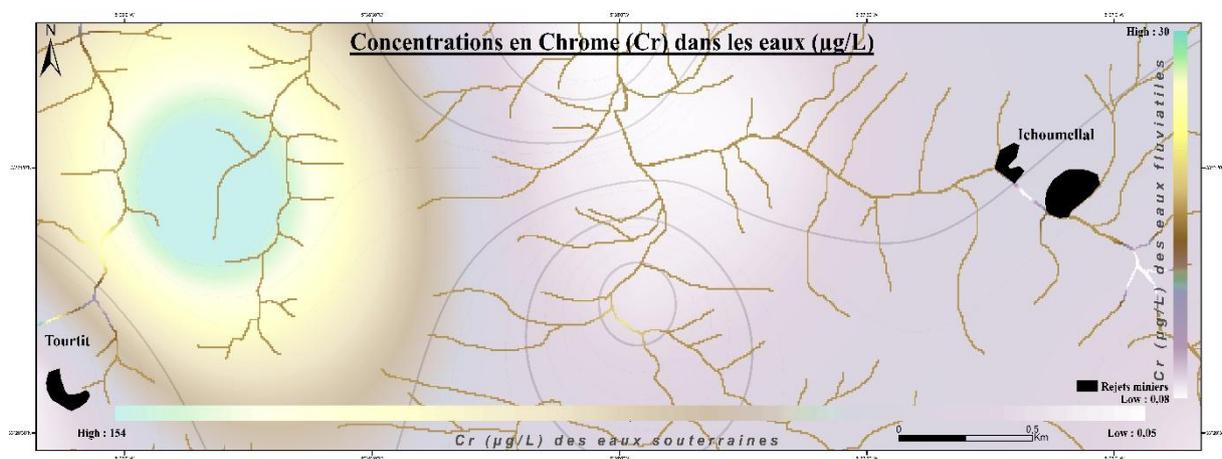


Figure 89: Carte de répartition spatiale des concentrations en Chrome dissous dans les eaux de surface et souterraines.

La qualité des eaux de la zone Tourtit en comparaison aux normes de qualité des eaux (fixées par l'Organisation Mondiale de Santé 2006) et les normes de qualité des eaux d'irrigation Marocaines (N.I.M) fixées par le Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement (S.E.E.E., 2011), montre une contamination polymétallique des eaux souterraines et superficielles, influencées par les rejets miniers abandonnés.

La répartition spatiale de chaque élément métallique évalué dans les eaux de surface et souterraine nous a permis premièrement de comprendre la capacité de rétention et propagation de chaque élément métallique sous un même milieu aquatique et sous les mêmes conditions climatologiques et physico-chimiques. Deuxièmement un outil cartographique qui contribue à la limitation des zones à fortes concentrations en éléments traces métalliques qui dépassent les normes OMS afin de préciser les éléments qui peuvent poser des soucis au système aquatique évalué. Cette comparaison permet de déterminer les contaminants pour lesquels les anciennes mines constituent une source significative d'ETM. Les résultats obtenus, montrent que les teneurs en ETM (Sb, Cd, As, Pb, Zn et Ni) dans l'ensemble des eaux échantillonnées, où les valeurs sont supérieures aux normes de la OMS, sont localisées autour des mines abandonnées, avec des concentrations moyennes entre 932 µg/l pour l'antimoine (Sb) des eaux de surface et 52 µg/l dans les eaux souterraines; 14 µg/l pour le cadmium (Cd) des eaux de surface et 8 µg/l dans les eaux souterraines; 89 µg/l pour l'arsenic (As) des eaux de surface et 17 µg/l dans les eaux souterraines; 148 µg/l pour le plomb (Pb) des eaux de surface et 14 µg/l dans les eaux souterraines; 60 µg/l pour le nickel (Ni) dans les eaux de surface et 28 µg/l dans les eaux souterraines; Le zinc (Zn) représente des valeurs moyennes, égales à 1274 µg/l dans les eaux de surface et 32 µg/l dans les eaux souterraines.

La distribution spatiale des ETM montre des anomalies polymétalliques principalement en Cd, As, Cr et Pb dans les eaux de surface qui drainent les deux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Les rejets miniers sont la source probable de ces anomalies. Généralement les concentrations en ETM, précisément celles de Sb, Cd, As, Pb et Cr des eaux échantillonnées ont des valeurs supérieures à celles des eaux naturelles et excèdent les normes fixées par l'O.M.S pour la qualité des eaux de surface. Ces teneurs représentent un indice d'une contamination polymétallique en Sb, Cd, As, Cr et Pb plus ou moins, similaires à celles détectées dans les sédiments fluviatiles étudiés précédemment. Cela indique une forte probabilité d'une alimentation des eaux par une charge métallique provenant des sédiments contaminés et des rejets miniers exposés aux agents atmosphériques, qui rentrent dans les processus de dégradation et dissolution des ETM. L'enrichissement des eaux et le transfert des éléments nocifs par les eaux de drainage miniers prennent naissance généralement dans les environs des rejets miniers, ce qui indique le rôle principal des rejets miniers dans l'accentuation de l'enrichissement naturel des eaux superficielles et souterraines au point que ces derniers soient toxiques pour la biote dans les zones minières abandonnées.

La répartition d'As montre la plus grande propagation avec des concentrations supérieures à la norme OMS, sur toute la surface échantillonnée de la zone d'étude aussi bien dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines. Sb, Pb, As et Cd sont les contaminants principaux dans les eaux et sédiments et éléments facilement transportables, nous préjugeons une augmentation des concentrations de ces métalloïdes dans les eaux de surfaces aux saisons humides, où les eaux contaminées peuvent passer à un deuxième ordre de grandeur de pollution dangereux.

III.4.3.3. Comportement des ETM dans les eaux :

III. 4.3.3.1 Partages des ETM dans l'interface Eau-sédiment en relation entre les paramètres physico-chimiques :

La relation entre les paramètres physico-chimiques et ETM dissous dans l'eau est plus ou moins significative (Tab.29). Parmi les éléments traces métalliques évalués, l'Sb présente une corrélation assez importante ($r^2 > 0,60$) avec deux paramètres physico-chimiques seules, qui sont l'OD et la MES de l'ensemble des variables évaluées. Ces deux paramètres influencent en premier lieu le pouvoir d'oxydation de Sb dans les eaux et sa manière de transport dans l'eau qui s'avère être transportée sous forme particulaire dans la MES. La matrice ACP (Tab.29) de l'ensemble des paramètres hydrochimiques, souligne le contrôle du reste des ETM évalués par trois paramètres physico-chimiques principaux qui sont l'Eh et les éléments azotés (NO_3 et NH_3). En effet lorsqu'on isole ces paramètres les relations deviennent moins significatives entre ETM et l'eau (Tab.29). Seuls Ni et Cu conservent toujours une bonne relation ($r^2=0,6$). Ces résultats traduisent la complexité à établir des relations significatives entre les éléments traces dissous en dehors des paramètres physico-chimiques précédents. Les éléments majeurs pluparticulièrement le Ca et Mg montrent une très bonne corrélation avec K, Mg et Na qui montre que ces éléments ont une même origine (altération hydrochimique des bancs calcaires du Viséen). Le comportement de ces deux éléments est contrôlé par les variations de température ($T^\circ\text{C}$), les éléments azotés, et l'alcalinité (Th) des eaux. Cette dernière contrôle la solubilité de ces éléments et leur concentration dans l'eau. Ces éléments ne montrent aucune corrélation significative avec les ETM. Le Fe et Al montrent les plus grandes corrélations avec la majorité des variables d'éléments traces (As, Pb, Cd, Zn, Ni), avec Mg, et avec l'un et l'autre puisqu'ils sont deux éléments semblables et relativement stables dans l'environnement. Ils accompagnent aussi plusieurs éléments majeurs et mineurs dans leur transport, oxydation, dissolution, etc..., et peuvent être facilement influencés par les variations des paramètres physico-chimiques de l'eau tels que l'Eh, les éléments azotés et par la saturation d'eau en éléments dissous où ces deux éléments tendent vers la précipitation en oxydes de fer ou d'aluminium comme la gibbsite. Le pH est un paramètre contrôleur du premier ordre de la plupart des paramètres hydrochimiques évalués mais dans le sens contraire puisqu'il montre une corrélation fortement négative avec ces paramètres.

Tableau 29: Matrice de corrélation ACP de l'ensemble des éléments majeurs dans les eaux de surface et souterraines du secteur miniers abandonné Tourtit- Ich-Ou-Mellal. **En gras** les valeurs significatives.

Variables	Ph	T	EC	TSD	NO3	NO2	OD	NH4	COD	Th	Eh	MES	Sb	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni
Ph	1	-0,245	0,117	0,117	-0,852	0,213	-0,081	-0,812	0,058	0,467	-1,000	0,144	0,071	-0,623	-0,889	-0,905	-0,038	-0,890	-0,042	-0,864
T	-0,245	1	-0,287	-0,285	0,435	0,382	-0,046	0,485	-0,167	0,008	0,245	-0,239	-0,454	0,038	0,404	0,482	-0,051	0,406	-0,035	0,383
EC	0,117	-0,287	1	0,989	-0,099	-0,263	-0,474	-0,131	0,112	-0,209	-0,117	-0,120	-0,191	-0,232	-0,095	-0,101	-0,055	-0,090	-0,086	-0,103
TSD	0,117	-0,285	0,989	1	-0,099	-0,266	-0,478	-0,132	0,109	-0,213	-0,117	-0,122	-0,195	-0,235	-0,095	-0,100	-0,053	-0,090	-0,084	-0,102
NH3	-0,852	0,435	-0,099	0,989	1	-0,020	0,147	0,989	-0,380	-0,439	0,852	-0,055	-0,147	0,707	0,995	0,980	0,064	0,994	0,063	0,967
NO2	0,213	0,382	-0,263	-0,266	-0,020	1	0,423	0,124	0,107	0,581	-0,213	0,469	0,151	0,199	-0,063	-0,058	-0,077	-0,063	-0,089	-0,077
DO	-0,081	-0,046	-0,474	0,015	0,147	0,423	1	0,210	0,026	0,490	0,081	0,253	0,634	0,431	0,138	0,070	-0,095	0,136	-0,093	0,106
DBO5	-0,166	-0,411	0,015	0,015	-0,029	-0,224	0,350	-0,052	0,190	-0,065	0,166	-0,086	0,125	-0,121	0,000	-0,035	0,296	-0,009	0,290	0,061
NH4	-0,812	0,485	-0,131	-0,132	0,989	0,124	0,210	1	-0,364	-0,349	0,812	0,013	-0,120	0,732	0,977	0,962	0,055	0,976	0,053	0,948
DOC	0,058	-0,167	0,112	0,109	-0,380	0,107	0,026	-0,364	1	0,560	-0,058	-0,116	0,222	-0,163	-0,341	-0,303	-0,166	-0,335	-0,178	-0,357
Th	0,467	0,008	-0,209	-0,213	-0,439	0,581	0,490	-0,349	0,560	1	-0,467	0,165	0,524	0,013	-0,443	-0,455	-0,016	-0,438	-0,018	-0,426
Eh	-0,990	0,245	-0,117	-0,117	0,852	-0,213	0,081	0,812	-0,058	-0,467	1	-0,144	-0,071	0,623	0,889	0,905	0,038	0,890	0,042	0,864
MES	0,144	-0,239	-0,120	-0,122	-0,055	0,469	0,253	0,013	-0,116	0,165	-0,144	1	0,571	0,374	-0,073	-0,167	-0,132	-0,072	-0,145	-0,103
Sb	0,071	-0,454	-0,191	-0,195	-0,147	0,151	0,634	-0,120	0,222	0,524	-0,071	0,571	1	0,491	-0,130	-0,232	-0,218	-0,123	-0,216	-0,176
As	-0,623	0,038	-0,232	-0,235	0,707	0,199	0,431	0,732	-0,163	0,013	0,623	0,374	0,491	1	0,712	0,644	-0,104	0,716	-0,105	0,657
Pb	-0,889	0,404	-0,095	-0,095	0,995	-0,063	0,138	0,977	-0,341	-0,443	0,889	-0,073	-0,130	0,712	1	0,988	0,080	0,990	0,080	0,976
Cd	-0,905	0,482	-0,101	-0,100	0,980	-0,058	0,070	0,962	-0,303	-0,455	0,905	-0,167	-0,232	0,644	0,988	1	0,097	0,988	0,098	0,970
Cu	-0,038	-0,051	-0,055	-0,053	0,064	-0,077	-0,095	0,055	-0,166	-0,016	0,038	-0,132	-0,218	-0,104	0,080	0,097	1	0,072	0,999	0,295
Zn	-0,890	0,406	-0,090	-0,090	0,994	-0,063	0,136	0,976	-0,335	-0,438	0,890	-0,072	-0,123	0,716	1,000	0,988	0,072	1	0,072	0,974
Cr	-0,042	-0,035	-0,086	-0,084	0,063	-0,089	-0,093	0,053	-0,178	-0,018	0,042	-0,145	-0,216	-0,105	0,080	0,098	0,999	0,072	1	0,294
Ni	-0,864	0,383	-0,103	-0,102	0,967	-0,077	0,106	0,948	-0,357	-0,426	0,864	-0,103	-0,176	0,657	0,976	0,970	0,295	0,974	0,294	1
Al	-0,884	0,359	-0,108	-0,109	0,989	-0,072	0,188	0,970	-0,323	-0,400	0,884	-0,077	-0,060	0,761	0,994	0,976	0,048	0,995	0,048	0,962
Fe	-0,838	0,371	-0,132	-0,133	0,985	-0,048	0,208	0,971	-0,353	-0,375	0,838	-0,085	-0,062	0,767	0,980	0,959	0,035	0,980	0,035	0,945
Ca	-0,021	0,579	-0,272	-0,276	0,168	0,633	0,495	0,260	0,206	0,618	0,021	-0,206	0,102	0,262	0,143	0,182	-0,216	0,147	-0,210	0,093
K	0,029	0,532	-0,239	-0,242	-0,040	0,498	0,363	0,034	0,530	0,746	-0,029	-0,244	0,162	0,069	-0,038	0,015	-0,160	-0,031	-0,149	-0,064
Mg	-0,420	0,584	-0,291	-0,294	0,596	0,501	0,541	0,666	-0,019	0,287	0,420	-0,191	0,033	0,560	0,578	0,595	-0,144	0,580	-0,141	0,523
Na	0,215	0,382	-0,225	-0,229	-0,220	0,555	0,397	-0,136	0,573	0,827	-0,215	-0,188	0,217	-0,005	-0,226	-0,182	-0,264	-0,219	-0,257	-0,268
Cl	0,301	-0,142	-0,228	-0,230	-0,294	0,042	0,282	-0,280	0,133	0,357	-0,301	0,036	0,317	-0,006	-0,276	-0,325	-0,330	-0,274	-0,315	-0,337
SO4	-0,284	0,228	-0,233	-0,233	0,404	-0,019	0,233	0,403	-0,279	-0,149	0,284	-0,070	-0,029	0,313	0,416	0,376	-0,183	0,414	-0,168	0,358

Les ETM sont liés à l'action de la couverture végétale de la zone d'étude, aux sédiments fluviaux ou plutôt à celle des paramètres hydrochimiques de la phase dissoute. La couverture végétale est pratiquement du même genre et distribution sur l'ensemble de la zone d'étude et le paramètre COD ne montre aucune corrélation positive avec les ETM (Tab.29), pour cela elle sera exclue des interprétations de cette analyse.

Cependant, comme précédemment, lorsqu'on isole « Eh », toutes ces relations sont chamboulées. SO₄ et Cl deviennent moins corrélés aux ETM. A l'inverse les relations avec les autres paramètres de l'eau deviennent significatives, notamment pour Cd et Zn. Ces résultats mettent en évidence le contrôle des ETM de la phase dissoute de la zone d'étude par le magnésium (Mg) et le pouvoir oxydoréducteur (Eh), lorsque ces derniers sont très importantes (environ 5meq.l-1 et 8µg.l-1, respectivement). En revanche pour de faibles valeurs de ces paramètres, les concentrations d'ETM, sont moins influencées par l'alcalinité. Les valeurs de ces paramètres, sont liées à la nature lithologique de la région (comme nous l'avons montré plus haut). Ceci signifie que lorsque les eaux de la région deviennent de plus en plus basiques et alcalines, moins il y a d'ETM dans la phase dissoute. Toutefois lorsque les valeurs de certains ligands augmentent dans la phase dissoute, grâce aux apports anthropiques, les ETM sont complexés par ces derniers, et l'influence des autres paramètres devient moins évidente.

En ce qui concerne l'ensemble des éléments majeurs entre eux, il existe une corrélation claire entre les variables: L'abondance relative des éléments précédents positivement corrélés dans l'eau peut s'expliquer par la forte capacité de dissolution des évaporites et leur teneur élevée en éléments traces. Les résultats montrent que les eaux se caractérisent par de nombreux éléments, notamment Sr, Li et aussi Sb, Pb, Co, Fe et Mg (Tab.30). HCO₃⁻ et sont fortement corrélé négativement avec SO₄²⁻, Cl⁻, Na⁺, K⁺ et Sr. Cela pourrait s'expliquer par la saturation en CaCO₃ dans la plupart des échantillons. Le comportement similaire de HCO₃⁻ et Ca²⁺; Na et Sr peut résulter de leur contrôle géochimique par saturation dans l'eau en sels minéraux.

Tableau 30: Matrice de corrélation ACP de l'ensemble des éléments majeurs dans les eaux de surface et souterraines du secteur minier abandonné Tourtit- Ich-Ou-Mellal. **En gras** les valeurs significatives.

Variabes	Al	Fe	Si	Sr	Ca	K	Mg	Na	Cl	SO4	HCO3	pH
Al	1	0,993	0,972	0,009	0,177	-0,016	0,606	-0,193	-0,248	0,412	-0,405	-0,986
Fe	0,993	1	0,976	0,056	0,216	-0,010	0,634	-0,173	-0,261	0,385	-0,390	-0,971
Si	0,972	0,976	1	0,201	0,360	0,154	0,737	-0,019	-0,225	0,387	-0,280	-0,948
Sr	0,009	0,056	0,201	1	0,974	0,865	0,787	0,913	0,255	0,106	0,611	0,038
Ca	0,177	0,216	0,360	0,974	1	0,879	0,872	0,873	0,184	0,174	0,491	-0,147
K	-0,016	-0,010	0,154	0,865	0,879	1	0,652	0,963	0,272	0,100	0,639	0,010
Mg	0,606	0,634	0,737	0,787	0,872	0,652	1	0,586	0,101	0,417	0,197	-0,565
Na	-0,193	-0,173	-0,019	0,913	0,873	0,963	0,586	1	0,375	0,064	0,756	0,210
Cl	-0,248	-0,261	-0,225	0,255	0,184	0,272	0,101	0,375	1	0,706	0,620	0,312

SO4	0,412	0,385	0,387	0,106	0,174	0,100	0,417	0,064	0,706	1	0,048	-0,379
HCO3	-0,405	-0,390	-0,280	0,611	0,491	0,639	0,197	0,756	0,620	0,048	1	0,489
pH	-0,986	-0,971	-0,948	0,038	-0,147	0,010	-0,565	0,210	0,312	-0,379	0,489	1

Pour vérifier les influences exactes de ces paramètres sur les ETM de l'ensemble des échantillons, nous avons évalué l'importance de leurs associations. Les résultats des relations (Tab.31), représentent généralement des relations entre les rapports $SiO_2/(Na+K-Cl)$; $(Na+K-Cl)/(Na+K-Cl+Ca)$; $(Na/(Na+Cl))$; $Mg/(Ca+Mg)$; HCO_3-/Si ; $Ca/(Ca+SO_4)$, dont les teneurs sont souvent représentatives de la nature lithologique de la région et ne sont pas toujours significatives. En revanche les relations entre variables ne sont pas vraiment significatives, sauf pour la corrélation entre le sel et le gypse ($r^2 = 0,5$) deux évaporites qui partagent le même comportement de dissolution et précipitation, cela donne une idée sur la probabilité que ces deux éléments sont les principaux composants de la TSD. Ce-ci est dû à l'influence des rejets miniers riches en sels minéraux.

Tableau 31 : Matrice de corrélation des rapports des éléments majeurs à origine naturelle des faciès géologiques drainés par le réseau hydrographique échantillonnés.

<i>Variables</i>	$SiO_2/(Na+K-Cl)$	$Na+K-Cl)/(Na+K-Cl+Ca)$	$(Na/(Na+Cl))$	$Mg/(Ca+Mg)$	HCO_3-/Si	$Ca/(Ca+SO_4)$
$SiO_2/(Na+K-Cl)$	1	0,040	0,462	-0,372	-0,001	0,170
$Na+K-Cl)/(Na+K-Cl+Ca)$	0,040	1	-0,185	0,376	0,183	-0,703
$(Na/(Na+Cl))$	0,462	-0,185	1	-0,436	-0,506	0,569
$Mg/(Ca+Mg)$	-0,372	0,376	-0,436	1	0,110	-0,648
HCO_3-/Si	-0,001	0,183	-0,506	0,110	1	-0,551
$Ca/(Ca+SO_4)$	0,170	-0,703	0,569	-0,648	-0,551	1

Ces résultats soulignent d'une part l'influence importante des paramètres physico-chimiques de l'eau dans la migration des ETM dissous dans l'eau souterraine et superficielle, et d'autre part, l'action négative des apports anthropiques sur la qualité des eaux de la région. Ces relations nous ont permis d'envisager le classement suivant de l'influence des rejets miniers : i) types et ii) zones : i) Les premiers montrent des eaux à alcalinité significative due à leurs charges en HCO_3 qui montre une relation importante avec la propagation de Ca, k et Na, des eaux souterraines à forte salinité et sulfurique due à la présence de $Cl-SO_4$. Et ii) une identification de deux zones importantes, la zone Est où se localisent les rejets de la mine Tourtit dont les relations ETM-Azote-Eh sont prédominante dans le contrôle de la propagation du As, Pb, Cd, Zn, Ni, Al, Fe et Mg. Dans les eaux et surtout les eaux souterraines non influencées par la T° (précipitation des sels) et HCO_3 , issues de la roche. Et la zone ouest où se localisent les rejets Ich-Ou-Mellal où les relations contrôleurs de la propagation des ETM sont $HCO_3-Ca=$ alcalinité, qui ont une influence surtout sur le comportement et propagation des éléments Sb, Cr et Ni.

En effet les rejets anthropiques, dans la phase dissoute, favorisent la présence de certains éléments très toxiques comme Sb, Pb As et Cd qui, dans les conditions naturelles, sont éliminés de la colonne d'eau par le caractère basique des eaux de la région.

La méthode ACP est une approche statistique, pour mieux comprendre les facteurs contrôlant l'hydrochimie, en particulier en corrélant les éléments traces et les éléments majeurs. Cela peut aider aussi à définir l'origine des concentrations en éléments traces dissous dans l'eau. L'analyse en composantes principales (ACP) présentée sous format de graphe circulaire (Fig.90) à permis cette identification. Le plan du premier axe (F1) explique 47,05% de la variabilité, mais les données de la matrice de corrélation limitent les interprétations erronées (Fig.90). La corrélation entre Fe, Al, Cd, Zn, Pb, Ni et NO_3^- , NH_4^+ , Eh, positivement alignés à droite de l'axe factoriel F1 (Fig.90). Tous ces éléments définissent l'axe F1. Na^+ et Cl^- sont faiblement corrélés, soit en cas de dissolution de halite ou d'influence marine (qui n'est pas le cas), mais la corrélation de Cl avec regroupement signifie leur origine commune qu'elle soit naturelle ou anthropique cela indique qu'ils peuvent provenir à la fois de roches et des évaporites au pied des rejets miniers. La Figure 90 montre aussi une tendance des éléments précédents vers les concentrations anormales à origine anthropique F2 compris le Sb qui est un élément à propriétés chimiques bien particulières. Ces éléments sont alors en excès dans les eaux de la zone d'étude ce qui peut perturber leur stabilité hydrochimique et par conséquent dégrader leur qualité

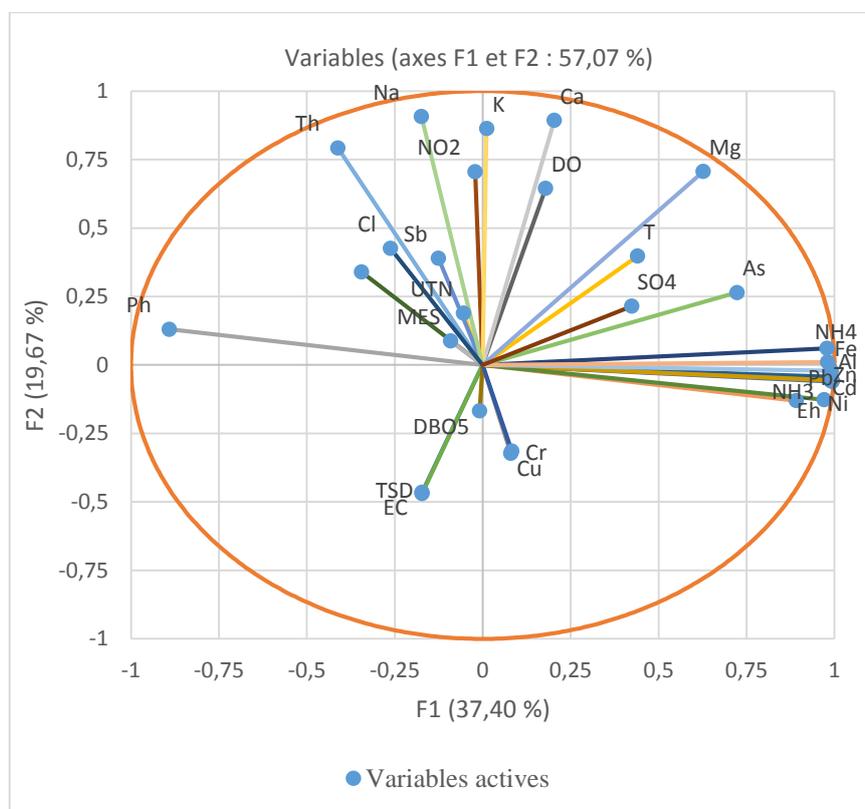


Figure 90: Graphe ACP des paramètres physico-chimiques, éléments majeurs et éléments traces métalliques.

- **L'échange des éléments traces métalliques entre la phase sédiments-eaux : Le Coefficient de partage (Kd) :**

Plusieurs paramètres contrôlent la distribution des ETM entre la phase solide et liquide parmi ces paramètres on note l'influence de la différenciation des concentrations en éléments traces métalliques entre la phase liquide et la phase solide; l'influence des paramètres physico-chimiques, biochimiques et organiques, etc... Pour cela nous allons en premier lieu, calculer le coefficient de distribution (Kd) entre la phase liquide et solide pour définir le rapport des concentrations entre la phase dissoute ($\mu\text{g/L}$) et la phase particulaire ($\mu\text{g/Kg}$) des cours d'eau (Chiffolleau et al., 1994). Le calcul du Kd est effectué selon la formule suivante :

$$Kd = \frac{[M]_{MES}}{[M]_{Eau}} = L/Kg$$

Avec M : Concentration en un élément trace métallique.

Comme phase particulaire nous avons utilisé les concentrations en ETM dans la fraction sédimentaire ($<63\mu\text{m}$) fluviatile pour un premier calcul et les données de la matière en suspension (MES) en deuxième calcul, afin d'identifier la relation Eau-MES et Eau-sédiments fluviatiles plus précisément la fraction fine ($<63\mu\text{m}$), qui se caractérise par sa forte capacité d'échange cationique avec la phase aqueuse. Le Kd est généralement influencé par les paramètres physico-chimiques des systèmes aquatiques, mais également par l'intensité de la liaison des éléments traces dans chacune des phases. En étudiant l'évolution de Kd par rapport à certains paramètres physico-chimiques de la phase dissoute, on peut évaluer l'intensité de la relation qui existe entre un ETM du sédiment, notamment avec sa phase dissoute.

En effet le coefficient de partage (Kd) dépende du pH (Peng et al., 2003) et l'adsorption des métaux sur la phase solide est favorisée par des pH neutres à alcalins (Webster et al., 1998). En revanche dans des cours d'eau affectés par des drainages acides, les métaux se trouvent préférentiellement en solution (Johnson et al., 2015), parce que les principaux produits sortants sont les oxyhydroxydes de fer, dont le pouvoir d'absorption est réduit en drainage acide (Webster et al., 1998).

Les résultats Kd obtenus pour la MES/Eau et la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}/\text{Eau}$ sont présentés dans le Tableau 30, ne concernent que ceux des eaux superficielles dus à l'absence de la fraction minérale dans la MES des eaux souterraines. Les résultats obtenus sont présentés selon la variation spatiale de Kd dans les échantillons du MES/Eau et de la fraction sédimentaire ($<63\mu\text{m}$). La matière minérale en suspension dans les eaux est très variable (0 - 274 mg/l ; Tab.16). Les matières en suspension minérales du secteur amont sont composées notamment par des argiles à oxyhydroxydes de manganèse et d'aluminium en tant qu'éléments majeurs abondants. Les valeurs Kd obtenues montrent un enrichissement de la MES en Cr, et Sb parallèlement aux autres éléments traces métalliques comme le Pb, Cd, etc..., qui sont généralement plus concentrés et transportés par les eaux que par la MES (Tab.32).

Tableau 32 : Coefficient de partage des éléments traces métalliques entre la phase dissoute et particulaire de la matière en suspension (MES) et sédimentaire (fraction <63µm).

Kd												
d'éléments traces		Sb	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Al	Fe	Mg
MES	Max.	2405,12	236,07	1644,79	11,04	6,37	3,02	72043	2,29	58,85	16,82	20
	Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Moy.	574,42	45,22	391,03	2,07	1,05	0,57	10938	0,48	11,22	3,17	7,34
	Log Kd Max.	3,38	2,37	3,22	1,04	0,80	0,48	4,86	0,36	1,77	1,23	1,30
	Log Kd Min.	-0,24	-0,41	-0,51	-1,40	-1,09	-2,48	0,00	-1,33	-0,54	-0,35	-
	Log Kd Moy.	0,90	0,57	1,21	0,00	-0,25	-0,61	2,28	-0,41	0,38	0,25	0,49
Fraction <63µm	Max.	2502718	231015	2160458	10581	17679	18927	27246	15527	2576	266	1785
	Min.	398,84	862,82	13156	305,15	196,62	31,87	3397,01	35,48	0,51	1,42	149
	Moy.	340799	40703,16	410132	2819	6086	8022	14201	6392	338,27	57,44	513
	Log Kd Max.	6,40	5,36	6,33	4,02	4,25	4,28	4,44	4,19	3,41	2,42	3,25
	Log Kd Min.	2,60	2,94	4,12	2,48	2,29	1,50	3,53	1,55	-0,29	0,15	2,17
	Log Kd Moy.	4,04	3,73	4,85	3,19	3,59	3,58	4,09	3,53	1,31	1,31	2,54

Les ETM en suspension varient selon les endroits comme pour la partie ouest où se localise la mine Tourtit caractérisée par une faible quantité de la MES minérale par rapport à la zone Est où se localise la mine Ich-Ou-Mellal. Cette différence est peut être due au débit négligeable de l'eau (1 m³/s), ce qui classe ces eaux comme des eaux relativement stagnantes, qui est un paramètre qui augmente la turbidité (UTN), qui est à son tour responsable de la présence des grandes quantités de la matière en suspension, favorisées par un pH alcalin (7,71-8), qui ne favorise pas la dissolution de la MES. La variation de la quantité de la MES entre la zone Est (Ich-Ou-Mellal) et la zone Ouest (Tourtit) de l'amont de l'oued Ighardayane influence le mode de transport des ETM dans la composante hydrique, qui est précisée par les résultats Kd qui ont séparé le transport en deux modes selon les endroits, où la zone Ich-Ou-Mellal est caractérisée par un transport de la majorité des ETM en suspension, contrairement à la zone Tourtit où la majorité des ETM sont transportés en solution sauf pour le chrome (Cr) et l'antimoine (Sb) qui sont majoritairement transportés en forme particulaire. En effet le Cr et Sb montre un équilibre d'échange au début d'adsorptions par La MES à un pH=8 Par la présence des oxyhydroxydes d'Al et de Fe. Contrairement à l'As, Cd, Pb qui sont absorbés par la MES, a pH entre 6,9 et 7,8 favorisé par la présence élevée des oxyhydroxydes de Fe dans la partie Est. La valeur du Kd du fer (Tab.32), élément composant des oxyhydroxydes de fer, montre une tendance très claire a diminué (Kd min = 1.42 à la zone Tourtit), ce qui indique une augmentation de la concentration en fer dissous en relation avec l'acidité du milieu (pH =5) dans les eaux qui drainent la mine Tourtit, ce qui donne un rapport nul du Kd de cette éléments avec l'Al et Mg (Fig.91).

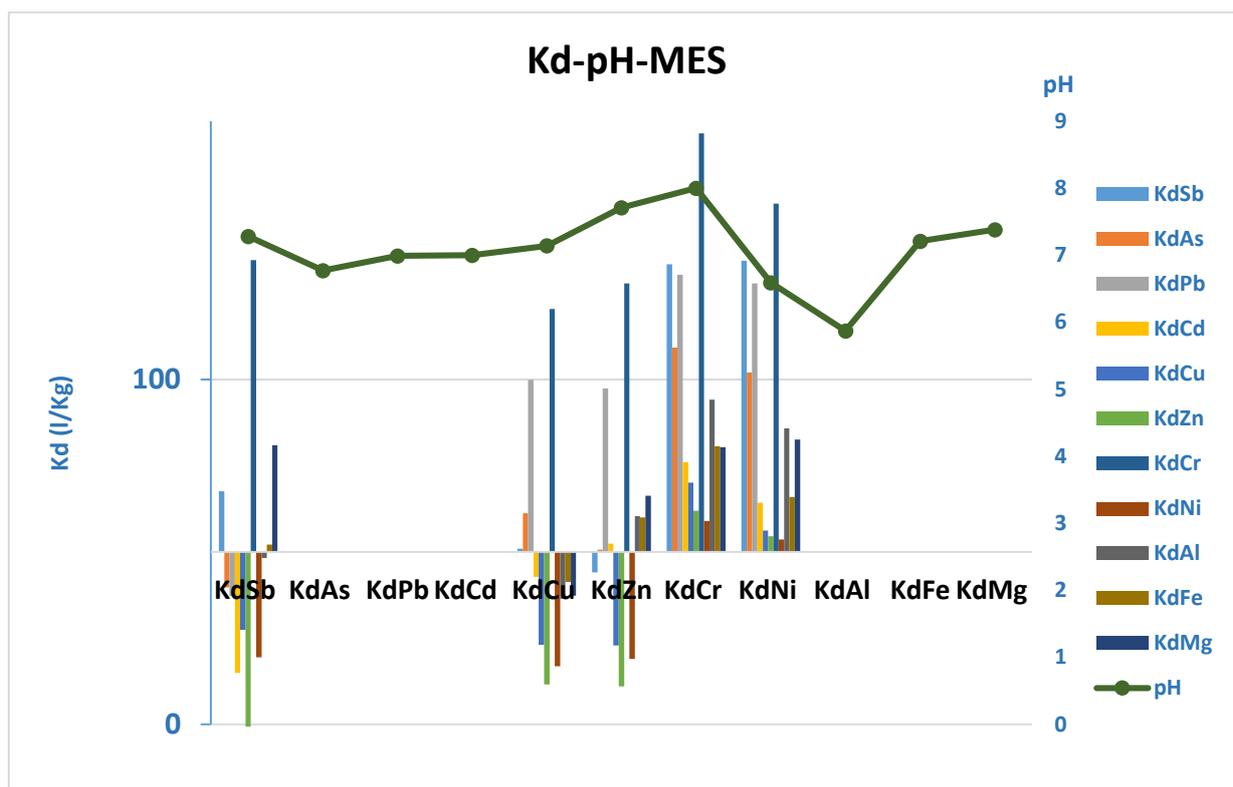


Figure 91 : Diagramme du coefficient de partage K_d , des éléments traces et majeurs en fonction du pH.

En comparaison avec la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}$, les résultats de K_d indiquent des teneurs encore plus grande en ETM que ceux adsorbés par la MES ou dissous dans l'eau. La fraction sédimentaire est la source potentielle des ETM dissous dans l'eau et absorbés par la MES. Le rôle des sédiments dans l'adsorption-désorption des éléments traces métalliques est majoritaire que celui de la MES vu que les valeurs K_d des éléments supérieures à celles de la MES (Tab.32). L'échange d'éléments traces, est donc contrôlé par l'interface eau-sédiments ($<63\mu\text{m}$). L'élément majoritaire qui indique une concentration élevée dans les sédiments est le Pb. Cela indique que chaque composante du système fluvial (sédiment, eau et MES) réagit avec les éléments métalliques présents dans le milieu d'une façon différente selon les paramètres physicochimiques et biologiques de chaque composante.

Les valeurs calculées de $\text{Log}K_d$ des ETM présent dans la MES sont présentées selon leur variation spatiale et ont été mises en relation avec les valeurs du pH des eaux de surface correspondantes (Fig.92). Les résultats obtenus montrent trois milieux d'échanges qui s'identifient en fonction des variations de pH d'eau :

- Le premier milieu à un pH acide entre 2 et 3, qui est considéré stable où la plupart des ETM ne montrent pas un échange entre la phase solide et liquide. Cela est peut être dû à la saturation des eaux fluvial en ETM ou dissolution préférentielle de certains éléments au détriment des eaux ce qui a permis au reste des concentrations à se présenter sous forme solide dans la matière en suspension même dans un milieu fortement acide.

- Le deuxième milieu, se situe dans un intervalle pH de 3 et 5, à ce niveau en détermine une zone de passage de l'ensemble des teneurs en ETM à la phase aqueuse (Fig.92). Cela est fortement attribué à la capacité de dissolution des eaux qui a augmenté avec le pH est peut être avec la variation d'autres paramètres physico-chimiques tels que la température, le Th et aussi la profondeur de la couche d'eau, etc..., ce qui favorise la dissolution totale des éléments et augmente le seuil de saturation des eaux.
- Le troisième milieu, représente un pH entre 5 et 8, (Fig.92). Dans les milieux en fonction des réactions de partage on peut déterminer deux zones : i) une zone à $5,5 \leq \text{pH} \leq 6,5$ où les ETM réapparaître par précipitation sur la MES et puis regagnent leur stabilisation dont l'échange eau-MES attend son équilibre à $\text{pH}=6,2$. ii) une deuxième zone à $6.5 \leq \text{pH} \leq 8$ qui à ce niveau l'interface eau-MES perd son équilibre et la précipitation des ETM vers la phase particulaire en adsorption sur la MES démarre et attend son équilibre pour la troisième fois à un $\text{pH} = 8$.

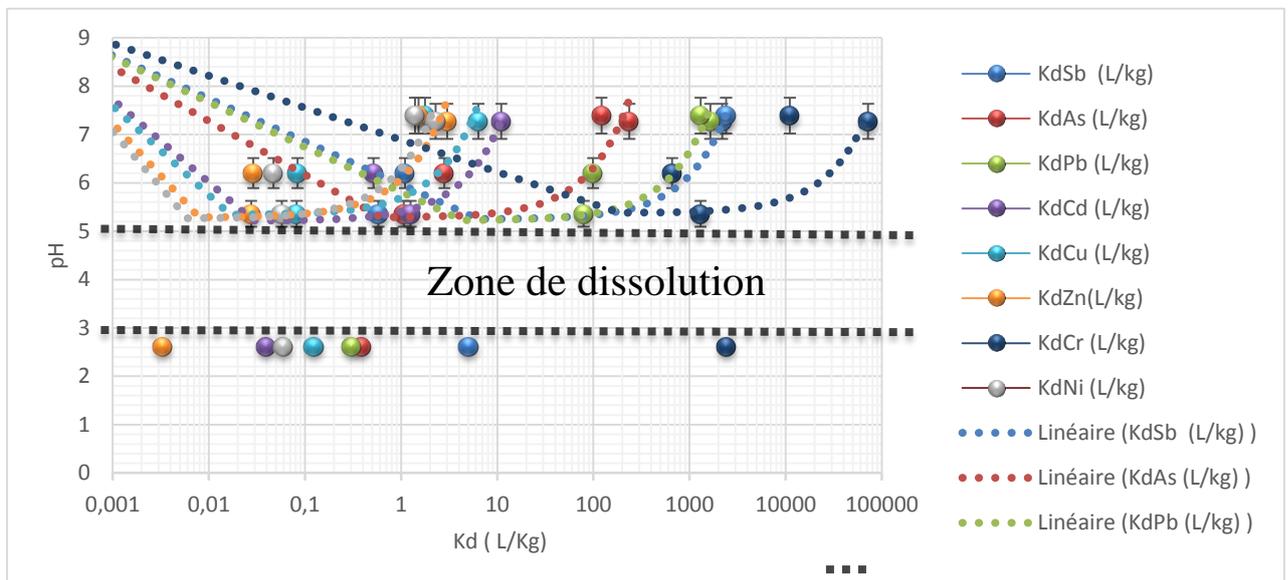


Figure 92 : Diagramme LogKd de la matière en suspension en fonction du pH du milieu fluviatile.

Le pH est un paramètre majeur dans les processus d'adsorption-désorption des éléments traces (Sigg et al., 2006). En effet de par son influence sur la charge surfacique des particules, le pH contrôle la complexation des éléments traces ainsi que la solubilisation des oxydes, des minéraux carbonatés et silicatés. Au contact des solutions aqueuses, les surfaces minérales peuvent être électriquement neutres si le pH de la solution coïncide avec le pH (Point de Charge Nulle) : il s'agit d'une valeur de pH pour laquelle les oxygènes des surfaces minérales sont suffisamment protoné pour compenser les liaisons rompues et la charge interne de la particule (Leleyter, 1998). En dessous de la valeur de pH, la charge de surface minérale est positive, indiquant un excès de protons liés à la surface. L'adsorption des éléments traces sur ces surfaces (chargée positivement ou négativement) va donc dépendre de la forme ionique (cation ou anion) sous laquelle ils apparaissent dans la solution. A titre d'exemple, le Pb(II) en solution aqueuse existe sous forme cationique pour une large gamme de pH, ce qui explique que son affinité pour une surface minérale donnée augmente généralement avec des pH croissants. Le pH des

rivières, compris entre pH 6,5 et pH 8,5, est contrôlé par les activités biologiques (photosynthèse, respiration), mais aussi par le pouvoir tampon des eaux, en particulier CO_3^{2-} , HCO_3^- et CO_2 (Sigg et al., 2006). La distribution des métaux entre la phase dissoute (Eau) et solide par rapport au total est une certaine représentation du Kd. Un élément au Kd le plus élevé présente une concentration relative plus importante à l'état particulaire, comme dans le cas du Cr et Sb.

- **Influence des paramètres physico-chimiques sur le Kd des ETM entre les sédiments-eaux-MES:**

En raison de Kd qui ne montre aucune corrélation significative avec les variations du pH de l'eau. Une matrice de corrélation des résultats Kd des sédiments (<63 μm) et MES avec les paramètres physico-chimiques est effectuée pour faire sortir les paramètres contrôleurs des échanges eaux-sédiments. Les observations effectuées dans les sédiments <63 μm , et la matière en suspension significative de métaux adsorbés, pourraient corrélérer avec d'autres paramètres physico-chimiques influenceurs des processus adsorption désorption des ETM dans les eaux. La corrélation des résultats de Kd des ETM et les paramètres physico-chimiques des eaux superficielles et sédiments est résumée dans le tableau 33. A partir de ces résultats, on peut noter que la plupart des Kd de la matière en suspension (notamment celui de Pb et Sb) évolue positivement avec le pH des sédiments qui semble contrôler la plupart des paramètres physico-chimiques de l'eau. La matrice ACP montre aussi une très bonne corrélation (>0.94) entre le Kd de l'ensemble des ETM la matière en suspension et Kd des sédiments sauf pour le Cd. Cette corrélation indique que les sédiments (<63 μm) sont à l'origine de l'alimentation de la MES et les eaux par les métaux sous forme dissoute ou particulaire sous le contrôle du pH des sédiments (Tab.31).

Tableau 33: Matrice de corrélation entre les coefficients de partage des ETM des sédiments <63 μm et la MES. **En gras** les valeurs significatives.

Variables Kd	Sb	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Al	Fe	Mg
Sb	1	0,999	0,999	0,992	0,979	0,962	0,256	0,965	1,000	0,996	0,987
As	0,999	1	1,000	0,996	0,987	0,972	0,258	0,974	0,999	0,998	0,992
Pb	0,999	0,990	1	0,997	0,989	0,975	0,258	0,977	0,998	0,998	0,993
Cd	0,992	0,996	0,997	1	0,997	0,988	0,257	0,990	0,990	0,996	0,998
Cu	0,979	0,987	0,989	0,997	1	0,997	0,258	0,998	0,978	0,990	0,996
Zn	0,962	0,972	0,975	0,988	0,997	1	0,257	1,000	0,960	0,977	0,988
Cr	0,256	0,258	0,258	0,257	0,258	0,257	1	0,257	0,277	0,315	0,262
Ni	0,965	0,974	0,977	0,990	0,998	1,000	0,257	1	0,963	0,979	0,989
Al	1,000	0,999	0,998	0,990	0,978	0,960	0,277	0,963	1	0,996	0,985
Fe	0,996	0,998	0,998	0,996	0,990	0,977	0,315	0,979	0,996	1	0,993

La matrice de corrélation entre les valeurs Kd de sédiments et MES, montre un échange de Cu, Zn, Al et Fe entre les sédiments (<63µm) et l'eau, influencé par la température de ces derniers. L'Al et Fe montrent aussi une très bonne corrélation avec le débit des eaux. En addition de leur forte présence dans la phase particulaire. Cela montre que le Fe et l'Al sont conditionnés par les variations de la température des sédiments de surface et le débit de l'eau. La faible présence de ces deux éléments dans l'eau quand le débit de ce dernier est élevé et leur présence sous forme de précipitât les sédiments lorsque le débit est faible montre qu'ils sont généralement transportés dans le système fluvial par la force mécanique du courant. La présence du Fe et Al dans la matière en suspension a favorisé l'adsorption de Cr et Sb plus précisément qui se présentent à l'état particulaire (Tab.34). Le partage eau-sédiment du Cu et Zn est contrôlé par deux principaux paramètres en dehors du pH, sont la température et la turbidité. Les métaux lourds comme ces deux éléments sont difficilement dissolvables dans l'eau mais ils sont sensibles à la variation de la température. Leur échange entre la phase eau-sédiment dépend de la température du milieu. Le Kd de Sb, As, Pb, Cd et Cr montrent une corrélation importante avec l'oxygène dissous (DO) et la turbidité (UTN) des eaux. Cela montre que ces éléments sont librement présents sous forme particulaire avec des fortes concentrations dont le transport se fait mécaniquement et leur dissolution à partir du sédiment peut être influencée par l'activité des micro-organismes des sédiments. Parmi tous les éléments traces métalliques étudiés, l'Sb est présent à plus de 48%, dans la phase sédimentaire. Elle sera par conséquent relativement la moins mobile dans les conditions physico-chimiques des eaux de surface de la zone d'étude, mais surtout subit un transport mécanique. Cela ne néglige pas la présence d'anomalie de cette dernière en phase dissoute vue son abondance dans la zone d'étude.

Tableau 34 : Matrice de corrélation ACP, entre le coefficient de partage Kd des sédiments <63µm et certains paramètres physico-chimique fluvial. **En gras** les valeurs significatives.

Variables	KdSb	KdAs	KdPb	KdCd	KdCu	KdZn	KdCr	KdNi	KdAl	KdFe	Ph
KdSb	1	0,957	0,911	0,889	-0,011	-0,090	0,728	-0,323	-0,135	-0,197	0,462
KdAs	0,957	1	0,990	0,871	0,258	0,108	0,669	-0,327	0,159	0,077	0,426
KdPb	0,911	0,990	1	0,853	0,386	0,212	0,664	-0,287	0,280	0,201	0,434
KdCd	0,889	0,871	0,853	1	0,115	-0,002	0,823	-0,190	-0,046	0,033	0,559
KdCu	-0,011	0,258	0,386	0,115	1	0,868	0,156	0,262	0,923	0,879	0,249
KdZn	-0,090	0,108	0,212	-0,002	0,868	1	0,242	0,660	0,692	0,628	0,525
KdCr	0,728	0,669	0,664	0,823	0,156	0,242	1	0,251	-0,175	-0,091	0,828
KdNi	-0,323	-0,327	-0,287	-0,190	0,262	0,660	0,251	1	0,004	0,030	0,674
KdAl	-0,135	0,159	0,280	-0,046	0,923	0,692	-0,175	0,004	1	0,934	-0,098
KdFe	-0,197	0,077	0,201	0,033	0,879	0,628	-0,091	0,030	0,934	1	-0,090
PH	0,46	0,426	0,434	0,559	0,249	0,525	0,828	0,674	-0,098	-0,090	1

T°C	0,146	0,341	0,425	0,119	0,741	0,684	0,204	0,129	0,683	0,652	0,150
EC	-0,196	-0,221	-0,212	-0,317	-0,056	-0,116	-0,039	-0,185	-0,087	-0,041	-0,359
TSD	-0,196	-0,221	-0,212	-0,317	-0,056	-0,116	-0,039	-0,185	-0,087	-0,041	-0,359
NO3	-0,233	-0,209	-0,213	-0,451	-0,125	-0,297	-0,473	-0,533	0,074	0,043	-0,759
NO2	0,297	0,297	0,316	0,386	0,060	-0,215	0,376	-0,423	0,008	0,199	-0,145
DO	0,850	0,854	0,825	0,706	0,116	0,004	0,622	-0,413	0,021	-0,023	0,244
DBO5	0,267	0,305	0,339	0,573	0,374	0,444	0,685	0,352	0,152	0,380	0,586
COT	-0,352	-0,446	-0,446	-0,263	-0,265	-0,171	-0,140	0,350	-0,328	-0,336	0,126
HCO3	-0,044	-0,127	-0,141	0,028	-0,032	0,355	0,326	0,781	-0,274	-0,316	0,729
UTN	0,857	0,998	0,960	0,949	0,936	0,997	0,861	0,997	0,993	0,900	0,165

Les concentrations en pH et HCO₃ présentent une liaison avec les Kd du Ni de la fraction <63µm et eaux. Cependant, contrairement aux deux premiers ligands, ces derniers n'influencent pas les Kd du reste des ETM. De plus, la corrélation négative avec les Kd de ces éléments indique que quand les eaux de surface sont alcalines, moins le cadmium et le plomb sont présents en phase dissoute ce qui coïncide avec les résultats obtenus par l'effet du milieu 3 du processus d'échange eau-MES représenté par la figure 103. Les résultats précédents ont montré que Sb, As et Cd présentaient les proportions de fractions solubles les plus élevées dans la phase liquide des sédiments étudiés. On peut donc négliger la sensibilité des Kd de ces éléments vis-à-vis du pH des sédiments liée à leur proportion de phase carbonatée de l'eau. Ceci montre que les éléments associés à la phase acido-soluble sont très sensibles aux variations (même mineures) d'un ensemble des paramètres physico-chimiques des milieux aquatiques.

Ces résultats montrent que dans les eaux de surface de la zone anciennement exploitée de Tourtit et Ich-Ou-Mellal, trois éléments (Sb, As et Cd) présentent une sensibilité vis-à-vis des paramètres physico-chimiques de la phase dissoute. Ils possèdent par conséquent les potentiels de disponibilité et de mobilité, dans les milieux aquatiques de la zone d'étude sous différentes formes. Ceci peut avoir un impact sur la toxicité de la faune et de la flore aquatique. En revanche, Cu, Zn et Ni/Pb, sont plus ou moins stables, dans les conditions physico-chimiques des eaux de surface de la zone d'étude.

Le transport des ETM, est tributaire de nombreuses réactions chimiques et probablement biologiques, l'eau étant le principal vecteur de ces processus. La mobilité et le transport de cet élément dépendent de sa capacité à passer en solution, à se fixer sur la matière en suspension ; ou à être métabolisé ou excrété par des micro-organismes. La mobilité des ETM dépend de plusieurs propriétés chimiques et aux facteurs comme le pH du milieu la Température, la présence de la matière organique et également dépend de leur spéciation et donc sera étroitement liée aux conditions d'alcalinité du milieu ou à la présence de minéraux tels que les oxydes de Fer et de manganèse.

- **Comparaison entre les eaux fluviales et leurs aquifères hydriques : Contribution au processus de recharge :**

Les eaux de surface et souterraines alluviales présentent une composition en éléments majeurs similaire, ce qui peut s'expliquer par le fait que le réseau fluvial des eaux souterraines est la principale origine des eaux de recharge et que les sédiments fluviaux sont composés de tous les composants des roches et rejets présents. Au contraire, les ETM présentent plusieurs écarts de concentrations. Ceux-ci pourraient être expliqués par des réactions géochimiques à l'interface eaux de surface/ eau souterraine, comme indiqué précédemment pour Sb, Pb et As. Les variations de pH entre les eaux souterraines de surface peuvent expliquer les écarts pour les métaux traces sensibles au pH en cas de précipitation, mais aussi en cas de processus de sorption avec une matrice argileuse dans les sédiments fluviaux. Néanmoins, les processus d'oxydoréduction ne devraient pas se produire car l'aquifère alluvial n'est pas confiné et bien oxygéné. De plus, les concentrations en éléments traces sont élevées dans les eaux souterraines alluviales car liées à l'industrialisation minière dense de la zone d'étude qui induit des éléments anthropiques dans les eaux. Cela peut être dû non seulement à l'efficacité de la rétention en phase solide ou aux processus de carbonatation dans les eaux neutres, mais également au renouvellement rapide des eaux souterraines en raison du débit fluvial faible, à la nature sableuse à forte porosité et au faible gradient hydraulique. Une composition similaire des eaux souterraines alluviales et des eaux de surface suggère que les apports des carbonates n'influencent pas fortement la chimie des eaux de surface.

III. 4.3.3.2. Caractérisation de la pollution et toxicité des eaux fluviales et souterraines de la zone d'étude :

- **Identification de source de pollution par différenciation des concentrations métalliques naturelles et anthropiques :**

Les principales compositions en éléments traces et l'antimoine mesurées sur la totalité des échantillons sédimentaires et hydriques de la zone d'étude, montrent une très grande prédominance de la signature naturelle pour la plupart des éléments analysés. Bien que l'activité minière soit située au voisinage des eaux fluviales et souterraines, il y a une forte probabilité de pollution métallique significative dans cette ressource, représentant l'approvisionnement en eau principale d'une centaine d'habitat local. Certains éléments ont évidemment une origine anthropique telle que certaines concentrations en ETM, par exemple : Sb, Pb, As et Cd. NO_3^- n'a aucune corrélation avec le COD. Dans tous les échantillons d'eau. Par conséquent, le COD a probablement une origine naturelle dans les réseaux fluviaux échantillonnés et une origine anthropique dans les eaux souterraines due à la présence d'une eutrophisation dans certains puits échantillonnés.

Dans les parcelles SO_4^{2-} vs. Cl^- , les échantillons d'eau doivent se trouver sur et en dessous de la ligne de dilution de l'eau de mer selon les processus naturels. Néanmoins, plusieurs échantillons se regroupent

au-dessus de la ligne de salinité ils correspondent principalement aux eaux des alentours des deux sites miniers abandonnés, ce qui peut expliquer l'origine anthropique de $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$.

Les eaux fluviales et souterraines des sites Tourtit et Ich-Ou-Mellal situés dans la même zone des rejets de cette mine, précédemment signalés par leur concentration élevée en SO_4^{2-} , peuvent également être contaminées par des rejets qui ont très probablement un effet biochimique probable. À l'exception de l'échantillon E7 qui est le résultat d'une influence des eaux pluviales différentes tendances apparaissent clairement.

Tout d'abord, les eaux souterraines définissent une forte pente graphique (du diagramme, Fig.93) où Cl^- et SO_4^{2-} sont bien corrélés, en accord avec une «influence anthropique de salinité» et donc une origine minière et non pluviales. Les faibles teneurs en COD dans les eaux de surface affectées par une forte influence anthropique peuvent être expliquées par les processus d'oxydation. La majorité des échantillons d'eaux se situent dans un domaine salin sur la Figure 93, mais supportent probablement les deux influences.

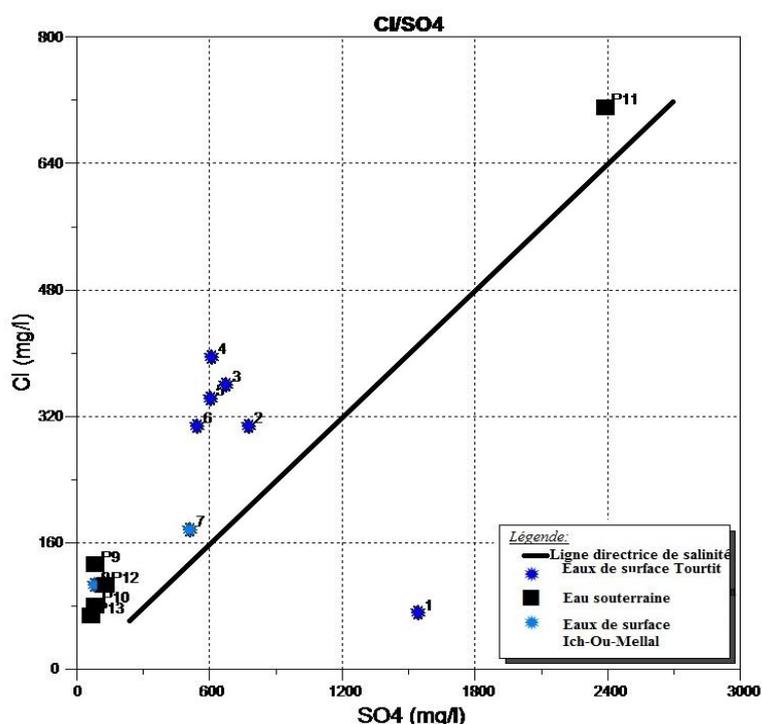


Figure 93 : Diagramme du rapport SO_4/Cl pour détermination la relation entre la dissolution des sulfates et pollution d'eau.

Les résultats obtenus du ratio SO_4/Cl en rapport avec les concentrations en éléments traces métalliques (Sb, Pb, As, Cd, Cu, Zn Cr et Ni) montrent une corrélation ($r^2 > 0.94$) avec le Pb, Cd, As Zn et Ni ce qui indique une même origine et réponse facile de ces éléments aux variations de ce rapport, contrôlé aussi par celui de HCO_3/Cl responsable a la dissolution de ces éléments dans l'eau avec des teneurs élevées.

- **Evaluation de la pollution biologique :**

Le suivi d'analyse dans les différents points a fait l'objet d'un traitement de données par l'établissement d'une carte de pollution organique des eaux naturelles de la zone d'étude qui nous renseigne sur l'influence des rejets miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal sur la qualité des eaux fluviale et souterraines,

par le biais d'un indice de pollution organique ; ce dernier se calcule selon la méthode de Leclercq et Maquet (1987) dont le principe est de répartir les valeurs des éléments polluants en 5 classes, de déterminer à partir de ses propres mesures le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre pour en faire la moyenne (Tab.35).

IPO= moyenne des numéros des classes des 5 paramètres:

	5,0 – 4,6	4,5 – 4,0	3,9 – 3,0	2,9 – 2,0	1,9 – 1,0
IPO	Pollution organique nulle.	Pollution organique faible.	Pollution organique modérée.	Pollution organique forte.	Pollution organique très forte.

L'interprétation des résultats de pollution organique des eaux naturelles indique le degré d'altération des eaux étudiées. On note que les eaux passent d'une qualité à une autre (pollution organique modérée à faible pour l'ensemble des eaux échantillonnées (Tab.35).

Tableau 35 : Valeurs moyennes des paramètres bioindicateurs de la présence d'une pollution organique dans les eaux de surface et souterraines du secteur d'étude Tourtit et Ich-Ou-Mellal :

Paramètres	DBO₅ mg/l	Ammonium mg/l	Phosphates µg/l	Nitrites µg/l	IPO
Classe des eaux de surface	3,0	3,6	3,9	3,1	3,4
Classe des eaux souterraines	3,0	4	3,8	3,8	3,7

Ainsi, tout le long des cours d'eau échantillonné, on remarque une variation pratiquement négligeable de l'indice de pollution organique (3 à 4), ce qui indique une faible pollution organique. Cette variation est due à la stabilité relative des débits d'eaux de l'amont vers l'aval. Les eaux souterraines de la zone d'étude montrent une charge organique moyenne avec un indice de pollution faible à modéré (3 à 4).

A l'amont comme en aval, les affluents de l'oued d'Ighardayane révèlent une pollution organique modérée (IPO=3.4). L'évaluation de la pollution des eaux souterraines par l'IPO=3,7 ce qui traduit une pollution modérée influencée par l'eutrophisation des eaux souterraines, ceci est noté aux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal (source de pollution). Les eaux fluviales représentent une légère augmentation de la pollution organique du Sud au nord et de l'Ouest vers l'Est. La partie Est enregistré les plus grands indices de pollution organiques de l'ensemble des eaux par rapport à la partie ouest de la zone d'étude (Fig.94). Cela est probablement dû à l'abondance de la couverture végétale par rapport à la partie ouest de la zone d'étude.

N.B : pour le Sb, nous avons utilisé le seuil référence de l'OMS (0,02 µg/l) dû au manque de référence Marocaine sur cet élément en particulier.

Pour un IC_e proche de 1, on considère que le site n'est pas ou peu contaminé par les métaux. En général, c'est au-delà de 2 que les auteurs admettent que le site est soumis à un début de contamination ; mais lors ce que IC_e est inférieur à 1 il s'agit très probablement d'une dilution supplémentaire, ou adsorption à la matière particulaire.

L'indice de contamination hydrique des eaux (IC_e) pour chaque élément de chaque station de prélèvement est présenté dans le Tableau 36. L'analyse comparative des IC_e des eaux montre que la majorité de valeurs moyennes largement supérieures à 2 pour la Sb dans les eaux de surface et supérieur à 2 pour l'ensemble des ETM dans les eaux souterraines ce qui montre non pas seulement un début de contamination des eaux par ces éléments mais probablement un fort degré de contamination par ces éléments. Le site est généralement considéré fortement contaminé par différents éléments traces métalliques suivant l'ordre suivant, selon l'Indice de contamination métallique IC_e:

- Dans les eaux de surface : Sb>Cd>As>Zn>Pb>Ni>Cu>Cr.
- Dans les eaux souterraines : Sb>Cd>As<Cu>Cr>Zn>Ni>Pb.

L'indice de contamination hydrique (IC_e) des eaux douces montre des écart-types entre les éléments traces métalliques, variables de 0.16 et 45, dans les eaux de surface et de 0.94 à 4767 dans les eaux souterraines (Tab.36). Ces écarts sont très larges ce qui explique la forte variance entre la contamination des ETM et leur effet polluant dans l'eau selon les caractéristiques hydrochimiques de chaque élément, les conditions physico-chimiques du milieu hydrique et endroit des échantillons évalués où les eaux près des sites miniers sont les plus contaminés due aux apports directs des ETM, depuis les rejets miniers.

Tableau 36 : Indice de contaminations des eaux IC_e fluviales et souterraines du secteur minier Tourtit-Ich-Ou-Mellal. **En gras**, les valeurs importantes, ces valeurs sont significatives en : ***p ≤ 0.0001, **p ≤ 0.01, n.d. : valeur non déterminée.

ICe des substances (µg/L)	Sb	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	ICe des stations	
ICe de l'eau de surface	<i>Max.</i>	124***	2,10	0,22	6,88	0,07	4,91	0,03	0,21	15450***
	<i>Min.</i>	0,57	0,29	0,002	0,10	0,003	0,01	0,004	0,003	72**
	<i>Moy.</i>	46,58**	0,89	0,03	1,38	0,01	0,64	0,01	0,03	5823***
	<i>Ecart-type</i>	49,37**	0,67	0,08	2,25	0,02	1,73	0,01	0,07	6171,5***
	<i>% ICe</i>	54	14,31	0,48	20,20	0,18	10,28	0,16	0,48	15450***
ICe des eaux souterraines	<i>Max.</i>	11129***	200***	4,01	1000***	413,50***	23,80**	154***	51**	1391***
	<i>Min.</i>	250***	120***	1,80	500***	3	11,25	3	3,50	31**
	<i>Moy.</i>	2609***	170***	2,77	760***	85,80**	16,09**	36,60**	14**	326***

	<i>Ecart-type</i>	4767***	31,62**	0,94	207,36***	183,19***	5	66**	21**	596***
	<i>% ICe</i>	49,04	32	12	6	0,30	0,33	0,12	0,21	
Normes	<i>OMS</i>	20	10	10	3	2000	3000	50	70	n.d.
	<i>NIM</i>	n.d.	100	5000	10	2000	2000	1000	2000	

Cela indique la forte présence de certains éléments au détriment des autres. En considération des critères hydrochimiques et géochimiques des affluents échantillonnés, une contamination polymétallique apparaît, dont les éléments traces à fort écart-type (Sb, As, Cd et Zn) et donc un effet plus polluant par rapport aux autres ETM. La présence de ces éléments en fortes quantités au niveau de leurs sources naturelles (roches) et anthropique (rejets miniers), conduit à leur forte présence dans les eaux fluviales, et donc un effet contaminant des eaux plus intense que les autres éléments. Cela n'inclut pas le pouvoir toxicologique de ces éléments traces métalliques. Les eaux souterraines montrent un classement d'écart-type un peu différent, dont leurs valeurs s'arrangent de 0.94 pour Pb à 4766,7 pour Sb (Tab.36). Les éléments traces métalliques à fort effet contaminant dans les eaux souterraines sont respectivement Sb, Cd, Cu et Cr. La différence entre les éléments contaminants des eaux de surface et souterraines, est peut être due aux mécanismes physiques et chimiques exercés durant l'infiltration des eaux de surface contaminées et aux conditions physicochimiques qui contrôlent ces éléments dans leur milieu récepteur souterrain.

La dissolution de Sb et Cr qui sont majoritairement transportés en format solide, montre un pouvoir contaminant fort dans les eaux souterraines et superficielles. La dissolution de ces éléments dans l'eau dépend du pH de ce dernier qui quand il atteint le seuil de sa saturation ionique, il devient insoluble pour ces éléments et donc leur pouvoir contaminant atteint son maximum dans les eaux saturées. Le plomb, malgré sa forte présence dans les eaux n'indique pas une contamination forte comparée aux autres éléments traces métalliques cela est peut être dû à ses propriétés chimiques contrôlant ses réactions dans l'eau. En général l'indice de contamination des eaux montre que la contamination polymétallique des eaux de surface est visiblement supérieure à celle des eaux souterraines. Cela indique que le premier milieu récepteur des polluants est l'eau de surface, où les éléments traces métalliques s'oxydent et se transportent vers les eaux souterraines.

L'évolution spatiale de cet IC_e (Fig.95) de l'eau révèle la présence d'une contamination régulière et généralisée dans les eaux de surface avec une augmentation importante au niveau des stations E4 et E6 située en aval du site minier Tourtit, où il y a une valeur de 10350 et 15450 respectivement. Les eaux souterraines montrent un indice de contamination d'eau variable entre 31 et 1391 (Tab.36). Ces concentrations indiquent une forte contamination généralisée sur l'ensemble des eaux souterraines avec une agglomération de forte contamination vers le SE de la zone d'étude (Fig.95). La distribution spatiale de la contamination d'eaux superficielles et souterraines montre une forte contamination hydrique de

l'ensemble d'eaux superficielles avec un gradient croissant vers l'aval, quant aux eaux souterraines aussi fortement contaminées montre une croissance de l'ouest vers l'est de la zone d'étude (Fig.95). Cette tendance d'augmentation d'indice de contamination dans certains endroits de la zone d'étude est due aux variations des paramètres physico-chimiques d'eau et de la nature du substrat.

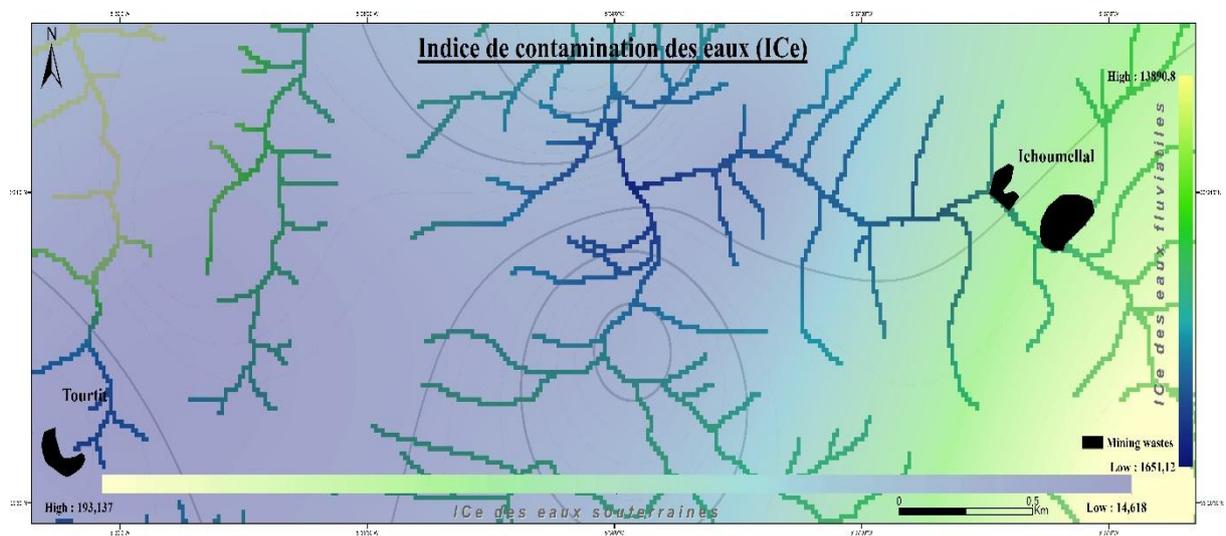


Figure 95 : Carte de répartition spatiale de l'indice de contamination (ICE) des eaux de surface et souterraines.

L'analyse de l'indice de contamination métallique des eaux IC_e met à l'évidence une présence d'une pollution polymétallique dominée par le Sb, As et Cd dans les eaux de surface et souterraines, une situation imputable aux mines abandonnées Tourtit et Ich-Ou-Mellal et aussi la charge métallique naturelle issue de l'altération hydrique des flashs minéralisés. La contamination métallique dévoilée par l' IC_e (Fig.95) et la classification des stations selon leurs indices moyens de contamination (Tab.36), nous a conduit à établir trois grands niveaux de contaminations: (i) 1^{er} niveau représenté par les stations aval de Tourtit (E4, E5 et E6) dont l'indice moyenne est égal à 12955 pour ces trois stations.(ii) 2^{ème} niveau représenté par les stations amont de Tourtit (E1,E2 et E3) dont l'indice moyen pour ses stations égal à 2468. (iii) 3^{ème} niveau représenté par les stations des environs d'Ich-Ou-Mellal (E7 et E8) dont l'indice de contamination est égal à 157 ce qui indique que au niveau de ces stations les eaux ont subi une dilution de certains contaminants comme le Zn et Pb (Tab.36) ou subi une adsorption par la matière en suspension au niveau de cette station, ce qui est indiqué par la coefficient de partage (K_d) des ETM entre la matière en suspension et l'eau dans cette station et concernant les même éléments, où les concentrations montrent une abondance de ces éléments au niveau de la MES (Tab.36).

Si on suppose que les ETM étudiés possèdent les même pouvoirs polluants que ceux évalués dans les sédiments, on peut calculer l'indice potentiel de toxicité métallique (PTM) suivant la méthode d'évaluation de risque écologique (ou potentiel de toxicité) des sédiments élaboré par Håkanson, 1980. Ce potentiel (RPTME) est élaboré pour quantifier le pouvoir toxicologique métallique des échantillons

d'eaux étudiées et leurs effets probables sur les micro-organismes aquatiques de la zone d'étude. La méthode de calcul représente la somme des indices de contamination de chaque élément trace métallique étudié, multiplié par le pouvoir pondérateur de l'élément trace qui lui appartient. Ce potentiel est donc calculé selon l'équation suivante :

$$RPTME = [\sum_i^m T_r^i \times IC_e^i] / n$$

Avec:

RPTME: Le risque potentiel de toxicologie métallique des eaux. T_r^i : Le facteur de réponse toxicologique de l'élément trace métallique (i) (Fiori et al. 2013; Agnieszka et al. 2016). Le facteur de réponse toxicologique utilisé pour chaque éléments est celui calculé pour le même élément trace métallique dans le sédiment : $T_r^{Zn} = 0.10$, $T_r^{Cd} = 3.26$; $T_r^{Cr} = 0.21$; $T_r^{Cu} = 0.54$; $T_r^{Ni} = 0.54$; $T_r^{Pb} = 0.54$. Le T_r^{As} est calculé à base du pourcentage toxicologique de fréquence TEC est PEC (MacDonals et al., 2000) de cette étude qui égal 34% pour l'As. Le $T_r^{As} = 34 \times (5/BPI) = 3.69$ avec l'indice de bioproduction (BPI)= 46.; Le T_r^{Sb} utilisé est celui de l'Arsenic due similarité des propriétés chimiques de ces deux éléments et manque de valeurs guides attribuées à cet élément qui reste méconnu. IC_e^i : Indice de contamination d'eau par l'élément (i); n : est le nombre des éléments Traces évalué.

Le PTM permet de caractériser globalement le potentiel toxicologique de chaque élément évalué dans l'eau des différentes stations. Cinq niveaux toxicologiques dont on se basant sur le classement de Håkanson, 1980:

- $PTM < 50$: Risque faible
- $50 \leq PTM < 100$: Risque modéré.
- $100 \leq PTM < 200$: Risque considérable.
- $200 \leq PTM < 400$: Risque élevé.
- $400 \leq PTM$: Risque très élevé.

Le potentiel toxique de chaque élément évalué est représenté par le tableau 37. Les valeurs moyennes RPTME du Cr, Cu, Pb et Ni présentent des potentiels toxicologiques faibles (RPTME <50.) sauf pour le Sb dans les eaux de surface et As dans les eaux souterraines, dont la toxicité des eaux fluviales par ces éléments est considérée pratiquement sans risque sur les micro-organismes des eaux de surface et puits sur l'ensemble de la zone d'étude. L'ensemble de ces éléments ne représente que 0.17% du potentiel toxicologique des éléments métalliques évalué dans l'eau de surface (Tab.37). Le zinc (Zn) représente un potentiel toxicologique modéré ($50 \leq RPTME < 100$), mais n'occupe que 0.28% de toxicité de l'eau de surface. Le Sb, et As respectivement révèlent le plus grand potentiel toxicologique dans les eaux fluviales ($RPTME \geq 400$) ce qui indique un risque toxicologique très élevé généré par ces trois éléments métalliques. Le RPTME de ces éléments représentent respectivement des pourcentages 67 %; 20 % et 14,65 %, de la totalité du potentiel toxicologique des éléments métalliques évalués les eaux de

surface. Ces trois éléments sont les plus abondants dans les eaux fluviales et les plus contaminants suivant les résultats des indices de contamination hydrique.

Tableau 37 : Le risque potentiel de toxicité métallique des eaux (RPTME), de surface et souterraines du secteur minier abandonné Tourtit-Ich-Ou-Mellal. **En gras** les valeurs importantes.

<i>RPTME des substances</i> (µg/l)	<i>Sb</i>	<i>As</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>
<i>Max.</i>	456,1	7,74	0,12	22,44	0,037	0,5	0,006	0,11
RPTME	<i>Min.</i>	2,12	1,1	0,001	0,33	0,001	0,001	0,001
des eaux de	<i>Moy.</i>	172	3,3	0,02	4,49	0,007	0,06	0,02
surface	<i>Ecart-type</i>	182,18	2,5	0,04	7,32	0,0	0,17	0,04
	<i>%RPTME</i>	67	14,62	0,07	20	0,03	0,28	0,01
	<i>Max.</i>	41,1	738	50	3,26	0,22	0,002	0,032
RPTME	<i>Min.</i>	1	443	9	1,63	0,002	0,001	0,002
des eaux	<i>Moy.</i>	10	627,3	24	2,5	0,05	0,002	0,01
souterraines	<i>Ecart-type</i>	17,56	116,7	18,57	0,7	0,1	0,001	0,014
	<i>%RPTME</i>	20,13	13,67	50	15	1	0,03	0,17

Les eaux souterraines représentent des potentiels toxicologiques des éléments métalliques évalués, similaires à ceux des eaux souterraines mais avec des degrés de risque plus faible, ce qui est normal puisque les eaux fluviales représentent un contact direct avec les rejets miniers quant aux eaux souterraines et chargées (métalliquement) par infiltration des eaux fluviales contaminées. Le groupe d'éléments traces Cu, Cr, Ni et Zn montre une toxicité faible (RPTME <50) qui représente 1 % de l'effet toxicologique métallique dans les eaux souterraines. Contrairement aux eaux fluviales l'élément le plus toxique dans les eaux souterraines est le plomb suivi par l'antimoine et puis le Cd, qui est les éléments responsables de la forte toxicité des eaux souterraines. Cependant l'écart de ce potentiel entre la station la moins contaminée à la station la plus contaminée est très élevé > 400. Des valeurs atteignent 456070,29 pour le Sb, 2244,63 pour le Cd et 7742,80 pour l'As de la station 1 des eaux fluviales située au niveau de la mine Tourtit (Tab.37). Les eaux souterraines montrent des potentiels toxicologiques irréguliers sur l'ensemble des puits échantillonnés et atteignent des valeurs RPTME largement supérieures à 400, mais se manifestent différemment d'un puits à l'autre. Le Pb, l'élément le plus toxique dans l'ensemble des puits avec un écart-type de 18,57 (Tab.37) atteint le plus fort potentiel de sa toxicité dans le puits P5 situé près de la mine Ich-Ou-Mellal dans une zone géologique naturellement riche par cette substance. L'antimoine est le deuxième élément toxique qui atteint son effet dangereux dans les eaux souterraines du puits P2 situé près des rejets miniers de Tourtit Le Cd est le troisième polluant

toxique qui accompagne Sb dans la pollution des eaux du puits P 2 avec un risque toxicologique très fort. L'As atteint aussi sa plus grande valeur toxicologique au niveau du puits 2 accompagné avec Sb et Cd. Le puits 2/ P9 situé au niveau de la mine Tourtit est le plus toxique des puits échantillonnés du point de vue toxicité polymétallique des eaux souterraines. Ceci pourrait être expliqué par la possibilité de relargage, de mobilisation et de mise en suspension des métaux en milieu aquatique (El Morhit et al., 2008). Cette faible toxicité en Cr dans les eaux de surface, pourrait être attribuée à une mobilité plus importante de cet éléments par rapport à celle des autres métaux, par une fixation préférentielle de ce métal sur la MES, facilement charriées, comme montré précédemment par le coefficient de partage du Cr ente la phase aqueuse et la MES. Cette situation reflète l'effet de la charge toxique des rejets miniers véhiculés par les eaux fluviales plus ou moins similaires aux valeurs montrées par les eaux souterraines où le Cu, Ni et Zn ont montré aussi un effet toxique faible (PTM<50). Cela montre clairement à l'échelle de chaque élément que la toxicité est aussi contrôlée par la nature de transport de ces éléments dont les éléments les moins solubles dans l'eau montrent une toxicité plus faible que ceux qui sont plus solubles. L'eau fluviale montre une toxicité polymétallique causée par les éléments suivant : Sb> Cd> As avec des pourcentages respectives de 76%, 20% et 14%, du potentiel toxicologique total.

La Figure 96, représente la répartition spatiale du risque potentiel de toxicologie métallique des eaux (RPTME) pour chaque station d'eau. La distribution spatiale du RPTME montre, que la station 6 (située en aval de Tourtit), présente la teneur la plus élevée de l'ordre de 57692,37 PTM, traduisant ainsi l'augmentation de la toxicité des eaux fluviales. Cette augmentation de toxicité des eaux fluviales en aval par rapport à l'mont au voisinage des mines abandonnées est probablement due au relargage des éléments traces métalliques par la matière en suspension, sous l'effet du changement des conductions physicochimiques plus précisément l'augmentation du pH des eaux de surface de 3 à 8, favorise la dissolution d'As, un élément à facteur toxicologique élevés. Le RPTME entre les deux zones minières, montre une distinction des eaux drainant la mine Tourtit très toxique que ceux drainant la mine d'Ich-Ou-Mellal (Fig.96).

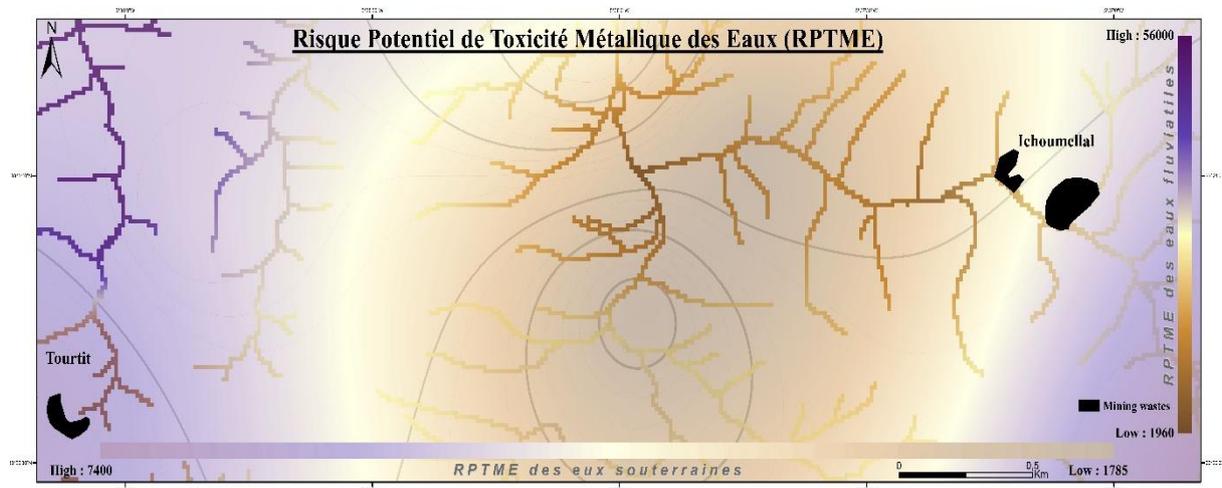


Figure 96 : Carte de distribution spatiale du risque potentiel de toxicité métallique (RPTME) des eaux fluviales et souterraines.

Les eaux souterraines montrent une distribution toxicologique par zonation où on note un fort pouvoir toxicologique sur l'ensemble des eaux des puits de la zone d'étude (Fig.96). La plus forte valeur toxicologique de ces eaux montre une agglomération au-dessous des zones minières abandonnées, puis cette toxicité diminue légèrement vers le centre de la zone d'étude mais reste toujours supérieurs à 400 (Fig.96). Le classement de toxicité des puits montre des pourcentages en ETM à effet nocif comme suivant : 50% Pb, 20% Sb et 15% Cd et 14% As (Tab.37). Cela indique un pouvoir toxicologique des eaux souterraines au niveau des puits auprès des zones minières plus fort que les puits loin des deux sites miniers. Cette toxicité est liée indirectement à l'activité minière par le processus de lixiviation des rejets miniers, ce qui engendre la libération et le transfert vertical des ETM toxiques depuis la source anthropique vers les eaux souterraines. Suivant la distribution spatiale de toxicité des puits montrant aussi une tendance élevée de propagation rapide dans les eaux avec une migration vers le nord.

III.4.4. Conclusion :

Les concentrations en ETM dissous dans les eaux ont des moyennes variables égales à 931,56µg/l de Sb ; 89,01µg/l en As ; 147,52µg/l Pb ; 13,76µg/l en Cd; 22,55µg/l en Cu; 1274µg/l en Zn; 9,88µg/l en Cr; 59,92µg/l en Ni dans les eaux de surface et 52µg/l en Sb; 17µg/l en As; 14µg/l en Pb; 8µg/l en Cd; 172µg/l en Cu; 32µg/l en Zn; 37µg/l en Cr; 28µg/l en Ni dans les eaux souterraines, dont les fortes concentrations montrent des agglomérations autour des sites miniers. L'ordre d'abondance de ces polluants dans les eaux de surface et souterraine en terme de quantité, s'établit respectivement comme suit : Zn>Sb>Pb>As>Ni>Cu>Cd>Cr et Cu>Sb>Cr>Zn> Ni>As>Pb>Cd, avec des pourcentages moyens totaux qui montrent que 51% d'ETM dissous dans l'eau du secteur d'étude sont occupée par la Sb généralement plus concentrée dans les eaux de surface et 45% en Zn, plus concentré dans les eaux souterraines.

La dissolution et la distribution spatiale de ces éléments traces dans les eaux de la zone d'étude, sont présents sous forme de sels minéraux (sous forme des évaporites) facilement dissolvables et contrôlés dans la phase liquide par les cations des carbonates, notamment le magnésium (Mg) et le potassium (K), éléments qui montrent une forte corrélation avec les ETM, ce qui indique un risque d'incorporation des éléments nocifs dans les plantes et organisme biologique suivant le cycle d'absorption de ces éléments nutritifs qui peut être une probable liaison avec les ETM. D'autres facteurs physicochimiques influencent la capacité d'eau à dissoudre les ETM de la phase solide qui sont variables comme la température qui affecte le comportement de Pb, Zn dissous dans l'eau, la présence d'oxygène dissous qui influence la dissolution de Sb, et le potentiel oxydoréducteur qui répercute le comportement de la plupart des ETM dissous. Par contre la dissolution des ETM dans les eaux évoluent inversement avec l'évolution du pH de l'eau, créant une sorte de filtration naturelle de la colonne d'eau mais à faible

ampleur due à l'interférence des autres paramètres physico-chimiques d'eau et aussi du sédiment fluvial. Les quantités d'éléments traces en solution dans les eaux de surface et souterraines montrent des concentrations généralement supérieures aux normes mondiales de santé (OMS) et aux normes Marocaines d'eau destinée pour irrigation (NIM). Ces concentrations révèlent un Indice contaminant (ICe) très élevé, et une pollution organique faible à modérée ce qui a montré que la contamination des eaux de notre secteur d'étude est probablement n'est pas liée à la matière organique mais surtout à une contamination inorganique pure. Pour cela on a élaboré un indice de risque potentiel de toxicité inorganique des éléments traces métalliques (RPTME) pour évaluer le pouvoir toxicologique des eaux étudiées. Cela a permis de révéler que les eaux autour des sites miniers abandonnés ont un potentiel toxicologique élevé, dont les grandes valeurs ($RPTME > 400$) sont enregistrées au niveau du site minier de Tourtit.

III.5. Détermination des zones en danger :

Après les évaluations précédentes de l'état des lieux et de la qualité du système fluvial des deux sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Nous avons pu élaborer une carte de zonation spatiale (Fig.97), basée sur les résultats géochimiques et hydrochimiques des distributions spatiales de différentes modélisations de contamination, pollution et toxicité des eaux et sédiments, en addition du potentiel minéralogique estimé comme réserves minières, afin de mettre au point les principaux éléments traces métalliques, responsables d'une pollution à effet toxique originaire des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Les résultats obtenus par la cartographie des différentes caractéristiques de pollutions déterminées dans cette étude pour les eaux et sédiments, sont superposés pour donner une carte à multicritères environnementaux (Fig.97), qui englobe 5 niveaux de vulnérabilité, indiquant aussi les substances responsables des dégradations de ces milieux à l'intérieur des zones en danger. Cette carte montre deux zones bien définies, principalement composées de trois niveaux de vulnérabilité ou de danger (5, 4 et 3), indiquant des zones de différentes échelles de vulnérabilité. Ces zones sont installées séparément l'une dans la partie Est et l'autre dans la partie Ouest (Fig.97). Deux autres niveaux en plus faible danger (niveau 2) à négligeable (niveau 1) qui constitue les niveaux de l'extrémité des zones en fort danger environnemental. Ces deux zones montrent une zonation des niveaux de vulnérabilité sous forme plus ou moins allongée et sont centrées au niveau des sites miniers abandonnés. La partie Est de la zone d'Ich-Ou-Mellal montre une extension générale de direction NE-SW de l'ensemble des zones en danger et qui est moins éparpillée, avec un diamètre de $1,38\text{km}^2$, en comparaison avec la zone des vulnérabilités environnementales liée à la mine Tourtit située plus à l'ouest (Fig.97) a une extension relative N-S et un diamètre général de $3,2\text{km}^2$.

Les trois niveaux (5, 4 et 3) de vulnérabilité qui entourent la mine d'Ich-Ou-Mellal montrent une aggradation par dilution des niveaux de danger. De l'intérieur vers l'extérieur, on note que le site minier d'Ich-Ou-Mellal est le cœur de ces zones de vulnérabilité, où le niveau 5 indiquant un danger très élevé à effet écotoxicologique irréversible apparaît avec une zone limitant la périphérie de la mine en s'étalant

vers l'ouest suivant l'affluent qui draine ce site minier. Cette zone, de 319 m² de diamètre, a une extension E-W dans laquelle le milieu environnemental est dangereux pour les différentes formes de vie ou l'utilisation des ressources végétales et hydriques par la population locale. La deuxième zone qui est aussi en fort danger de niveau 4 indiquant que le milieu est fortement dégradé avec un risque d'un empoisonnement considérable des différentes composantes environnementales (Eau, sédiments, Sol, végétation, etc...) de cette zone qui occupe un diamètre d' 1Km² avec une extension NE-SW, autour de la mine. Le niveau 2 est réparti sur une surface importante avec un diamètre de 4Km², une direction NE-SW avec une migration vers les deux cotés NW et SW suivant l'affluent drainant le site d'Ich-Ou-Mellal. Ce niveau indique que cette zone est à vulnérabilité mixte. Elle indique comme niveau un milieu environnemental en danger moyen où ces composantes, comme sources hydriques, doivent être utilisées avec précaution.

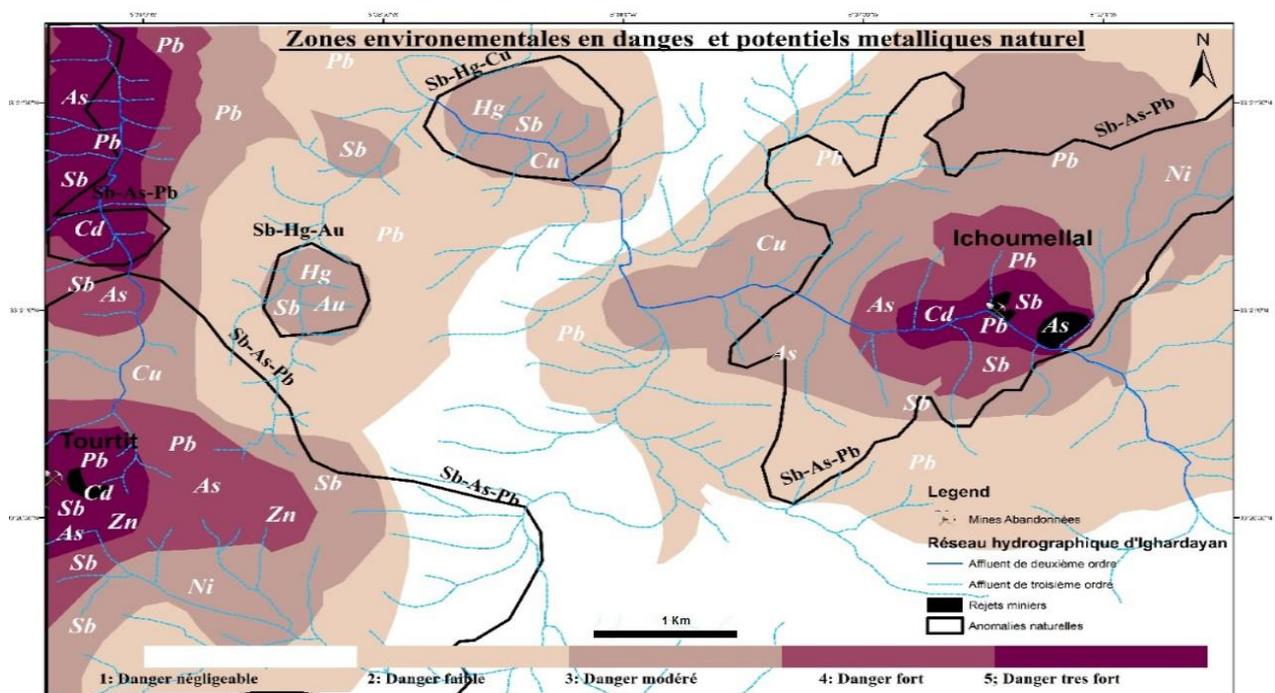


Figure 97 : Carte de délimitation des zones en danger avec les principaux éléments traces métalliques à effet vulnérable sur l'environnement local et à potentiel minéralogique considérable.

Les caractéristiques géomorphologiques, minéralogiques et climatiques de cette zone sont aussi responsables de l'extension NE, due au fort potentiel minéralogique naturel des roches, qui sous l'effet de l'altération climatique peuvent libérer les éléments traces métalliques dans le réseau fluvial oxydant mais d'une ampleur très faible par rapport à la libération des mêmes éléments par les rejets miniers. Cela est aussi visible dans la partie SW de la même zone à niveaux qui montre une migration suivant le principal affluent qui draine la mine Ich-Ou-Mellal. Cette partie de la zone à niveau 3 est liée à l'effet des ETM issus de l'altération et transport depuis les rejets miniers (source anthropique). A ce stade les composantes environnementales sont sous le même niveau de danger (médiane), mais les propriétés chimiques des ETM et leur comportement avec le milieu est différent selon les paramètres

physico-chimiques du système fluvial au SW de cette zone influencée par la mine abandonnée Ich-Ou-Mellal. La zone à niveau 2 qui indique un milieu en faible danger avec une vulnérabilité relativement négligeable, montre une extension qui suit celle du niveau 3, de direction NE-SW, et une superficie de 3Km².

Plus à l'ouest au niveau de la mine de Tourtit se développe une zonation de plus grande surface de propagation des niveaux de vulnérabilités environnementales, qui égal dans son ensemble à 10,5km² de direction N-S (Fig.97). Le niveau 5 qui montre un environnement de très grand danger avec un endommagement écotoxicologique généralement irréversible est réparti en deux zones. La première est localisée à l'amont autour de la mine Tourtit, de forme circulaire, qui s'étend sur une superficie de 1.2Km². La deuxième se localise plus en aval de l'affluent drainant ce site minier abandonné, est de forme allongée de direction N-S qui suit le cours de drainage et s'étale sur une superficie de 1.5Km². Ces deux zones amont et aval sont séparément entourées par leurs propres zones de niveau 4 qui suivent presque la même forme de zonations du niveau 5. L'extension de cette zone à l'amont autour de la mine Tourtit à une direction E-W avec une migration vers l'Est qui est peut être causée par les caractéristiques minéralogiques polymétalliques existantes dans cette partie (Fig.97) qui s'ajoutent à l'effet nocif de la zone minière et met cette zone de superficie égal à 1 km² sous un risque de danger environnemental élevé. La zone à niveau 4 de l'aval à une extension réduite, qui s'étale sur une surface de 1.12Km² de direction N-S. cela est peut-être dû à l'encadrement morphologique qui limite la propagation des principaux ETM cause de pollution et dégradation des milieux environnementaux. Le niveau 3 indiquant une zone mixte sous un danger chimique et écotoxicologique médiane est étendu sur une zone qui entoure les deux zonations des niveaux 4 et 5 et qui occupe une superficie d'ensemble de 2.5Km² de même direction de propagation N-S. cette zone montre deux ceintures bien définies, dont la première est attachée au site minier de Tourtit et suit son affluent vers l'aval, en représentant un attachement des zones à fort danger, qui peuvent être le résultat d'une dilution de l'effet polluant et écotoxicologique de ces zones en s'éloignant de la mine. et la deuxième et probablement liée à la présence d'anomalies naturelles des minéralisations riches en Sb, Hg et Au (Fig.97), altérées sous l'effet climatique, qui ont ensuite oxydé et libéré des éléments nocifs dans le milieu fluvial et ont causé des vulnérabilités environnementales de moyenne ampleur en termes de danger pour le système aquatique même à faible teneur comme l'Hg.

Le niveau 2 englobe l'ensemble des zonations avec une direction N-S à Migration vers l'Est plus en aval. L'environnement de cette zone est en faible danger, de vulnérabilité relativement négligeable, avec un endommagement qui n'atteint pas le niveau irréversible est peuvent s'auto-remédier si on élimine la source de pollution anthropique.

Entre les deux zonations de Tourtit et Ich-Ou-Mellal apparaît la zone à niveau 1 qui signifie que le milieu environnemental ne risque presque aucun danger d'empoisonnement ou dégradation de qualité des milieux naturels, attribué à la présence des ETM. Cela peut être expliqué par la nature montagneuse

de la zone d'étude qui constitue des barrières pour le transport des ETM ainsi que par la nature minéralogique pauvre des faciès géologiques en ces éléments.

Les principales substances chimiques responsables de ces vulnérabilités environnementales et dégradation de la qualité des composantes naturelles des zones autour des mines sont classées suivant les niveaux de danger comme se suit :

- 5^{ème} niveau : caractérisé par une combinaison multi-élémentaire dans les eaux et sédiments échantillonnés à fort potentiel écotoxicologique et polluant. Ces éléments sont le Sb, Pb, As et Cd.
- 4^{ème} niveau : on note la présence de Sb, Pb Zn et As
- 3^{ème} niveau : occupé surtout par le Pb-Ni et Cr dans la zone lié à la mine d'Ich-Ou-Mellal et dans la zone qui appartient à la mine Tourtit s'ajoute d'autres éléments liés aux probables anomalies naturelles présentes qui sont Sb-Hg et Au (Fig.97).

Les zones à risques qui nécessitent une intervention urgente, une limitation d'usage humain ainsi plus de diagnostic précisant les effets néfastes à l'intérieur de ces zones, sont celles des niveaux 4 et 5. Dans ces zones des panneaux de précaution d'utilisation d'eau, interdiction d'accès et signalisation de danger doivent être placés. L'exposition quotidienne de la population locale à ces zones, et leur usage comme pâturage et l'utilisation des eaux des puits dont certains sont creusés dans les rejets miniers qui jouent le rôle d'aquifère au niveau de Tourtit. Tous ces facteurs mènent à une nécessité urgente d'aménagement de ces sites miniers et engagement pour réhabilitation et stabilisation de ces zones très dangereuses pour la santé et bien-être de la population locale.

Chapitre IV : L'APRES MINES DU SECTEUR MINIERS ABANDONNEE DE TOURTIT ET ICH-OU-MELLAL EN COMPARAISONS AVEC LE MONDE :

IV.1. Introduction :

L'épuisement des ressources minières est dû à la surexploitation et à la croissance démographique et la consommation abusive des matières premières. L'exploitation minière produit à côté des produits finis des métaux toxiques dans les résidus et les rejets tels que l'arsenic, le cadmium, le mercure, le plomb, etc. L'accumulation des ETM dans les sédiments et leurs mobilisations dans les eaux et sédiments, constituent un grand risque pour l'écosystème fluvial et la santé humaine. Le problème est plus grave autour des mines abandonnées. C'est le cas de nombreuses petites mines dispersées dans la partie orientale du Maroc Central dont l'exploitation remonte à l'antiquité. Les minéralisations sont variées et le plus souvent de nature polymétallique. Si l'industrie minière dans cette région a contribué autrefois au développement socio-économique, il n'est pas le cas de la situation actuelle. En effet ces anciennes mines dans la zone sont le siège de terrils et haldes abandonnés et exposés à l'altération à l'origine de leur érosion et dégradation continue. Ces rejets et résidus résultant de l'extraction et des traitements chimiques constituent une source potentielle de contamination libérant des éléments métalliques toxiques qui passent dans les eaux et des sédiments fluviaux.

La restauration des aires d'entreposage abandonnées de rejets de concentrateur génératrices d'acide est un des défis les plus importants à relever pour l'industrie minière. Au cours des dernières années, beaucoup d'efforts de recherche ont été investis sur les méthodes visant à contrôler la production

du DMA. Ces méthodes ont pour objectif de minimiser les dégâts déjà présents dans la zone d'étude et minimiser le degré de la pollution actuellement présent dans le secteur d'étude.

Comme il s'agit d'une pollution métallique générée par le phénomène de drainage minier acide DMA autour des sites miniers abandonnés, une élimination physique ou l'un des principaux paramètres et/ou causes d'oxydation de sulfures, on peut réduire la production de contaminants à des faibles niveaux, comparables avec les normes mondiaux de l'OMS de la qualité d'environnement. Les techniques développées dans cette partie sont particulièrement efficaces pour les sites miniers abandonnés de mêmes condition ou à critère similaire à notre étude. Cependant les rejets des mines abandonnées riche en sulfures produits un DMA lors de leur exposition aux agents atmosphériques (pluie) pendant plusieurs années voire, plusieurs dizaine d'années dans certaines cas, mais suivant les techniques de réhabilitation des résultats promettants pour cette problématique ont été atteintes dans le monde entier. Afin d'améliorer la performance des méthodes d'aménagement et restauration des sites miniers abandonnés, il est nécessaire de tenir en compte la particularité des critères de chaque site minier en question.

Au Maroc la gestion des rejets miniers doit obéir à la nouvelle réglementation imposée par la loi des mines, durant et après toutes les phases de l'activité minière. Pour le cas du Maroc Central, le volume des rejets miniers est très important. Ceci est dû aux anciennes méthodes utilisées dans le traitement et l'extraction du minerai peu développés à l'origine d'une mobilisation de plusieurs tonnes de matériaux mais avec de faible teneur exploitées. Suite au développement du secteur minier au terme d'exploration et méthodes d'exploitations, ce secteur doit se pencher sur l'enjeu des rejets miniers abandonnés et viser un double intérêt qui envisage à la fois la prospection autour des sites miniers abandonnés, la re-exploitation des rejets de ces sites et protéger d'une façon indirecte le milieu environnemental. La plupart des méthodes suivies dans le monde et qui proposent des solutions pour cette problématique sont généralement l'usage comme béton, brique cuites, matériaux de construction pour routes, etc.

Bien que de nombreuses études s'orientent vers la méthodologie de transformation et recyclage des rejets miniers pour réintégration dans le domaine de construction, industrielle, etc... Le recyclage des rejets miniers, affrontés par deux grands défis majeurs, le premier est lié à l'acceptabilité sociétale de l'idée d'utilisation des rejets miniers et le deuxième est surtout lié aux défis techniques. Dans un premier lieu, il est à signaler qu'un long trajet est à parcourir pour la réutilisation des rejets miniers dans la construction. On est encore loin pour que les gouvernements et les citoyens acceptent l'idée d'avoir des rejets miniers dans leur maison. Les gens ont toujours tendance à coller cette étiquette noire quand il s'agit de rejets miniers. Avec un recul d'expérience, à chaque fois qu'on parle de rejets miniers, les gens pensent automatiquement au terme risque au lieu du terme opportunité à saisir. Le défi majeur à

surmonter pour atteindre l'acceptabilité sociétale est lié surtout à un manque de communication entre les exploitants et les collectivités locales.

D'autre part, la collecte, le transport, le tri et la nécessité des fois d'un prétraitement des rejets font également partie des défis majeurs en raison des grands volumes produits. Il est certain qu'il serait impossible d'utiliser la totalité des déchets dans la construction à cause de leur grande quantité évaluée à des millions de tonnes au Maroc et des milliards de tonnes dans d'autres pays comme le Canada, l'Australie, les États Unis, etc. Aussi, la faisabilité de transport entre les producteurs (industrie minière) et les consommateurs de déchets (ex. construction) pose généralement un grand défi. Les mines sont généralement loin des zones où une grande consommation de matières premières est présente. En outre les caractéristiques physiques différentes et hétérogénéité des rejets miniers au niveau d'un seul site miniers dans la plupart des cas augmentent le défi de leur traitement et recyclage et joue négativement sur le comportement chimique du matériel recyclé sous les mêmes conditions environnementales. Les industriels miniers ont généralement tendance à mélanger les différents types de rejets miniers (stériles et résidus de concentrateurs) et ne pensent pas vraiment à des possibilités de valorisation. Il est des fois impossible de réaliser un tas de rejets miniers qui ont les mêmes propriétés physiques, chimiques ou minéralogiques. Aussi, le caractère toxique d'un certain type de rejets miniers à cause de leur teneur en métaux lourds et métalloïdes pourrait poser un défi. En effet, d'autres charges de prétraitement peuvent s'ajouter pour enlever les éléments nocifs (métaux lourds, métalloïdes, sulfures, etc.).

L'industrie de la construction a traditionnellement utilisé depuis des siècles des matières premières naturelles telles que l'argile, le sable et les agrégats pour la fabrication des matériaux de construction. Cependant, les ressources naturelles sont consommées abusivement et d'une manière très rapide que le système naturel n'arrive pas à les remplacer avec la même vitesse. Cela provoquera ainsi tôt ou tard une rareté des matières premières et commence déjà à laisser beaucoup d'inquiétudes quant à la sécurité et la fourniture de ces ressources non renouvelables.

IV.2. Réhabilitation des mines abandonnées au Maroc et dans le monde:

Les activités minières font partie intégrante de l'économie et de la culture de notre pays depuis des siècles. Les opérations d'extraction minière et d'enrichissement se poursuivent aujourd'hui dans de nombreux sites du centre du Maroc et d'autres régions, principalement sous les auspices et le contrôle environnemental des organismes de réglementation, des agences et des agences de gestion. Afin d'attirer des investissements environnementaux durables et pour le développement du secteur minier, le Maroc a fait de grands progrès dans la modernisation de son secteur minier, notamment par la mise à jour du code minier. La loi n° 33-13 de juillet 2015 et son décret d'application en date d'avril 2016 a donné naissance à un nouveau Code, qui permet l'augmentation de la durée du permis d'exploitation minière à 10 ans et régit désormais toutes les substances minérales, à l'exception des phosphates (réservés à l'Etat) et également les matériaux de construction. La nouvelle loi minière donne une grande importance à la transparence des travaux au côté environnemental, les sociétés détentrices de titres miniers doivent

donner des rapports étalant des informations sur le déroulement des travaux, englobant les rapports géologiques, les statistiques minières, le budget et des informations sur les produits extraits. Aussi toutes les opérations minières doivent être conformes à la législation environnementale, qui prend en considération l'impact de l'exploitation sur l'environnement le long du processus, tout en élaborant un plan d'abandon des mines non conforme aux nouvelles réglementations minières.

La plus grande tâche d'intervention environnementale liée à l'exploitation minière à laquelle sont confrontés les organismes gouvernementaux concerne aujourd'hui des milliers de sites miniers abandonnés, résultant des activités intensives de développement minier et industriel. Dans le cadre du développement durable et de l'écologie industrielle, plusieurs déchets industriels deviennent de plus en plus utilisés dans l'industrie de fabrication de matériaux de construction (briques, bétons, mortier, etc.). De nombreuses études ont été consacrées à la lutte contre les menaces pesant sur la santé humaine et l'environnement dans divers sites où se sont déroulées des activités d'extraction, de traitement et de fusion de la roche dure.

Le réassemblage des informations déterminant l'ampleur de la problématique environnementale reste encore incomplet, il ne couvre pas la totalité des mines abandonnées présents au Maroc, mais des projets prometteurs sont en cours de compilation et d'examen par l'état et les études scientifiques concernées par cette problématique d'impact des mines abandonnées sur l'environnement. Les bases de données présentes dans les anciens rapports inédits des mines (actuellement abandonnées) archivés au service de ministère d'énergie et des mines, contiennent des analyses, statistiques et pourcentages, qui constituent de nos jours des données primitives mais importantes pour un premier pas vers la compréhension des caractéristiques de chaque mine abandonnée enregistrée et avoir une idée sur le possible de leur impacts sur l'environnement avant de proposer des solutions convenables pour ces sites miniers. 90% des sites miniers abandonnés ont généralement un impact négatif sur le milieu naturel, pour cela une élaboration des inventaires assemblant ces mines et des analyses géochimiques autour de ces sites donnera des informations qualitatives et quantitatives plus claires sur l'impact de ces mines. Après avoir déterminé l'ampleur d'impact des sites miniers abandonnés, il faut juger de la priorité relative de chaque mine selon son degré de pollution. Le gouvernement a des responsabilités importantes dans la coordination et la mise en œuvre des activités nécessaires pour apporter une réponse environnementale au problème du site minier abandonné à travers le pays. Il joue également un rôle majeur dans la gestion des rejets de sites miniers abandonnés grâce à la mise en œuvre de programmes délégués par des autorités spécifiques. Les programmes de ce type qui s'appliquent aux activités des sites miniers abandonnés se feront en grande partie par l'intermédiaire des bureaux régionaux et locaux et du personnel des agences, en collaboration avec les connaissances scientifiques. Récemment il y a beaucoup de progrès et études dans la recherche mondiale des méthodes efficaces pour la limitation ou réduction du phénomène de pollution induit par les rejets et résidus miniers. Ceci s'est avéré possible dans certains cas de mines en cours d'activité mais très difficile pour certains sites miniers abandonnés surtout quand les rejets exposés dans

les aires d'entreposage durant plusieurs dizaines d'années. Cependant plusieurs études ont été élaborées autour du monde et au Maroc pour la valorisation des rejets miniers et aménagement des aires d'entreposage. Plusieurs études ont été élaborées sur la dualité d'intensifier la re-exploitation et recyclage des rejets miniers abandonnés pour booster l'économie du secteur minier d'une part et sauvegarder l'environnement de l'autre part (Deshaeis 2011). Par ailleurs, de nombreux modèles ont été développés dans le sens de trouver des solutions conciliantes entre l'exploitation des mines et carrières et la protection de la nature (Benzaazoua 1996, Wong 2003, Didier 2009, Bussière 2010, Iavazzo et al. 2012, Lghoul et al, 2012, Carvalho et al., 2016, Taha 2017, Gitari et al. 2018). Concernant l'exploitation des substances métalliques (le minerais d'or, Ag, Pb, Zn, Cu, Co, Ni, etc...), plus particulièrement, on note le développement, durant ces dernières années, de l'idée de revenir sur les anciennes mines, généralement abandonnées, pour considérer la re-exploitation de leur rejets miniers (haldes, terrils et résidus du traitement du minerai). Cela se justifie par le fait que les méthodes et techniques, utilisées jadis, n'étant pas tellement efficaces que des quantités importantes de métaux subsistent dans ces rejets miniers (Fluck 1998). Le retour sur ces rejets est une occasion aussi de réhabilitation des anciennes mines afin d'éliminer l'effet dangereux de la propagation des ETM dans les différents compartiments environnementaux. Ainsi, de nombreux pays, tels que Canada, l'Australie, la France, etc. ont promulgué des lois incitatives sur la restauration, re-exploitation et le recyclage des rejets miniers (Regimbald 2003, Laperche et al.2004 ; Bussière et al.2010,).

A l'instar de ces pays, le Maroc, de longue tradition minière, avec de nombreuses mines abandonnées depuis les années 70 et 80 (Mines de Pb-Zn de Zaïda-Ahouli dans la Haute Moulouya, Mines de Pb-Zn-Cu de Touissite dans le Maroc oriental, Mine de Mo-W-Cu d'Azgour dans le Haut Atlas occidental, etc.) s'est orienté sur cette voie de retour sur les rejets des mines anciennes pour l'intérêt économique et environnemental que ça présente. Cette volonté apparait clairement dans la nouvelle loi minière n° 33-13 du 1er juillet 2015 qui classe les haldes et terrils comme mines permmissibles au même titre que les substances énergétiques, les minerais métalliques, les roches et minéraux industriels, etc. (article 2). Sur le terrain, MANAGEM, l'une des plus grands opérateurs miniers Marocains, a déjà repris, depuis quelques années, la re-exploitation des rejets miniers des anciennes mines d'or d'Akka et de cobalt de Bou-Azzer ; selon Akalay, directeur R&D de MANAGEM, quelques tonnes de Au et Co métal ont pu être récupérées des rejets de ces anciennes mines Marocaines (présentation orale lors de la session plénière solennelle de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques du 20-22 février 2018). Parmi les principaux travaux de recherche qui se sont intéressés à la question de l'impact des rejets des anciennes mines Marocaines et leur devenir on cite ceux de Benzaazoua (1996), Lghoul et al. (2012), et Taha (2017).

IV.3. Situation des sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal comparée à certains sites miniers dans le monde :

L'industrie minière est un secteur particulier à courte durée de vie. Au Maroc cette industrie compte environ 18 mines en cours d'exploitation et 26 sites miniers prometteurs selon les recherches d'exploration minière de l'Office National des Hydrocarbures et des Mines (Onhym). Parmi les régions prometteuses figure le Maroc Central pour des métaux de base (Cuivre, Plomb, Zinc, etc..) et pour les roches industrielles telles que la Barytine et fluorine. L'industrie minière au Maroc est un pilier économique important qui contribue au développement régional par le désenclavement de la population locale, création des infrastructures et ouvre des opportunités d'emplois directs (environ 450000 emplois, selon les statistique du Ministère de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, 2009). La plupart de ces bénéfices et avantages, s'envolent une fois la mine est fermée. La situation devient plus grave si la mine est abandonnée sans avoir été réhabilitée, comme c'est le cas de la plupart des mines actuellement abandonnées (plus de 200 mines et sites) qui ont été fermées à une époque où les réglementations n'obligeaient pas une réhabilitation des sites miniers à l'arrêt de l'exploitation.

Le diagnostic des éléments traces métalliques dans les rejets miniers et sédiments de ruisseaux par quantification de leur géoaccumulation. Après, une période d'activité très limitée des deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal, de très grandes quantités de rejets miniers hétérogènes ont été accumulés et abandonnés à l'air libre, exposés aux agents atmosphériques et contrôle climatique. Parmi les 9 éléments analysés dans les sédiments et rejets miniers, nous avons trouvé cinq (Sb, As, Pb, Cd et Hg) qui sont les plus polluants et trois entre eux (Hg, Pb, Cd) ayant les plus grands potentiel à effet toxique sur les organismes aquatiques (Ahmedat et al., 2018.a). Nous avons également constaté, l'accumulation des rejets de traitements chimiques au niveau de l'ancien bassin d'évaporation et près de l'usine de Tourtit. Ce type de rejets a un effet polluant polymétallique sur les sédiments et aussi sur les eaux souterraines et de surface. Cette évaluation, nous a permis de classer notre étude dans le monde parmi d'autres études qui ont discuté la même problématique de pollutions des mines abandonnées par les ETM et/ou quantification de leur géoaccumulation dans les sédiments fluviatiles (Benvenuti et al.1997, Gonzalez & Gonzalez 2006, Jian-Min et al. 2007, Mlayah et al. 2009, Ikenaka et al. 2010, Esshaimi et al. 2013, El Amari et al. 2014, El Hachimi et al. 2014, Baran & Tarnawski 2015). Cette comparaison s'intéresse à l'évaluation des éléments traces métalliques dans les zones minières abandonnées en particulier, et leurs concentrations particulières et aqueuses. Les concentrations en ETM particulières présentes dans les sédiments fluviatiles et rejets miniers, utilisés pour la première comparaison sont réunis dans le Tableau. 38. Les concentrations par pays considérés sont classées selon la somme des concentrations totales des éléments traces étudiés sur le nombre total de substances évaluées (ETM=8) au niveau des rejets miniers et sédiments fluviatiles pour chaque cas. Les données oscillent entre des faibles niveaux de contamination polymétallique enregistrées dans les sédiments de la rivière de Pardo en Brésil (Carolina et al. 2016) et le niveau de contamination le plus élevé est occupé par la mine Boujabeur en Tunisie (Liyuan et al. 2016) classés la première en terme de pollution polymétallique (à forte concentrations en Zn et Pb) des sédiments fluviatile, selon le moyenne arithmétique et en comparaison avec les normes AFNOR (S1). Ces variations observées en concentrations métalliques peuvent être

attribuées aux différentes sources d'ETM dans ces études (Tab.38). Les concentrations d'éléments traces, présents dans les déchets miniers non traités entraînent une forte mobilisation et une large distribution d'éléments métalliques par les agents climatiques, qui sont le principal moteur de mobilisation et oxydation des éléments nocifs. Comparés à d'autres domaines, les résultats de notre étude dépassent les valeurs des normes de qualité des sédiments fixées par le règlement du 9 août 2006, NOR DEVO0650505A in Article 1 (modifié par décret du 17 juillet 2017) (Tab.38). Les niveaux de pollution les plus élevés sont liés à l'exploitation minière, où le secteur minier Tourtit et Ich-Ou-Mellal est classé les deuxième entre l'ensemble des régions mondiales évaluées, suivi par la ceinture de pyrite Ibérique en Espagne (Galán et al. 2003) et la zone minière abandonnée de la Haute Moulouya par (El Hachimi et al. (2014)) (Tab. 38). Ces rivières précédentes y compris la rivière Ighardayane (cette étude) montrent une contamination polymétallique à haut risque écologique dans leurs systèmes aquatiques. Cette comparaison montre les hautes capacités des activités minières anciennes et actuelles dans la dégradation des systèmes aquatiques du monde entier, où notre zone d'étude pourrait être classée parmi les plus polluantes régions du monde.

Tableau 38 : Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les rejets miniers et sédiments fluviatiles de la zone d'étude avec les concentrations en ETM de la croûte terrestre (UCC : Rudnick R.L. et Gao S. 2003), le fond géochimique locale et avec neuf autres districts des mines abandonnées dans le monde. n.d: Valeur non-déterminée.

Pays	Concentrations moyennes des ETM (mg/kg)								Type	Site industriel	Zone d'étude	Substances exploitées	Références
	Sb	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Cr	Ni					
Tunisie	n.d.	10599*	43*	34*	90	21353*	117	n.d.	Rejets miniers	Mine Boujabeur	Oued Mellègue	Pb-Zn-Ba	Mlayah et al. (2009)
Maroc	34221*	9528*	24,1*	3783,2*	29,1	147,5	122	30,3	Rejets miniers	Mine Tourtit et Ich-Ou-Mellal	Rivière Ighardayane	Sb	Ce travail
	2167,89*	594,63*	6,05*	221,52*	32,49	109,53	201,44*	51,76*	Sédiments fluviatiles				
Maroc	n.d.	6056*	21,63*	n.d.	227*	4316,33*	n.d.	n.d.	Rejets miniers	Zone minière Zaida, Mibladen et Ahouli	Oued Moulouya	Pb-Zn-Cu	El Hachimi et al. (2014)
Maroc	n.d.	3188,78*	137,58*	n.d.	924,54*	3050,82*	n.d.	n.d.	Rejets miniers	Mine Sidi Bou Othmane	Zone rurale Sidi Bou Othmane	Zn-Pb	Esshaimi et al. (2013)
Chine	n.d.	429*	6,42*	n.d.	1486*	2516*	n.d.	n.d.	Rejets miniers	Mine Dabaoshan	Province Guangdong	Polymétallique sulfures	Jian-Min et al. (2007)
Italie	n.d.	2541,5*	8,75*	319,25*	465,75*	1792,75*	n.d.	n.d.	Rejets miniers	District minier de Boccheggiano	Boccheggiano	Cu	Benvenuti et al. (1997)
Mexique	n.d.	734*	96,5*	n.d.	1152,5*	2503*	n.d.	30	Rejets miniers	Mine San Martin	Zacatecas	Ag	Gonzalez & Gonzalez Chavez (2006)
Espagne	n.d.	842,50*	≅ 6*	864,16*	1070*	1675*	623,40*	441,10*	Sédiments fluviatiles	Ceinture de pyrite Ibérique	Rivière Iberian	FeS2	Galán et al. (2003)
Zambie	n.d.	11	0,09	77*	5254*	35	23	46	Sédiments fluviatiles	Zones minières Kabwe et Copperbelt	Rivière de Kafue	Pb-Zn et Co	Ikenaka et al. (2010)
Pologne	n.d.	92,1	9,26*	n.d.	310,33*	1004*	153*	36,1	Sédiments de fond	Région industrielle	Réservoir de Rybnik dam	n.d.	Bran. & Tarnawski (2015)
Maroc	0,7	52,1	0,4	101*	2980*	171	31,2	14,2	Rejets miniers	Mine Kettara	Rivière de Kettara	Fe-S	El Amari et al. (2014)
	n.d.	40,34	0,18	42,75*	356,58*	134,26*	72,26	53,76*	Sédiments fluviatiles				
Chine	n.d.	672,30*	31,2*	122,1*	250,05*	109,65	170*	187,20*	Sédiments fluviatiles	Zone industrielle Hunan	Rivière Xiangjiang	polymétallique	Liyuan et al. (2016)
Pologne	n.d.	67,59	3,72*	n.d.	258,3*	439,4*	32,21	20,43	Sédiments	Activités minière et	Réservoir Rybnik	n.d.	Agnieszka et al. (2016)
Zambie	n.d.	11	0,09	77*	525,4*	35	23	46	Sédiments fluviatiles	Région industrielle de Kabwe	Rivière Kafue	n.d.	Yoshinori et al. (2010)

Brésil	n.d.	79,4	0.16	0.83	18,98	68,24	21,58	6,87	Sédiments fluviatiles	n.d.	Rivière Pardo	n.d.	Carolina et al. (2016)
Fond Géochimique local	5	9,81	1	4,3	6,78	9,43	45,25	5,3	n.d.			Ce travail	
UCC	0,2	17	0,1	n.d.	14	79	140	90	n.d.			Rudnick & Gao (2003)	
AFNOR S1	n.d.	100	2	30	100	300	150	50	n.d.			Arrêté du 9 août (2017)	

Les concentrations en ETM de notre zone d'étude dépassent aussi les valeurs standards UCC (Rudnick & Gao 2003) et le fond géochimique local. Entre d'autres zones d'études nationales et mondiales, la zone minière de Tourtit et Ich-Ou-Mellal est classée la première à concentrations importantes en ETM (Sb, Pb, Cd, As, Cu, Zn, Cr et Ni) évaluées, dans les rejets miniers et aussi dans les sédiments fluviatiles de l'affluent Oued Ighardayane. En comparaison avec la région industrielle active près du réservoir Rybnik en Pologne (Bran & Tarnawski 2015), connue par une activité industrielle intense et différente (Mine de charbon, centrale électrique, etc..), les accumulations au niveau des sédiments du fond sont relativement très faibles par rapport à celles trouvées dans les sédiments fluviatiles de Tourtit et Ich-Ou-Mellal et aussi faible en comparaison avec les autres régions du monde contaminées par les rejets des mines métalliques abandonnées (Tab. 38). Le Maroc occupe aussi la troisième classe par la zone minière abandonnée de Zaïda-Mibladen-Ahouli avec de très grandes concentrations en Zn dans les rejets miniers (El Hachimi et al. 2014), malgré ces fortes concentrations et potentiel polluant en zinc, ces trois mines ne présentent pas une forte pollution polymétallique comme celle de Tourtit et Ich-Ou-Mellal en comparaison avec les normes AFNOR (S1). Cette comparaison avec des études importantes sur des zones minières très connues par leurs mines abandonnées polluantes comme celle du Pb-Zn de Kabwe en Zambie (Ikenaka et al. 2010), souligne l'importance du stocks métalliques (ETM) concentrés dans les rejets miniers et sédiments fluviatiles. Cette comparaison montre les grands stockages en ETM accumulés par les rejets des activités minières anciennes et leurs capacités de dégradation dans les systèmes aquatiques à travers le monde, où notre zone d'étude pourrait être classée parmi les zones à grands stocks métalliques et parmi les mines abandonnées les plus polluantes du monde.. Parmi ces ETM évaluée dans cette comparaison mondiale, nous avons trouvé trois substances (Sb, Pb et As) les plus concentrées dans les rejets et les sédiments fluviatiles, et ce sont les mêmes éléments à effet polluant très élevé. Nous avons également constaté que l'ancienne zone minière de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal présente une contamination polymétallique relativement élevée par rapport à d'autres régions du monde, ce qui indique la contribution importante des déchets miniers à la dégradation de l'environnement. Selon cette évaluation, d'autres études devraient être menées sur l'intérêt économique et effet contaminant de ces ETM afin de proposer d'autres méthodes de remédiation efficaces pour le site minier de Tourtit et d'Ich-Ou-Mellal.

Concernant les eaux douces nous nous sommes basés sur l'évaluation des concentrations de 9 éléments traces métalliques dans l'ensemble des eaux douces échantillonnées dans le secteur minier

abandonné de Tourtit et Ich-Ou-Mellal comparés avec d'autres secteurs miniers dans le monde. Les concentrations en ETM de chaque site minier pris en considération dans cette comparaison, sont réunies dans le Tableau 39. Les études choisies (Azcue et al, 1995, Guéguen et Dominik 2003, Naiker et al., 2003, Alonso et al., 2004, Florea et al., 2005, Kolker et al., 2009, Fu et al., 2010, El Amri et al., 2014 et Armiento et al, 2016), sont réalisées sur des zones minières connues dans le monde (Canada, Pologne, Afrique de Sud, Espagne, Roumanie, Ukraine, Chine, Maroc et Italie; respectivement). Celles-ci présentent plusieurs caractéristiques comparables, en plusieurs points communs, aux mines abandonnées du Maroc Central.

Tableau 39: Tableau comparatif des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dissous dans les eaux du secteur d'étude avec les concentrations en ETM dissous des eaux douce de certains secteurs miniers mondiaux, suivant les normes d'organisation de santé mondiale (OMS)

Pays	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Pb (µg/l)	Hg (µg/l)	Ni (µg/l)	Zn (µg/l)	Sb (µg/l)	Période	Secteur minier	Gisement	Référence
Maroc	53	10,68	23,24	97,08	80,68	<i>n.d.</i>	43,76	653,08	491,87	Sèche	Tourtit-Ich-Ou-Mellal	Sb2S3	Cette Etude
Italie	16	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	84	Sèche	Tafone	Sb-FeS2	Armiento al, 2016
Espagne	<i>n.d.</i>	83,22	<i>n.d.</i>	28,64	39,94	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	350	<i>n.d.</i>	Humide	Guadamar	FeS2	Alonso et al. 2004
Roumanie	<i>n.d.</i>	40	<i>n.d.</i>	370	58	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	3226	<i>n.d.</i>	Sèche	Rosia Montana	Au	Florea et al. 2005
Afrique de Sud	5,9	6,8	39,25	4,06	1,07	17,25	11,36	20,76	<i>n.d.</i>	Sèche	Johannesburg	Au	Naiker et al. 2003
Canada (British Columbia)	81,3	42,02	<i>n.d.</i>	14,7	121,45	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	104,94	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	Wells Town	Au	Azcue et al, 1995
Ukraine	57,76	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	86,85	0,35	5,82	9,8	<i>n.d.</i>	Sèche	Donetsky	Charbon	Kolker et al. 2009
Chine	4,11	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	0,61	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	48,01	Sèche	Mines de Hunan	Sb	Fu et al. 2010
Maroc	0,9	0,1	11,8	2,2	3,8	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	129,6	0,05	Sèche et Humide	Kettara	FeS	El Amri et al. 2014
Pologne	<i>n.d.</i>	0,56	1,3	30,85	0,23	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	92,25	<i>n.d.</i>	Humide	Vistula	Pb-Zn et Charbon	Guéguen et Dominik 2003
O.M.S	10	3	50	2000	10	6	70	3000	20				

A base des données fournies par l'ensemble de ces études, on a élaboré un classement des zones basé sur le moyen arithmétique des ETM dissous dans l'eau, ce qui a donné un classement des zones à fortes concentrations polymétalliques dans les eaux douces. A base de ce classement les eaux de notre secteur minier sont classées comme deuxièmes du point de vue concentrations en ETM dissous, après le secteur minier Rosia Montana en Roumanie (Florea et al. 2005) qui occupe la première place en fortes concentrations polymétalliques dans les eaux douces drainant ce secteur minier. En comparaison avec les normes de l'OMS, les concentrations des ETM dans les eaux de notre étude dépassent les normes par 4 éléments principaux : As, Cd, Pb et Sb. Ce qui indique une pollution polymétallique à forte concentrations en ETM dans le secteur le secteur d'étude de Tourtit-Ich-Ou-Mellal par rapport aux autres sites considérés ici. Il est suivi par le secteur de Rosia Montana qui montre une pollution des eaux douces causée par trois éléments (Cd, Pb et Zn). En 3^{ème} classe vient le secteur minier de Guadamar en Espagne (Alonso et al. 2004) avec des fortes concentrations en Cd et plomb qui dépassent les normes

de l’OMS, dans les eaux fluviales drainant la mine de pyrite. En 4^{ème} classe vient la mine d’or abandonnée à Wells-Town au Canada- British Columbia (Azcue et al, 1995). Cette région montre des concentrations en Cd, Pb et Zn, qui dépassent les normes OMS et provoquent une pollution polymétallique des eaux du secteur mais à faible ampleur comparée avec les zones précédentes. Le reste de zones minières mondiales évaluées sont classées comme suit : (i) En 5^{ème} classe, vient secteur minier d’antimoine et pyrite de Téfion en Italie (Armiento et al. 2016). Les eaux de surface de ce secteur montrent des fortes concentrations en Sb et As qui dépassent les normes OMS. (ii) La 6^{ème} classe est occupée par le secteur minier de charbon, Vincipinity of Donetsk en Ukraine (Kolker et al. 2009). Cette zone est connue aussi par la présence des concentrations naturelles en mercure, associé aux sulfures mais elle montre que les eaux sont polluées par l’As et Pb provenant du site minier. (iii) le secteur minier polymétallique (Pb-Zn et Charbon) de Vistula en Pologne (Guéguen et Dominik 2003) montre un ensemble d’éléments traces métalliques dissous dans l’eau qui lui a attribué la 7^{ème} classe du point de vue quantité d’éléments dissous dans les eaux douces mais ils ne dépassent pas les normes OMS. L’échantillonnage de cette étude est effectué en une saison humide ce qui a peut-être causé la dilution de ces éléments dans les eaux et donc à diminuer le risque d’une pollution polymétallique des eaux durant cette période. (iv) La mine abandonnée de pyrrotite, Kettara au Maroc (El Amri et al. 2014) est classée 8^{ème} du point de vue nombre d’éléments traces métalliques dissous dans les eaux souterraines mais, elle ne dépasse pas le seuil de l’OMS pour considérer que ses eaux soient polluées par les éléments polymétalliques. La Chine avec le fameux secteur minier d’antimoine localisé à Hunan (Fu et al. 2010) occupe la 9^{ème} classe en comparant la quantité des teneurs en ETM dissous dans les eaux douces de cette zone. Mais elle peut être classée la 7^{ème} du point de vue pollution, avec ses eaux qui montrent une forte pollution en Sb supérieur à la norme OMS, avec une moyenne générale de l’ensemble des eaux du secteur qui a une concentration de 48,01 µg/l. Ces concentrations fortes restent largement inférieures à celles mesurées dans l’ensemble des eaux de notre secteur d’étude qui égale à une moyenne générale de 491,87 µg Sb/l. (v) L’Afrique du Sud est classée la dernière en 10^{ème} position avec la mine d’or de Johannesburg (Naiker et al. 2003) comptant les plus faibles teneurs en ETM dissous dans les eaux douces du secteur mais montre à son tour une pollution en Hg très forte qui se classe la première de l’ensemble des sites mondiaux pris en considération et une pollution modérée en Cd (Tab.39).

Le secteur minier de Tourtit et Ich-Ou-Mellal est donc classé le deuxième parmi les sites mondiaux évalués du point de vue quantitatif des éléments dissous dans l’ensemble des eaux douces échantillonnées (de surface et souterraines). Ce classement a ensuite augmenté pour occuper la 1^{ère} classe lorsqu’on a comparé ces teneurs en ETM dissous avec les normes de l’OMS, dont notre secteur a montré une pollution polymétallique forte en Sb, Pb, As et Cd, respectivement. Cela a attribué les eaux de notre secteur comme les plus polluées parmi ces exemples. La dissolution des ETM dans les eaux douces de surface et souterraines est contrôlée par plusieurs paramètres et facteurs dont les plus principaux sont : la méthode d’exploitation, la nature de gisement, le climat, et la capacité des eaux à dissoudre les

éléments chimiques contenus dans les rejets miniers, sols, sédiments ou roches minéralisées. Les conditions physico-chimiques des eaux et les critères géochimiques des rejets miniers de notre zone d'étude sont les principaux moteurs de la libération des ETM depuis leurs sources anthropiques (rejets) et enrichissement des eaux par ces éléments nocifs. Le climat froid pluvieux de l'hiver qui caractérise notre zone d'étude est aussi responsable du transport et dissolution des ETM en grandes quantités, autant que les eaux n'atteignent pas le niveau de saturation en ces éléments vu à la grande quantité des eaux des saisons humides. Les grands stocks des ETM dans les rejets miniers, source principale de l'alimentation des eaux par ces ETM d'une façon permanente est à l'origine des fortes teneurs en ETM dissous. La forte pollution qui dépasse même les grands secteurs miniers qui englobe une multitude de sites miniers comme le secteur minier d'antimoine à Hunan, Chine.

Aussi bien pour les sédiments que les eaux drainant les mines abandonnées de Tourtit et Ich-Ou-Mellal, la pollution dans ce secteur est forte avec un potentiel écotoxicologique élevé. Les différentes teneurs en ETM dans les sédiments, eaux et leur stockage estimé est très remarquable dans les rejets miniers, en comparaison avec de nombreuses études similaires dans le monde, y compris des sites miniers très connus par leur pollution élevée. Le site minier abandonné de Tourtit et Ich-Ou-Mellal est classé parmi ces mines mondiales comme l'un des sites les plus polluants à différentes échelles environnementales avec une pollution polymétallique en Sb, Pb, As et Cd, à risque très sérieux sur l'écosystème local.

Cette problématique d'évaluation de l'impact environnemental des mines abandonnées, est très étudiée avec beaucoup d'attention et précisions dans les grands pays du monde comme la Chine, Canada, l'Amérique, Pologne, Russie, etc..., mais malheureusement reste timide et insuffisant au Maroc malgré son potentiel minier et la présence de dizaines des mines abandonnées qui datent depuis longtemps. Ce recul en comparaison avec les pays développés, est dû ; (1) au manque de rationalisation des autorités du secteur industriel par l'importance des études environnementales et recyclage des rejets des mines abandonnées à potentiel minéralogique important et prospections d'autres réserves et/ou nouveaux gisements au sein des anciennes mines. (2) La rareté des travaux d'impact environnemental des mines pour passer l'étape de propositions des solutions adaptables pour chaque mine selon ses critères polluants qui la classe comme mine et qui nécessite une intervention urgente, médiane ou sur long terme. (3) Ces défis sont présents sous le manque du soutien financier, analytique et documentaire. À côté de cela la nouvelle réglementation minière doit rentrer en application sous le contrôle des instances des organismes responsables.

Dans notre cas d'étude vu de la présence de plusieurs mines abandonnées et en activité à antimoine, plomb et/ou autres métaux polymétalliques dans la zone d'Aguelmous et au Maroc Central d'une façon générale, qui partage quasiment les mêmes critères climatologique, géologique et parfois minéralogique. Alors on a proposé en premier lieu un plan d'aménagement pour les sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal qu'on a appliqué pour faire sortir les méthodes les plus adaptables pour la limitation de la forte pollution exhibée par ces deux mines de sulfures d'antimoine abandonnées. D'après cette méthode, deux

solutions qui remplissent les exigences économique, chimique et physique pour établir ce genre de projets de réhabilitation au Maroc. La première est une solution physique qui insiste sur l'enlèvement physique des rejets miniers pour stopper l'alimentation de l'environnement et ETM nocifs, et intégration de ce matériel pour usage en géomatériaux dans les infrastructures des constructions. La deuxième solution intéresse la stabilisation chimique par confinement local de ces rejets dans un matériel argileux à forte capacité d'adsorption et implantation du site par des végétations résistantes aux ETM et adaptées au climat régional comme celles présentes actuellement dans les sites étudiés (laurier-rose et Pistachier lentisque) pour fixation des rejets dans leurs système de confinement. Ce genre de solution est le plus adaptable pour application sur de nombreux sites miniers abandonnés du Maroc Central.

IV.4. Proposition et optimisation d'un plan d'aménagement adapté aux sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal :

Chaque site minier à ces caractéristiques physiques, chimiques et climatiques propres à lui qui doivent être prises en considération, dans les démarches de proposition de solutions d'aménagement des rejets miniers abandonnés. Pour agir, en premier temps il est nécessaire de mieux connaître le cas à traiter. Cette connaissance doit prendre en compte tous les paramètres en relation avec les dégâts en impliquant les données géologiques chimiques et physiques hydrologiques et climatiques afin de trouver les méthodes appropriées. Les deux sites miniers pris en considération dans cette évaluation sont Tourtit et Ich-Ou-mellal, caractérisés par :

- Nature du gisement : Sulfures polymétalliques ;
- Dispersion des ETM par les rejets comme principaux émetteurs ;
- Climat qui est le même ;
- Etat du site abandonné ;
- Métaux exploités : Sulfures d'antimoine

Les solutions appropriées doivent intéresser les facteurs responsables des ETM: l'air l'eau et les sulfures. Certains rejets nécessitent une gestion plus rigoureuse tenant compte de leur possibilité de contaminer les eaux surtout ceux qui renfermant des ETM à l'origine du drainage minier acide en empêchant l'exposition et les phénomènes d'oxydation par des méthodes convenables.

Après évaluation du comportement géochimique des ETM dans les rejets miniers, sédiments fluviaux et qualité des eaux de surface et souterraine. Nous avons constaté une forte pollution polymétallique par le Sb, Cd, As et Pb, autour des deux sites miniers abandonnés. Ces ETM sont des polluants toxiques, présents dans des rejets hétérogènes de différentes caractéristiques physiques et/ou parfois chimiques, ce qui rend difficile leur intégration dans le domaine de construction et des géomatériaux. Pour cette raison nous avons établi une méthode générale qui permet de choisir une option de réhabilitation adaptable aux sites miniers évalués. La méthodologie suivie peut servir à poursuivre une restauration adaptable au type de la mine abandonnée en question. Les principales étapes de cette démarche sont :

- ✓ Etape 1 : Observation des lieux :

Evaluation de l'état visuel de la mine abandonnée qui fait l'objectif de l'étude. Dans notre cas un diagramme 3D général est élaboré montrant les principales installations et composant du site minier Tourtit (Fig.98).

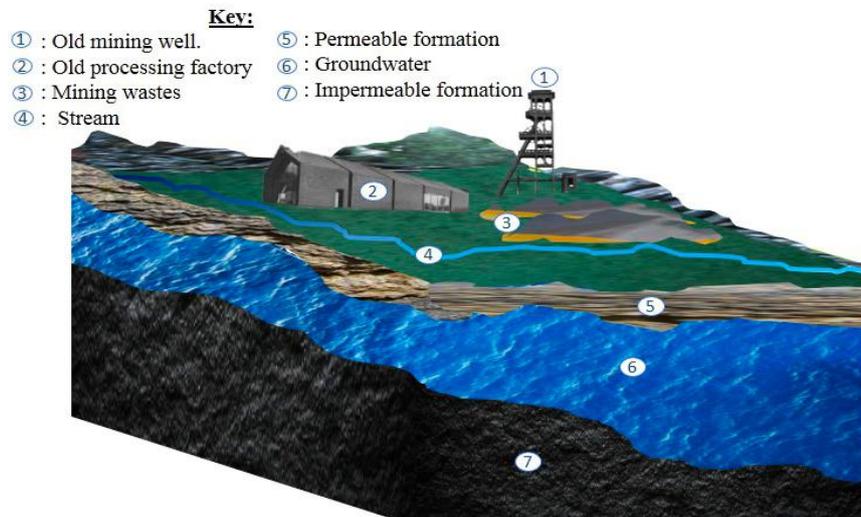


Figure 98 : Bloc diagramme schématisant l'environnement du site minier abandonné de Tourtit et son infrastructure géologique.

Le bloc diagramme montre trois principales installations minières abandonnées : (1) Puits d'exploitation non comblé et sans aucun signe d'indication. (2) une usine de traitement du minerai dans un état fragile partiellement effondrée. (3) des rejets miniers hétérogènes entreposés et exposés à l'air libre sur une grande superficie du site minier avec des traces oxydation L'état de ces trois installations montre un risque d'effondrement et des possibles d'accidents de glissement de terrains et plus gravement un risque sur la sécurité d'une population local très active au niveau de ce site abandonné. Cet Etat donne un aperçu sur le probable danger sur les composantes environnementales plus précisément la qualité des eaux de surface (4) et souterraines (6). Les premières drainent le site minier et lessive les rejets oxydés et les deuxièmes forment des nappes phréatiques au-dessus des formations schisteuses fracturées (5) Zone très perméable, ce qui augmente le risque d'infiltration du lixiviat provenant des rejets miniers. Ce diagnostic visuel de l'état des lieux sur le terrain donne des informations importantes et convaincantes pour passer à une évaluation plus précise d'impact de cette mine sur l'environnement.

✓ Etape 2 : Etude d'évaluation d'impact minier :

Cette étape est primordiale dans la détermination du degré d'impact de cette mine sur son environnement, afin d'évaluer la gravité de la situation avant de décider de passer l'étape de processus de restauration ou non. Cette étape consiste à déterminer la source de pollution, le comportement des polluants dans l'environnement et le degré de la pollution affectant la qualité des principales composantes environnementales. D'autres décisions importantes sur l'aménagement du site en question,

sont basées sur les informations fournies par cette étape tels que les caractéristique de drainage, le taux de transport des polluants, érosion mécanique des rejets, nature de la minéralisation etc...

Cette étape peut s'organiser en deux parties d'évaluation principales :

- Evaluation de la contamination chimique :

Basée sur les méthodologies physico-chimiques et géochimiques des principaux composants environnementaux (Air, Eaux, Sols et sédiments), dans notre cas, une évaluation de la qualité des réseaux fluviaux (Eaux et sédiments), de drainage des sites abandonnés est entamée grâce à leur importante présence dans la zone d'études. Concernant notre cas d'étude la pollution est concentrée autour des sites miniers avec de très grands potentiels de toxicité des sédiments et eaux dont la qualité est très mauvaise. Cela est dû au déversement direct des charges importantes en particules polluantes provenant des rejets vers le réseau fluvial de drainage. En raison de l'étendue affectée par l'activité minière due aux grandes quantités des rejets exposés l'érosion et oxydation qui sont les processus majeurs de transport des polluants métalliques à grands distances. L'érosion atmosphérique des rejets miniers abandonnés dans cette zone devient plus importante durant les périodes pluviales et tempêtes occasionnelles. Cela est particulièrement lié aux présences des rejets riches en ETM exposés à l'air libre et déposés auprès des cours d'eaux fluviaux, qui est historiquement le cas de la plupart des mines abandonnées et certaine en activité dans le Maroc Central. Les dommages chimiques et degré élevé de pollution causées par les deux sites d'études par les processus naturels d'oxydation, érosion et transport des ETM dans le milieu fluvial sont menaçants pour la biota et la santé humaine.

- Identification des zones en danger:

Cela a pour objectif la délimitation des zones fortement affectées par l'activité minière, plus précisément par les rejets miniers abandonnés afin de cibler les projets de restauration nécessaires. La cartographie de la distribution spatiale des éléments traces métalliques et leurs effets polluant et toxicologique sur les sédiments et eaux effectuées sur les deux sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal est un outil qui nous a permis de déterminer la source principale de la pollution, le transport et comportement des ETM évalués dans le milieu fluvial et nous a aussi permis de visualiser les diamètres des zones en danger qui nécessitent une intervention urgente.

L'ensemble des résultats obtenus par cette étape d'évaluation de l'impact des mines abandonnées sur l'environnement, fournissent des informations quantitatives et qualitatives importantes, qui définissent les risques et interactions avec le site afin de mieux comprendre sa typologie et mieux développer un programme de réhabilitation convenable, limitant le risque de la mine en question sur son environnement et sur la santé de la population locale.

- Étape 3: Processus de restauration :

Aux niveaux des deux sites miniers abandonner Tourtit et Ich-Ou-Mellal l'état physique et chimique des lieux est inquiétant, avec une très forte pollution à potentiel toxicologique élevé. Ces deux sites sont classés parmi les premiers en termes de pollution d'eau et de sédiment, en comparaison avec d'autres sites miniers connus à l'échelle mondiale par leur impact nocif sur l'environnement. Des indices de drainage minier acide est présent au niveau des cours d'eau drainant la mine Tourtit dû aux fortes teneurs en sulfures et ETM dans les rejets de cette mine qui sont oxydés et facilement altérables. Ce phénomène ne joue pas seul dans le transport des ETM mais aussi le transport mécanique en masse de ces polluants en forme particulaire. L'incorporation des ETM dans les différentes composantes environnementales devient facile après les processus d'oxydation et libération des ETM dans le milieu fluviatile. Afin de limiter ce phénomène plusieurs méthodes peuvent être utilisées comme solution, parmi lesquelles :

- La stabilisation des processus de lixiviation entraînant la dissolution des métaux : forcer la précipitation de ces éléments en forme solide afin de faciliter leur élimination physique telle que la filtration.
- Isolement des rejets à la fois avec l'atmosphère et le substratum de dépôt des rejets pour empêcher le contact avec les agents atmosphériques de lixiviation, filtration érosion et transport.
- La dépollution chimique, une méthode coûteuse et efficace, si la source de pollution est rasée. Cette méthode consiste à ajouter des produits chimiques de lavage et de désorption thermique dans les eaux et/ou sédiments pollués à une température de 300°C afin d'extraire les polluants.
- Adsorption sur charbon : le charbon actif est largement utilisé dans les méthodes de restauration pour son pouvoir de fixation par adsorption des métaux en solution.
- Cimentation : est une méthode classique : le métal polluant est cimenté en solution par remplacement avec un autre élément plus stable.
- Extraction au solvant : est une méthode de recyclage spécifique au produit chimique qui sont utilisés pour une extraction sélective d'un métal ou génération d'un autre acide utilisable dans l'industrie minière pour séparation des métaux.

Type de restauration adaptable à notre cas d'étude restauration convenable, budgétaire et efficace pour notre cas d'étude, deux méthodes de restauration peuvent être adoptées :

- Restauration physique:

Le rasage de la source de pollution et la première des choses à faire dans cette méthode. Une élimination physique de la source de pollution stoppe l'alimentation des réseaux fluviatiles par les ETM et donne le temps pour ce dernier à se remédier avec le temps. Une fois enlevés les rejets miniers peuvent être impliqués dans d'autres secteurs industriels comme la construction routière. Aussi bien qu'un recyclage pour re-exploitation des potentialités minéralogiques est convenable pour nos rejets due à leur fortes concentration en éléments traces métalliques et métaux comme l'antimoine, en grandes tonnages (Ahmedat et al., 2018b).

- Restauration par isolement:

Cette méthode est basée sur la combinaison des étapes précédentes et résultats fournis par les paramètres physico-chimiques, géochimiquement comportement des ETM dans les sédiments et eaux. Un confinement des rejets miniers est jugé comme la solution la plus adaptable pour notre cas. Cette méthode est simplifiée par le bloque diagramme de la figure 99 :



Figure 99 : Simulation d'une méthode de réhabilitation basée sur l'impact des mines étudiées, le type et les caractéristiques observées sur le terrain.

L'application de cette méthodologie choisie peut arrêter immédiatement le processus de lixiviation des déchets miniers par restauration physique (élimination des déchets), ou par stabilisation des déchets sulfurés par restauration chimique afin d'isoler les déchets de leur réaction avec des agents atmosphériques. Le diagramme 3D (Fig.99), donc montre une estimation de l'état des rejets après restauration par confinement où ces derniers sont compris entre deux couches importantes d'argile(4) avec la présence d'un filtre (2) au-dessous des rejets.

Dans le laboratoire un essai d'optimisation de cette méthode est réalisé. Comme présenté dans la figure 100, la diminution de la concentration en ETM en fonction de temps signifie donc que l'impact de ces rejets miniers étudiés diminue également. Cela peut fournir à l'environnement naturel plus particulièrement au système fluvial, l'espace nécessaire pour une restauration automatique. Cette méthode peut être aussi adaptable à de nombreux d'autres sites abandonnés similaires dans le Maroc Central et/ou dans le monde.

La parcelle suivante (Fig.100) a été modélisée à partir de la concentration en éléments traces dans les systèmes aquatiques avant l'exploitation minière dans la zone d'extraction abandonnée étudiée. Les résultats montrent que la qualité des cours d'eau était fortement polluée par des éléments nocifs (Fig.100)

La remise à l'état de rejets a été élaborée selon cette méthode de confinement, basée sur des scénarios de fixation des ETM, afin de diminuer le relargage de ces polluants en grande quantité dans les réseaux fluviaux. Le pourcentage de remise en état du système de cours d'eau devrait s'améliorer jusqu'à atteindre une concentration inférieure de 75% à celle après application de cette méthode.

Les résultats révèlent que les pourcentages et la guérison de l'environnement devraient augmenter avec le temps. Par conséquent, dans les conditions techniques actuelles, il faudrait augmenter la quantité des systèmes aquatiques des anciennes zones minières et assurer une meilleure protection des sols et une meilleure sécurité alimentaire dans les zones à nappe phréatique élevée.

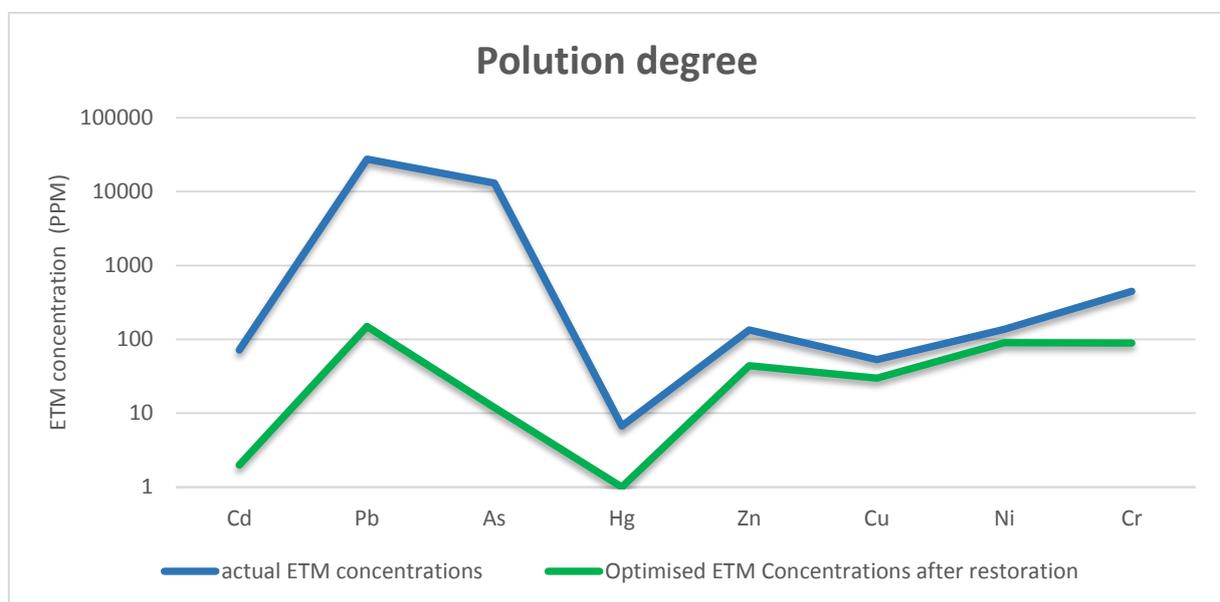


Figure 100 : Degré de pollution optimale prévue après application de la méthodologie d'aménagement proposée pour les sites miniers Tourtit et Ich-Ou-Mellal.

La diminution des concentrations en ETM dans les sédiments de l'amont d'Ighardayane est remarquable. Notre prédiction n'élimine pas totalement la diffusion des ETM dans les sédiments fluviaux où les concentrations diminuent à des niveaux inférieurs aux normes AFNOR S1. Mais elle montre des fortes diminutions où on note un appauvrissement d'environ 90% de Cd dans les sédiments, 90% de Pb, 95% d'As, 80% de Hg, 50% de Zn, 20% de Cu, 10% de Ni et 50% de Cr. Cela met à l'évidence le rôle de la méthode de confinement dans la stabilisation des rejets miniers, qui peuvent être considérés comme une solution qui diminue le relargage des ETM dans le système fluviaux, qui avec le temps peuvent entrer dans le processus d'auto-réhabilitation. En outre, cette approche d'investigation peut mener aussi à une clarification de la qualité des cours d'eau de surface autour de deux anciennes mines de sulfures et de spécifier la source d'éléments traces en cartographiant leur voie de distribution et d'identifier leur niveau

de pollution et leur risque toxique potentiel. Cette enquête ouvre également la possibilité d'une méthodologie simple de restauration par isolation des déchets miniers et amélioration de leur stabilité par implantation. Cette méthode de remise en état peut être appliquée sur de nombreuses anciennes mines de sulfures, ce qui est bénéfique pour la stabilisation de l'environnement et l'auto-restauration. La combinaison de facteurs sociaux, économiques et technologiques, en particulier le besoin toujours croissant de minéraux métallifères et la capacité des méthodes modernes d'extraction et de traitement d'exploiter de manière rentable les déchets à fortes potentialités de métaux. Les nombreux et différents processus intervenant dans la succession naturelle, liés à la croissance des plantes, à la matière organique et à l'accumulation de nutriments, sont des processus puissants pour le développement du système aquatique, en particulier dans ses aspects biologiques critiques. Ils doivent donc être utilisés autant que possible dans l'environnement de restauration après une dégradation et une perturbation, car ils sont essentiellement autonomes et ne nécessitent pas d'apport externe. Ils peuvent apporter des solutions à long terme à presque tous les problèmes des systèmes dégradés. Cependant, dans les zones minées, certaines conditions extrêmes empêchant la croissance des plantes, en particulier les conditions physiques, le manque flagrant de certains nutriments et la toxicité, il est important de les identifier et de les soulager au préalable, faute de quoi le processus de restauration risque de ne pas commencer ou échouer après quelques années. Si elle est conçue avec soin, une telle intervention peut être simple. Bien que cela représente une dépense supplémentaire, la restauration du système aquatique dans les zones dégradées par l'exploitation minière peut alors être réalisée à moindre coût et, ce qui est est que l'écosystème sera autonome à long terme.

SYNTHESE GENERALE:

Ce travail de thèse, a porté sur l'évaluation spatiale de la contamination par les ETM des sédiments et eaux fluviales et souterraines du secteur minier abandonné de Tourtit et Ich-Ou-Mellal appartenant à la partie orientale du Massif hercynien du Maroc Central dont le contexte géologique est favorable à une activité minière intense. La zone d'étude est drainée par un réseau hydrographique important de troisième ordre, qui constitue les ramifications de l'oued Ighardayane un affluent de l'oued Beht. L'ensemble de ce réseau hydrographique fait partie de l'amont du sous-bassin de Beht, qui est à son tour situé à l'amont du bassin versant de Sebou, l'un des principaux bassins hydriques du Maroc septentrional. L'objectif fixé par cette étude pour l'évaluation de l'impact des rejets miniers des deux sites de Tourtit et Ich-Ou-Mellal sur le milieu fluvial. Ces rejets de volumes importants abandonnés depuis les années 1970, date de fermeture des mines exploitant l'antimoine, sont entreposés sur les anciennes aires d'extraction et sont exposés à l'action des agents atmosphériques à l'origine des phénomènes d'altération et d'oxydation susceptibles de générer le drainage minier acide ou drainage neutre contaminé dangereux pour l'environnement.

L'étude présentée ici est originale par plusieurs aspects. En effet d'une part la couverture spatiale réalisée est très représentative avec 114 points de prélèvement répartis sur 15 km² permettant d'obtenir une cartographie précise de la contamination des sédiments de surface, d'autre part c'est probablement l'une des premières études scientifiques réalisées sur la problématique des mines abandonnées au Maroc Central. L'activité minière a été et est toujours indispensable pour le développement humain et économique des sociétés, mais cette activité a aussi des conséquences sur l'environnement qui peuvent devenir un problème pour le développement humain et économique de la société vivant dans cet environnement. Le cas qui a attiré notre attention au cours de cette thèse est un bel exemple de cet état de fait.

L'activité minière a été, durant des décennies, le moteur économique de la région de Mrirt-Aguelmous et le reste jusqu'aujourd'hui mais à l'abandon de la plupart de ces mines plus particulièrement les sites à sulfures d'antimoine comme ceux de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Cette étude a aussi souligné que l'impact principal de la contamination concernait l'eau, ressource essentielle pour le développement de la population locale. Il est urgent de procéder à une remédiation de la pollution dans ce secteur. Certaines idées de remédiation sont proposées au sein du chapitre IV.

Dans un premier temps, nous avons évalué quantitativement la capacité minéralogique et le stockage en substances des rejets miniers puis qualitativement l'état des sédiments fluviaux et ressources hydriques du secteur minier étudié. Cela est traduit par la caractérisation de la distribution des ETM dans les différents compartiments des systèmes (déchets, sédiments et eaux de surface). Dans un deuxième temps, on a évalué et quantifié leurs modes de transport (en solution et en suspension) en fonction des

conditions climatiques et hydrologiques. Pour cela, nous avons : (i) déterminé les processus géochimiques et minéralogiques qui contrôlent les teneurs en ETM ; (ii) évalué l'évolution spatiale de la contamination ; et (iii) déterminé des zones en danger environnemental. Du fait de ces objectifs ambitieux et de la complexité des milieux étudiés, une série d'approches très variées ont été mises en œuvre pour essayer de les atteindre. Ces approches méthodologiques couplées ont pour origine différentes disciplines (minéralogie, géologie, géochimie de surface et hydrologie). Elles se sont avérées utiles pour donner une image la plus complète possible de la contamination dans notre zone d'étude. La modélisation de la contamination est représentée spatialement afin d'identifier la source, comportement et mode de distribution des ETM dans l'environnement fluvial local. Cela est réalisé par plusieurs méthodes et approches statistiques environnementales :

- Un échantillonnage des sédiments fluviaux, rejets miniers et eaux du secteur d'étude ont été réalisés sur place pour leurs caractéristiques physico-chimiques et puis analysés pour leurs teneurs en éléments traces métalliques par la méthode ACP et leur caractéristiques minéralogiques pour les sédiments par DRX et observations microscopiques des lames minces pour les rejets rocheux;
- Une cartographie de répartition spatiale de tous ces éléments dans la zone étudiée;
- Une évaluation de la contamination et toxicité potentielle des sédiments et eaux, a été basée sur des approches statistiques comme les mesures d'indice de contamination des sédiments (IC) et eau (ICe), des indices de pollution des sédiments (IPS) et pollution organique des eaux (IPO), des évaluations de risque écotoxicologique potentiel des ETM (PERI) des sédiments et le risque potentiel de toxicité métallique d'eau (RPTME), etc... ;
- Une quantification des réserves minéralogiques et élémentaires des rejets miniers par la méthode d'évaluation des stockages en ETM (Si) ;
- la délimitation des zones en danger par des cartes élaborées par la superposition de plusieurs paramètres étudiés ;
- des propositions de solutions possibles et adaptables aux cas des deux sites étudiés suivant pour un éventuel planning de protection, de restauration et de valorisation tenant compte de la réglementation minière en vigueur.

Les principales conclusions de cette thèse peuvent être résumées en quatre volets :

- L'état des deux sites miniers de Tourtit et Ich-Ou-Mellal, actuellement abandonnés est très fragile avec la présence d'énormes quantités de déchets miniers (haldes de stérile et résidus de laverie). La distribution des ETM montre une abondance des concentrations des éléments métalliques dans la fraction argileuse et silteuse. Ces deux fractions renferment 50% des ETM des sédiments et se caractérisent par leur mobilisation facile par les eaux du système aquatique. Les anciennes méthodes d'exploitation et de traitement des minerais étaient peu efficaces au

point que des quantités importantes de métaux : Antimoine(Sb), Plomb (Pb), Arsenic(As), Zinc (Zn), Cuivre (Cu), etc.), subsistent dans les déchets miniers. L'étude minéralogique et géochimique menée dans le cadre de cette étude montre que ces rejets miniers dont le tonnage peut s'élever à plus d'un million de tonnes contiennent des quantités importantes de Sb (1208,5 t), Pb (373 t) et As (177,5 t). Outre les quantités de métaux contenus dans les haldes, la géologie du terrain confirme la présence de niveaux (filons et amas) potentiellement très riches en Sb, As et Pb dans les environs des mines de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. Par ailleurs, l'analyse des sédiments fluviaux a révélé une forte pollution en éléments traces métalliques supérieure aux normes AFNOR (S1) autour de ces mines. Cette pollution est directement liée au stock métallique en Sb, Pb et As des rejets miniers qui a pu être remobilisé et transporté par le réseau hydrographique induisant un impact très grave sur l'environnement.

- Un diagnostic de la contamination et toxicité des sédiments basés sur 114 échantillons de sédiments fluviaux (y compris les rejets miniers), par leurs concentrations élémentaires (Sb, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Ni, Cr et Hg), montre des sédiments fortement contaminés autour des anciens sites miniers par Sb, As, Pb et Cd. Le cadmium et le plomb indiquent respectivement 86,9 et 12,29% de pollution par les ETM, en fonction des sédiments indice de pollution. Vingt-huit pour cent de la zone échantillonnée est potentiellement hautement toxique en raison de la présence d'Hg, de Pb et de Cd. La distribution très similaire de la pollution et de la toxicité de la plupart des oligo-éléments analysés peut provenir de la même source, ce qui correspond aux déchets miniers où nous avons enregistré les degrés de pollution et de toxicité les plus élevés. Cette problématique environnementale représente l'association des sources anthropiques Tourtit et Ich-Ou-Mellal responsables de la libération de Sb, As, Pb et Cd et d'une probable source d'Hg qui nécessite une étude ultérieure, contribuant à la dégradation d'un écosystème aquatique de la même région.
- Les eaux de surface et souterraines évaluées montrent des conditions acides des eaux au niveau du site minier Tourtit (pH=3,5) à l'amont puis le pH augmente en aval où il devient alcalin (pH=8). Les variations du pH sont accompagnées avec les variations du potentiel oxydoréducteur (Eh) qui concorde avec les variations pH qui augmente en milieu acide et diminue en milieu alcalin, et aussi contrôlé par la dureté/alcalinité (Th) qui augmente de l'amont en aval où les eaux deviennent plus ou moins dures, et donc dissolvables pour certains éléments traces métalliques. Ces paramètres sont les principaux paramètres contrôleurs des teneurs en ETM et éléments majeurs dans les eaux. Ces derniers sont aussi influencés par les teneurs en oxygènes dissous dans les eaux souterraines et par les teneurs en éléments d'azote (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+). Donc l'ensemble de ces paramètres physico-chimiques est responsable de définir la signature hydrochimique des eaux qui est généralement de nature bicarbonatée calcique et magnésienne pour les eaux fluviales et chlorurées et sulfatées calcique magnésienne pour les eaux souterraines. Ces signatures sont influencées par la forte salinité d'origine anthropique où

les eaux montrent une forte pente de salinité pour l'ensemble des eaux causée par la forte présence de Cl d'origine anthropique non fluviale, et faiblement influencée par le SO_4^{2-} qui se concentre surtout au niveau des eaux présentes autour la mine Tourtit. Les distributions spatiales des ETM dissous dans les eaux montrent généralement des fortes concentrations autour des sites miniers abandonnés avec des amplitudes différentes, où les tendances d'enrichissement sont les suivantes: $\text{Zn} > \text{Sb} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Cr}$ dans les eaux de surface et $\text{Cu} > \text{Sb} > \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Pb} > \text{Cd}$ Pour les eaux souterraines. Toutefois, pour certains éléments, notamment Cr, As et Pb, une atténuation des teneurs dissoutes en aval du secteur d'étude est due au contrôle des oxyhydroxydes de fer et Al, qui a permis l'augmentation du pouvoir d'adsorption des ETM à la MES dans le milieu alcalin (pH ~8) observé en aval. En revanche, le pH très bas dans les eaux en aval de la mine a favorisé des concentrations élevées en Zn, Pb dans la phase dissoute, et des concentrations relativement faibles de ces deux éléments dans les MES. Bien que ces métaux aient une présence très importante dans la phase dissoute, une fraction non négligeable est piégée dans la fraction particulaire de la MES et fraction $< 63\mu\text{m}$ des sédiments fluviaux où le transport se fait mécaniquement plus précisément en suspension contrôlée par la turbidité et le débit fluvial. Des comportements contrastés ont été observés entre les éléments majeurs et les ETM. Ces conditions jouent un rôle important dans la contamination des eaux par l'activité minière, particulièrement dans l'altération météorique des minéraux et les processus de lessivages des ETM depuis les rejets miniers. Les niveaux de contamination et indices de pollution des eaux révélés montrent du côté pollution biologique, un indice moyen modéré influencé par les rejets miniers mais il n'est pas vraiment de grande ampleur. D'autre part les eaux montrent une contamination hydrique polymétallique ($\text{Sb} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Pb}$) très forte dans l'ensemble des eaux (de surface et souterraines) située au niveau des mines avec des pourcentages moyens de contamination métallique des eaux marquée de 51% par le Sb, 23% As, 13% Cd et 6% Pb. La distribution spatiale de la contamination d'eaux superficielles et souterraines montre une forte contamination hydrique de l'ensemble d'eaux superficielles avec un gradient croissant vers l'aval, quant aux eaux souterraines aussi fortement contaminées, elle montre une croissance de l'ouest vers l'est de la zone d'étude. Cette tendance d'augmentation d'indice de contamination dans certains endroits de la zone d'étude est due aux variations des paramètres physico-chimiques d'eau. La contamination des eaux de la zone d'étude a révélé aussi un effet toxique des métaux dissous, évaluée par le développement de la formule de risque potentiel de toxicologie métallique des eaux (RPTME) pour chaque éléments trace métallique et pour chaque point d'échantillonnage pour évaluer le pouvoir toxicologique inorganique des eaux pour l'ensemble des éléments traces évalués. La distribution spatiale du RPTME montre un pouvoir toxicologique métallique très élevé dans les environs des deux sites miniers abandonnés Tourtit et Ich-Ou-Mellal. la toxicité des eaux contaminées est aussi influencée avec les mêmes éléments contaminant en ajoutant le Cd dû à son pouvoir

toxicologique fort ce qui indique aussi une toxicité polymétallique des eaux. Le classement des éléments toxiques dans les eaux est le suivant $Sb > Pb > Cd > As$, avec des pourcentages respectivement de 43%, 25%, 17 et 14, de l'ensemble du pouvoir toxicologique inorganique des eaux. L'augmentation de toxicité de ces deux zones minières est plus élevée dans les eaux fluviales en aval par rapport à l'mont au voisinage des mines abandonnées. Ceci est probablement dû au relargage des éléments traces métalliques toxiques tel que le cas de Sb par la matière en suspension, sous l'effet du changement des conductions physicochimiques plus précisément l'augmentation du pH des eaux de surface de 3 à ~8, ce qui favorise la dissolution de Sb élément à facteur toxicologique élevé en occupant 51% de l'effet de contamination enregistré par les eaux.

- Après l'évaluation de l'état des lieux et diagnostic de la contamination des sédiments, eaux fluviales et souterraines. Les résultats obtenus avec la variété des approches utilisées, ont permis d'élaborer une cartographie des zones en danger qui, avec leur classement, délimite spatialement les zones d'urgence qui nécessitent une intervention sérieuse pour une réhabilitation ou stabilisation des lieux. A base de cette cartographie obtenue, deux zones d'urgence ou sous un danger environnemental avec des effets toxicologiques irréversibles ont été identifiées. Ces zones se localisent autour des deux sites miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. La première est répartie en deux secteurs, un, autour des rejets de la mine Tourtit couvre une superficie de 1.2Km² et la deuxième s'étale plus en aval sur une superficie de 2Km². La deuxième zone se localise plus à l'Est de la zone d'étude autour de la mine Ich-Ou-Mellal avec une superficie de 1.38km². Ces zones dangereusement polluées en Sb, As, Cd à effets gravement nocifs, naturellement irréversibles et dégrade la qualité du milieu fluviale. L'identification de ces zones a permis de limiter les zones endommagées qui seront désignées, pour une réhabilitation ou stabilisation des zones minières selon le plan d'aménagement proposé pour ces deux sites avec deux types de solutions adaptables aux caractéristiques spécifiques de ces mines :

- ✓ La première solution propose l'enlèvement des rejets miniers (source de pollution) et leur recyclage comme matériel de pavage routier par exemple.
- ✓ La deuxième solution est la stabilisation des rejets dans leur environnement local afin de limiter la dispersion des ETM dans le milieu fluviale et en revanche limiter les dégâts causés par l'incorporation des ETM dans les compartiments hydrique et sédimentaire.

Bien que les objectifs de ce travail ne convergent pas vers des propositions de solutions concrètes pour la remédiation de ce milieu, mais de comprendre les processus générant la contamination, il fournit des données très précises pour de futurs projets de restauration et valorisation, notamment pour la contamination de l'eau. Ces projets devront sans doute prendre en compte l'imperméabilité des

formations schisteuses fracturées qui constituent le substratum des rejets miniers. Et de poursuivre la proposition de stabilisation par confinement des déchets dans le secteur de Tourtit-Ich-Ou-Mellal, et ne pas remobiliser les sédiments fluviaux. Certaines opérations pourraient être proposées vis-à-vis du cours d'eau en aval de la mine Tourtit pour améliorer la qualité de ses eaux, notamment en ce qui concerne Sb. Peut-être que la mise en place d'une zone humide avec des espèces végétales locales accumulatrices de métaux pourrait être envisagée pour réhabiliter localement ces eaux et fixer les stocks de métaux dans les sédiments.

Enfin la présente étude peut être considérée comme pilote pour d'autres études susceptibles de contribuer à l'application d'un modèle type de réhabilitation des sites miniers abandonnés similaires dans le Maroc Central.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES:

- 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. 209p.
- Adriano, D. C. (1986). Trace elements in the terrestrial environment. – Springer-Verlag. New York., vol. 533.
- Agard J, Morin P, Termier H, Termier G (1955) Esquisse d'une histoire géologique de la région de Mrirt (Maroc Central). Notes Mémoires Service Géologique Maroc 125:15–28.
- Agnieszka B, Marek T, Tomasz K (2016) Spatial distribution of trace elements and ecotoxicity of bottom sediments in Rybnik reservoir, Silesian-Poland. *Environ Sci Pollut Res Int* 23(17):17255–17268. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6678-1>.
- Ahmedat, C., Dabi, S., Zahraoui, M., & El Hassani, I. E. E. A. (2018 a). Spatial distribution of stream sediment pollution by toxic trace elements at Tourtit and Ich-Ou-Mellal abandoned mining areas (central Morocco). *Arabian Journal of Geosciences*, 11(3), 55.
- Ahmedat, C., EL Amrani EL Hassani I., Zahraoui, M., & Tahiri, A. (2018 b). 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'Ich-Ou-Mellal (Maroc central). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat*, (40), 71-89.
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of cleaner production*, 14(12-13), 1139-1145.
- Allary, A., Lavenue, A., & Ribeyrolles, M. (1976). Etude tectonique et microtectonique d'un segment de chaîne hercynienne dans la partie sud-orientale du Maroc Central (No. 261). Service géologique du Maroc.
- Alloway, B. J. (1995). Heavy metals in soils 2nd Ed. Blackie Academic and Professional, London, 368p.
- Alloway, B., & Ayres, D. C. (1997). Chemical principles of environmental pollution. 2nd Ed. CRC press. 379p.
- Alonso, E., Santos, A., Callejón, M., & Jiménez, J. C. (2004). Speciation as a screening tool for the determination of heavy metal surface water pollution in the Guadamar river basin. *Chemosphere*, 56(6), 561-570.
- Aranguren, M. M. S. (2008). Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique (Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III). 490p.
- Argane R., Benzaazoua M., Bouamrane A., et al. 2015. Cement hydration and durability of low sulfide tailings-based renders: A case study in Moroccan constructions. *Minerals Engineering*, 76, 97-108.
- Armiento G, Angelone M, De Cassan M, Nardi E, Proposito M, Cremisini C (2016) Uranium natural levels in water and soils: assessment of the Italian situation in relation to quality standards for drinking water. *Rendiconti Lincei* 27(1):39–50. <https://doi.org/10.1007/s12210-015-0462-x>.
- Asonye, C. C., Okolie, N. P., Okenwa, E. E., & Iwuanyanwu, U. G. (2007). Some physico-chemical characteristics and heavy metal profiles of Nigerian rivers, streams and waterways. *African Journal of Biotechnology*, 6(5), 617.
- Aubert G., 1975. Les sols sodiques en Afrique du Nord. *Annal de l'I.N.A. El Harrach (Alger)*, VolVI-N°
- Azcue, J. M., Mudroch, A., Rosa, F., Hall, G. E. M., Jackson, T. A., & Reynoldson, T. (1995). Trace elements in water, sediments, porewater, and biota polluted by tailings from an abandoned gold mine in British Columbia, Canada. *Journal of Geochemical Exploration*, 52(1-2), 25-34.
- Azzaoui, S., EL HANBALLI, M. O. H. A. M. M. E. D., & Leblanc, M. (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 Qual. Res. J. Can*, 773.
- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): Références et stratégies d'interprétation. *Progr amme ASPITET. Quae. pp*.408.

- Baize, D. (2009). Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles: définitions et utilités. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57(57), 63-72.10p.
- Balls, P. W. (1989). The partition of trace metals between dissolved and particulate phases in European coastal waters: a compilation of field data and comparison with laboratory studies. *Netherlands Journal of Sea Research*, 23(1), 7-14.
- Bamoumen H., Aarab E.L.H. & Soulaïmani A. 2008. Evolution tectono-sédimentaire et magmatique des bassins viséen supérieur d'Azrou-Khénifra et des Jebilet orientales (Meseta Marocaine). *Estudios Geológicos*, vol. 64, no 2, 1-16.
- Banas, d., & Lata, j. C. (2006). Nitrates. The White Paper pollutants habitat.
- Baran A, Tarnawski M (2015) Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sédiments by sequential extraction and battery of bioassays. *Ecotoxicology* 24(6):1279–1293. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1499-4>.
- Bartram, J., Ballance, R., & World Health Organization. (1996). *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programs*.
- Belamie, R., Phelippot, S., & Linttgnat, D. (1982). Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés Organochlorées. Rapport Nr 16, société Hydrotechnique de France. XVIIème journée de l'hydraulique.
- Benito, V., Devesa, V., Muñoz, O., Suner, M. A., Montoro, R., Baos, R., & Gonzalez, M. J. (1999). Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Doñana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcóllar mine. *Science of the total environment*, 242(1-3), 309-323.
- Bennasser, L., Fekhaoui, M., Mamei, O., & Melis, P. (2000). Assessment of the metals contamination of the low Sebou sédiments (Morocco). *Annali di chimica*, 90(11-12), 637-644.
- Bensefa-Colas, L., Andujar, P., & Descatha, A. (2011). Intoxication par le mercure. *La Revue de médecine interne*, 32(7), 416-424.
- Benvenuti, M., Mascaro, I., Corsini, F., Lattanzi, P., Parrini, P., & Tanelli, G. (1997). Mine waste dumps and heavy metal pollution in abandoned mining district of Boccheggiano (Southern Tuscany, Italy). *Environmental Geology*, 30(3-4), 238-243.
- Benzaazoua, M. (1996). Caractérisation physico-chimique et minéralogique de produits miniers sulfurés en vue de la réduction de leur toxicité et de leur valorisation (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Lorraine). 323p.
- Berner, E. K., & Berner, R. A. (1987). *Global water cycle: geochemistry and environment*. Prentice-Hall.
- Bertrand-Krajewski, J. L., Winkler, S., Saracevic, E., Torres, A., & Schaar, H. (2007). Comparison of and uncertainties in raw sewage COD measurements by laboratory techniques and field UV-visible spectrometry. *Water Science and Technology*, 56(11), 17-25.
- Beudet, G. (1969). *Le plateau central Marocain et ses bordures: étude géomorphologique*. Rabat: Imprimeries françaises et Marocaines.
- Bliefert, C., & Perraud, R. (2001). *Chimie de l'environnement Air. Eau, Sols, Dechets*, Deboeck Université Eds, 291.
- Bonnet, C. (2000). Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Université de Metz, 198.
- Bouabdelli M. 1989. Tectonique et sédimentation dans un bassin orogénique: le sillon viséen d'Azrou-Khénifra (Est du Massif hercynien central du Maroc). Doctorat d'Etat, Université de Strasbourg, 503p.
- Bouabdelli M (1994) Tectonique de l'Est du Massif hercynien central (zone d'Azrou-Khenifra). *Bull Inst Sci Rabat* 18:145–168.
- Bouabdli A., Saidi N., El Founti L. et al. 2004. Impact de la mine d'Aouli sur les eaux et les sédiments de l'Oued Moulouya (Maroc). *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, 140, 27-33.

- Boudou, A., Dominique, Y., Cordier, S., & Frery, N. (2006). Les chercheurs d'or et la pollution par le mercure en Guyane française: conséquences environnementales et sanitaires. *Environnement, Risques & Santé*, 5(3), 167-179.
- Bounias, M. (1999). *Traité de toxicologie générale: du niveau moléculaire à l'échelle planétaire*. Springer Science & Business Media.
- Bourrelier, P. H., Berthelin, J., & Pédro, G. (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.439p.
- Boushaba, A. (1996). Le Massif granitique du Ment (Maroc Central hercynien) dans son contexte tectono-magmatique régional, et les manifestations hydrothermales associées (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Lorraine).509p.
- Borkert, C. M., Cox, F. R., & Tucker, M. (1998). Zinc and copper toxicity in peanut, soybean, rice, and corn in soil mixtures. *Communications in soil science and plant analysis*, 29(19-20), 2991-3005.
- Boyle, P., Macfarlane, G. J., Maisonneuve, P., Zheng, T., Scully, C., & Tedesco, B. (1990). Epidemiology of mouth cancer in 1989: a review. *Journal of the Royal Society of Medicine*, 83(11), 724-730.
- Bremond, R. C. P. (1979). Les paramètres de la qualité des eaux. 2^{ème} édition, Ministère de l'Environnement et du cadre de vie.
- Brion, D. (1980). Etude par spectroscopie de photoélectrons de la dégradation superficielle de FeS₂, CuFeS₂, ZnS et PbS à l'air et dans l'eau. *Applications of Surface Science*, 5(2), 133-152.
- Brown, D. H., & Brown, R. M. (1991). Mineral cycling and lichens: the physiological basis. *The Lichenologist*, 23(3), 293-307.
- Brügmann, L., Danielsson, L. G., Magnusson, B., & Westerlund, S. (1985). Lead in the North Sea and the north east Atlantic Ocean. *Marine Chemistry*, 16(1), 47-60.
- Burdige, D. J. (2007). Preservation of organic matter in marine sédiments: controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets?. *Chemical reviews*, 107(2), 467-485.
- Burton JGA (2002) Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3(2):65–76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>
- Bussière, B. (2010). Acid mine drainage from abandoned mine sites: problematic and reclamation approaches. In *Advances in Environmental Geotechnics* (pp. 111-125). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Callender, E. (2003). Heavy metals in the environment-historical trends. *Treatise on geochemistry*, 9, 612.
- Calmano, W., Ahlf, W., & Förstner, U. (1996). Sediment quality assessment: chemical and biological approaches. In *Sédiments and toxic substances* (pp. 1-35). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Camizuli, E. (2013). Impact des anciens sites miniers et métallurgiques sur les écosystèmes terrestre et aquatique actuels: étude comparative des deux moyennes montagnes: le Morvan et les Cévennes (Doctoral dissertation, Dijon).350p.
- Carolina SM, Renato ISA, BrisaMF et al (2016) Chemical contamination of water and sédiments in the Pardo River, São Paulo, Brazil. *Procedia Eng* 162:230–237.
- Carvalho, E., Diamantino, C., & Pinto, R. (2016). Environmental Remediation of Abandoned Mines in Portugal—Balance of 15 Years of Activity and New Perspectives. *Mining Meets Water—Conflicts and Solutions*, IMWA, Freiberg, Germany, 554-561.
- Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., & Allen, H. E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sédiments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(10), 2221-2243.
- Chapman, D., & Kimstach, V. (1996). Chapter 3. Selection of Water Quality Variables. *Water Quality and Assesments-A Guide to Use of Biota, Sédiments and Water in Enviromental Monitoring*, Chapman (Doctoral dissertation, D.(ed)).

- Cheilletz, A. (1984). Caractéristiques géochimiques et thermobarométriques des fluides associés à la scheelite et au quartz des minéralisations de tungstène du Jbel Aouam (Maroc central). *Bulletin de minéralogie*, 107(2), 255-272.
- Chevalier P. (1996). Technologie d'assainissement et prévention de la pollution, télé-Université. 439p.
- Chiffolleau, J. F., Cossa, D., Auger, D., & Truquet, I. (1994). Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine estuary (France) in low discharge regime. *Marine Chemistry*, 47(2), 145-158.
- Chiffolleau, J. F., Auger, D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., ... & Romana, L. A. (2001). Spatiotemporal changes in cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries*, 24(6), 1029-1040.
- Chung, J. S., Kalman, D. A., Moore, L. E., Kosnett, M. J., Arroyo, A. P., Beeris, M., ... & Smith, A. H. (2002). Family correlations of arsenic methylation patterns in children and parents exposed to high concentrations of arsenic in drinking water. *Environmental Health Perspectives*, 110(7), 729-733.
- Claude B., & Tony C. (2002). L'or bleu, l'eau le grand enjeu du XXI^e siècle, Fayard, 298p.
- Cloquet, C., Carignan, J., Libourel, G., Sterckeman, T., & Perdrix, E. (2006). Tracing source pollution in soils using cadmium and lead isotopes. *Environmental science & technology*, 40(8), 2525-2530.
- Collon, P. (2003). Evolution de la qualité de l'eau dans les mines abandonnées du bassin ferrifère lorrain. De l'expérimentation en laboratoire à la modélisation in situ (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Lorraine-INPL).
- Cossa, D., Thibaud, Y., Roméo, M., & Gnassia-Barelli, M. (1990). Le mercure en milieu marin: Biogéochimie et écotoxicologie. *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER*.
- Connelly, P. (2001). Environmental fate of fipronil. Department of Pesticide Regulation, California Environmental Protection Agency.
- Cornu, S., Montagne, D., & Conil, P. (2004). Comparaison d'extractions séquentielles et cinétiques pour la spéciation de As dans des sols sableux contaminés. *Comptes Rendus Geoscience*, 336(11), 1007-1015.
- Cukrov N, Franciskovic-Bilinski S, Hlaca B et al (2011) A recent history of metal accumulation in the sédiments of Rijeka harbor, Adriatic Sea. Croatia. *Mar Pollut Bull* 62:154–167.
- Dange, C. (2002). Etude du comportement des éléments traces en milieu estuarien: approche expérimentale et modélisation. These Université de Reims Champagne-Ardennes, 467.644p.
- Damidot, M. D. (2006). Etude du comportement physico-mécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins–Valorisation en technique routière (Doctoral dissertation, Université d'ARTOIS).311p.
- Davis III, J. A., & Jacknow, J. (1975). Heavy metals in wastewater in three urban areas. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 2292-2297.
- Deshaies, M. (2011). Grands projets d'exploitation minière et stratégie des firmes pour se rendre environnementalement acceptables. *L'Espace politique. Revue en ligne de géographie politique et de géopolitique*, (15).
- Desteucq, C. (1974). Le système filonien du Djebel Aouam (Maroc central): essai d'interprétation structurale (Doctoral dissertation).
- Didier, C. (2009). Postmining management in France: situation and perspectives. *Risk Analysis: An International Journal*,29(10), 1347-1354.
- Diot, H. (1989). Mise en place des granitoïdes hercyniens de la Meseta Marocaine, Étude structurale des Massifs de Sebt de Brikine (Rehamna), de Zaër et d'Oulmès (Massif Central) et d'Aouli-Boumia (Haute Moulouya). Implications géodynamiques (Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III).175p.
- Drever, J. I. (1988). *The geochemistry of natural waters* (Vol. 437). Englewood Cliffs: prentice Hall.
- Dubois, A. (2006). Species introductions and reintroductions, faunistic and genetic pollution: some provocative thoughts. *Alytes*, 24(1-4), 147.

- Dussart, B. (1966). Limnologie: l'étude des eaux continentales. In *Limnologie: l'étude des eaux continentales*. Gauthier-Villars.
- Eggleton, J., & Thomas, K. V. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment international*, 30(7), 973-980.
- El Amari K, Valera P, Hibti M et al (2014) Impact of mine tailings on surrounding soils and ground water: case of Kettara old mine, Morocco. *J Afr Earth Sci* 100:437–449.
- Elazhari, A (2013). 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. (Mémoire de Stage de Fin d'Etudes), 115p.
- El Hachimi, M. L., EL Hanbali, M., Fekhaoui, M., Bouabdli, A., EL FOUNTI, L., & SAÏDI, N. (2005). Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement: cas de la mine de Zeïda (Haute Moulouya, Maroc). *Bulletin de l'institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre*, (27), 93-100.
- El Hachimi M.L., Fekhaoui M., El Abidi A. et al. 2014. Contamination des sols par les métaux lourds à partir de mines abandonnées: le cas des mines Aouli-Mibladen-Zeïda au Maroc. *Cahiers Agricultures*, 23, 3, 213-219.
- El Hassani, F., Boushaba, A., Raïs, N., & Benaabidate, L. (2016). Etude De La Contamination Par Les Métaux Lourds Des Eaux Et Des Sédiments Au Voisinage De La Mine De Tighza (Maroc Central Oriental). *European Scientific Journal, ESJ*, 12(6), 158.
- El Morhit, M., Fekhaoui, M., Serghini, A., El Blidi, S., El Abidi, A., Bennaakam, R., ... & Jbilou, M. (2008). Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre*, 30, 39-47.
- Esshaimi M., Ouazzani N., El Gharmali A. et al. 2013. Speciation of heavy metals in the soil and the tailings, in the zinc-lead Sidi Bou Othmane Abandoned Mine. *Journal of Environmental and Earth Science*, 3, 8, 138-146.
- Ezeronye, O. U., & Ubalua, A. O. (2005). Studies on the effect of abattoir and industrial effluents on the heavy metals and microbial quality of Aba river in Nigeria. *African Journal of Biotechnology*, 4(3), 266-272.
- Faik F (1988) Le Paléozoïque de la région de Mrirt (Est du Maroc Central) : Évolution stratigraphique et structurales. Thèse de 3^e cycle. Fac. Sci. Univ. Paul Sabatier, Toulouse. (1988) 233p.
- Farki, K., Zahour, G., Baroudi, Z., Alikouss, S., Zerhouni, Y., EL HAD, H., & Darhnani, M. (2016). Mines et carrières triasico-liasiques de la région de Mohammedia: Inventaire, valorisation et étude d'impact environnemental. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 20(2), 306-326.
- Fergusson, J. E. (1990). *Heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon.
- Ferronato C, Modestom M, stefanini I et al (2013) Chemical and microbiological parameters in fresh water and sédiments to evaluate the pollution risk in the Reno River Watershed (North Italy). *J Water Resour Prot* 5(04):458–468. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.54045>.
- Fiori C, Rodrigues A, Santeli R et al (2013) Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Geochem Brasiliensis* 27(1):24–36. <https://doi.org/10.5327/Z0102-9800201300010003>.
- Fitzgerald, W. F., Engstrom, D. R., Mason, R. P., & Nater, E. A. (1998). The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental science & technology*, 32(1), 1-7.
- Florea, R. M., Stoica, A. I., Baiulescu, G. E., & Capotă, P. (2005). Water pollution in gold mining industry: a case study in Roșia Montană district, Romania. *Environmental Geology*, 48(8), 1132-1136.
- Fluck P. 1998. La métallurgie de l'argent à l'époque de la Renaissance. *Recherches nouvelles. Actes des congrès de la Société d'archéologie médiévale*, 6, 1, 134-138.
- Fontvieille, L., & Prigent, A. (1987). La technique et le travail dans les fluctuations de longue période: l'évolution des transports au fond de la mine. Working Paper, CRPEE, Université de Montpellier-I.

- Fu J, Xin H, Xiancong T, Hongxia Y, Xiaowei Z (2013) Risk and toxicity assessment of heavy metals in sediments and fishes from the Yangtze River and Taihu Lake, China. *Chemosphere* 93(2013): 1887–1895. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.061>.
- Fu, Z., Wu, F., Amarasiriwardena, D., Mo, C., Liu, B., Zhu, J., ... & Liao, H. (2010). Antimony, arsenic and mercury in the aquatic environment and fish in a large antimony mining area in Hunan, China. *Science of the Total Environment*, 408(16), 3403-3410.
- Fuentes, D., Disante, K. B., Valdecantos, A., Cortina, J., & Vallejo, V. R. (2007). Sensitivity of Mediterranean woody seedlings to copper, nickel and zinc. *Chemosphere*, 66(3), 412-420.
- Gagnon C, Fisher NS (1997) The bioavailability of sediment-bound Cd, Co, and Ag to the mussel *Mytilus edulis*. *Can J Fish Aquat Sci* 54(1):147–156. <https://doi.org/10.1139/f96-256>.
- Gharbi Tarchouna, L. (2008). Rôle de la matière organique sur le devenir des polluants métalliques. Cas de la fertirrigation d'un sol en climat méditerranéen (Doctoral dissertation, Toulon).
- Galán E, Gómez-Ariza JL, González I, Fernández-Caliani JC, Morales E, Giráldez I (2003) Heavy metal partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Appl Geochem* 18(3):409–421. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00092-6).
- Gebel, T. (1997). Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology. *Chemico-biological interactions*, 107(3), 131-144.
- Gerzaberk, M., & Ullah, S. (1990). Influence of humic and fluvic acids on cadmium and nickel toxicity to *Zea mays* (L.). *Bodenkultur*, 41, 115-124.
- Giordano, P. M., Mortvedt, J. J., & Mays, D. A. (1975). Effect of Municipal Wastes on Crop Yields and Uptake of Heavy Metals I. *Journal of Environmental Quality*, 4(3), 394-399.
- Gitari, M. W., Akinyemi, S. A., Thobakgale, R., Ngoejana, P. C., Ramugondo, L., Matidza, M., & Nemapate, N. (2018). Physicochemical and mineralogical characterization of Musina mine copper and New Union gold mine tailings: Implications for fabrication of beneficial geopolymeric construction materials. *Journal of African Earth Sciences*, 137, 218-228.
- Godbold, D. L., & Kettner, C. (1991). Lead influences root growth and mineral nutrition of *Picea abies* seedlings. *Journal of plant physiology*, 139(1), 95-99.
- Gondouin, S. (1986). Caractérisation in situ des degrés d'oxydation III et VI du chrome à l'état solide par spectrométrie de masse LAMMA (Doctoral dissertation, Université Paul Verlaine-Metz). 199p.
- Gonzalez, J. L., & Chiffolleau, J. F. (1999). Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire (Vol. 10). Editions Quae. 31p.
- González, R. C., & González-Chávez, M. C. A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144(1), 84-92.
- Gossement, A. (2011). Droit minier et droit de l'environnement. Éléments de réflexion pour une réforme relative à l'évaluation environnementale, à l'information et à la participation du public, Rapport remis à la Ministre de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, 372p.
- Goyer, R. A. (1990). Transplacental transport of lead. *Environmental health perspectives*, 89, 101-105.
- Goyer, R.A., Clarkson, T.W., (2001). Toxic effects of metals. In: Klaassen, C.D. (Ed.), Casarett & Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. McGraw-Hill, USA, p. 830.
- Grandjean, P. (1984). Lead poisoning: hair analysis shows the calendar of events. *Human toxicology*, 3(3), 223-228.
- Guéguen, C., & Dominik, J. (2003). Partitioning of trace metals between particulate, colloidal and truly dissolved fractions in a polluted river: the Upper Vistula River (Poland). *Applied Geochemistry*, 18(3), 457-470.
- Guo W, Liu X, Liu Z, Li G (2010) Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environ Sci* 2:729–736. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>.

- Gupta, S. K., Shukla, V. K., Vaidya, M. P., Roy, S. K., & Gupta, S. (1991). Serum trace elements and Cu/Zn ratio in breast cancer patients. *Journal of surgical oncology*, 46(3), 178-181.
- Håkanson L (1980). An ecological risk index aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res* 14(8):975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2006, May). Evaluation de la qualité des eaux de ruissellement dans la mine abandonnée de Kettara (Maroc). In *Proceedings of Congrès International sur le theme: Gestion Intégrée des Ressources en Eaux et Défis du Développement Durable (GIRE3D)*, Marrakech, Morocco, on CD Rom (pp. 1-5).
- Hernandez, L. D., Pypaert, M., Flavell, R. A., & Galán, J. E. (2003). A Salmonella protein causes macrophage cell death by inducing autophagy. *The Journal of cell biology*, 163(5), 1123-1131.
- Hilton J, Davison W, Ochsenbein U (1985) A mathematical model for analysis of sediment core data: implications for enrichment factor calculations and trace metal transport mechanisms. *Chem Geol* 48: 281–291.
- Hinesly, T. D., Jones, R. L., Ziegler, E. L., & Tyler, J. J. (1977). Effects of annual and accumulative applications of sewage sludge on assimilation of zinc and cadmium by corn (*Zea mays* L.). *Environmental Science & Technology*, 11(2), 182-188.
- Hoepffner C. 1987. La tectonique hercynienne dans l'Est du Maroc. Thèse d'Etat, Université Louis Pasteur, 295p.
- Hufty, M. (2001). La gouvernance internationale de la biodiversité. * tudes internationales*, 32(1), 5-29.
- Huvelin, P. (1969). Mouvements hercyniens précoces et structure du Jebel Hadid près de Khenifra (Maroc). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, série D*, 269, 2305-2308.
- Iavazzo, P., Adamo, P., Boni, M., Hillier, S., & Zampella, M. (2012). Mineralogy and chemical forms of lead and zinc in abandoned mine wastes and soils: an example from Morocco. *Journal of Geochemical Exploration*, 113, 56-67.
- Ikenaka, Y., Nakayama, S. M., Muzandu, K., Choongo, K., Teraoka, H., Mizuno, N., & Ishizuka, M. (2010). Heavy metal contamination of soil and sediment in Zambia. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 4(11), 729-739.
- Jadal, M., Bennasser, L., Fekhaoui, M., & Foutlane, A. (2002). Qualité des eaux de l'estuaire de l'Oued Oum er Rbia et influence de la dynamique mar graphique. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, (256), 59-66.
- Jean-Pierre, P., Fiscella, K., Griggs, J., Joseph, J. V., Morrow, G., Carroll, J., ... & Banerjee, T. K. (2010). Race/ethnicity-based concerns over understanding cancer diagnosis and treatment plan. *Journal of the National Medical Association*, 102(3), 184-189.
- Jian-Min, Z. H. O. U., Zhi, D., Mei-Fang, C. A. I., & Cong-Qiang, L. I. U. (2007). Soil heavy metal pollution around the Dabaoshan mine, Guangdong province, China. *Pedosphere*, 17(5), 588-594.
- Johnson, D. B., & du Plessis, C. A. (2015). Biomining in reverse gear: using bacteria to extract metals from oxidised ores. *Minerals Engineering*, 75, 2-5.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (1992). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Boca Raton. Ann Arbor, London. pp, 78-226.
- K hkonen M.A., Pantsar-Kallio M. & Manninen P. K. 1997. Analysing heavy metal concentrations in the different parts of *Elodea canadensis* and surface sediment with PCA in two boreal lakes in southern Finland. *Chemosphere*, 35, 11, 2645-2656.
- Kambole, M. S. (2003). Managing the water quality of the Kafue River. *Physics and Chemistry of the Earth, parts A/B/C*, 28(20-27), 1105-1109.
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental conservation*, 29(1), 78-107.
- Kertesz, A., McMonagle, P., Blair, M., Davidson, W., & Munoz, D. G. (2005). The evolution and pathology of frontotemporal dementia. *Brain*, 128(9), 1996-2005.

- Kim, Y., Kim, C., Choi, I., Rengaraj, S., & Yi, J. (2004). Arsenic removal using mesoporous alumina prepared via a templating method. *Environmental science & technology*, 38(3), 924-931.
- Kolker, A., Panov, B. S., Panov, Y. B., Landa, E. R., Conko, K. M., Korchemagin, V. A., ... & McCord, J. D. (2009). Mercury and trace element contents of Donbas coals and associated mine water in the vicinity of Donetsk, Ukraine. *International Journal of Coal Geology*, 79(3), 83-91.
- Kosakevitch A. 1973. Étude minéralogique des minerais d'antimoine du Maroc. Rapport SEGM-Rabat, 349p.
- Kiss, A. C., Shelton, D., & Shelton, D. (1991). *International environmental law* (Vol. 3). New York: Transnational Publishers. 575 p.
- Krupadam RJ, Smita P, Wate SR (2006) Geochemical fraction of heavy metals in sédiments of Tapi estuary. *Geochemistry* 40(5):513–522. <https://doi.org/10.2343/geochemj.40.513>.
- Kushner, D. J. (1993). Effects of speciation of toxic metals on their biological activity. *Water Quality Research Journal*, 28(1), 111-128.
- Lagarde, J. L. (1987). Les plutons granitiques hercyniens marqueurs de la déformation crustale: l'exemple de la méseta Marocaine (Doctoral dissertation, Rennes 1), 371-20 p.
- Laperche V., Dictor M.C., Clozel-Leloup B. et al. 2004. Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. Orléans, France: BRGM.
- Lebailly, F. (2013). Application d'une méthode d'analyse du cycle de vie dynamique pour l'évaluation de l'impact toxique des métaux (Doctoral dissertation, École Polytechnique de Montréal). 136p.
- Leleyter, L. (1998). Spéciation chimique des éléments majeurs, traces et des terres rares dans les matières en suspension et dans les sédiments de fonds des cours d'eau: application aux fleuves de Patagonie (Argentine), ala Piracicaba (Brésil), al'Oued Sébou (Maroc) et al'Ille (France). PhD Louis Pasteur University Strasbourg.
- Lewtas, J. (2007). Air pollution combustion emissions: characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 636 (1-3), 95-133.
- Lghoul M., Kchikach A., Hakkou R. et al. 2012. Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc): contribution au projet de réhabilitation. *Hydrological Sciences Journal*, 57, 2, 370-381.
- L'Huillier, L. (1994). Biodisponibilité du nickel dans les sols ferrallitiques ferritiques de Nouvelle-Calédonie. Effets toxiques de Ni sur le développement et la physiologie du maïs (Doctoral dissertation, Université de Montpellier II).
- Lions J (2004). Etude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganique dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, études in situ et modélisation, Thèse de doctorat. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. France 248p.
- Liu, H., Probst, A., & Liao, B. (2005). Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of the Total Environment*, 339(1-3), 153-166.
- Marot, F. (1997). Caractérisation et traitement de sédiments de dragage contenant des polluants métalliques (Doctoral dissertation, Le Havre).
- Liyuan C, Li H, Zihui Yet al (2016) Heavy metals and metalloids in the surface sédiments of the Xiangjiang River, Hunan, China: distribution, contamination, and ecological risk assessment. *Environ Sci. Pollut Res* 24(1):874–885. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7872-x>
- Luoma SN, Rainbow PS (2008) Metal contamination in aquatic environments: science de lateral management. Chapter 7. In: Trace metal bioaccumulation. Uptake process. Cambridge University Press, Cambridge, pp 129–141.
- MacDonald, DD, Ingersoll CG, Berger TA (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol* 39, 20–31 <https://doi.org/10.1007/s002440010075>.

- Majumder RK, Faisal BMR, Zaman MN, Uddin MJ, Sultana N (2015) Assessment of heavy metals pollution in bottom sediment of the Burganga River, Dahaka, Bangladesh by multivariate statistical analysis. *Int Res J Environment Sci* 4(5):80–84.
- Marchandise, P., & robbe, D. (1978). Qualité des eaux superficielles. L'eau, les matières en suspension, les sédiments. *Bull. Filiails. Labo. P. et*, 49-61.
- Marot, F. (1998). Les sciences de la Terre au service des sites et sols pollués. Etat de l'Art. *Earth BSciences in contaminated soil's service. State of the art. Pangea*, 29, 29-35.
- Mathieu, C., Pieltain, F., & Jeanroy, E. (2003). *Analyse chimique des sols: Méthodes choisies. Tec & doc.*
- Matschullat, J., Ottenstein, R., & Reimann, C. (2000). Geochemical background—can we calculate it?. *Environmental geology*, 39(9), 990-1000.
- Merabet- Boumendjel, S. (2016). Etude de l'Interaction des ions Cr (III) avec des Surfaces Solides dans l'Environnement et le Traitement des Eaux. 195p.
- Meybeck, M., de Marsily, G., & Fustec, É. (Eds.). (1998). *La Seine en son bassin: fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier.*
- Michard A (1976). *Eléments de géologie Marocaine. Notes Mém Serv Géol Maroc* 252, 420 p.
- Mlayah, A., Da Silva, E. F., Rocha, F., Hamza, C. B., Charef, A., & Noronha, F. (2009). The Oued Mellègue: Mining activity, stream sédiments and dispersion of base metals in natural environments, North-western Tunisia. *Journal of Geochemical Exploration*, 102(1), 27-36.
- Mrabent, B. S. E. (2015). Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades et muscle) du Rouget de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran (Doctoral dissertation, Université de Tlemcen).202p.
- Müller G (1969) Index of geoaccumulation in sédiments of the Rhine river. *Géol J* 2(3):108-118.
- Naicker, K., Cukrowska, E., & McCarthy, T. S. (2003). Acid mine drainage arising from gold mining activity in Johannesburg, South Africa and environs. *Environmental pollution*, 122(1), 29-40.
- N'guessan, Y. M. (2008). Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne (Doctoral dissertation, INPT). 253p.
- N'guessan, Y. M., Probst, J. L., Bur, T., & Probst, A. (2009). Trace elements in stream bed sédiments from agricultural catchments (Gascogne region, SW France): where do they come from?. *Science of the total environment*, 407(8), 2939-2952.
- Nelson DW, Sommers LE (1996) Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME (eds) *Methods of soil analysis, part 3: chemical methods. ASA and SSSA, Madis*
- Ngaram, N. (2011). Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena (Doctoral dissertation, Université Claude Bernard-Lyon I).166p.
- Nisbet, M., & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 6, No. 2, pp. 161-190). EDP Sciences.
- Peng, H., Reverdy, P., Khabashesku, V. N., & Margrave, J. L. (2003). Sidewall functionalization of single-walled carbon nanotubes with organic peroxides. *Chemical communications*, (3), 362-363.
- Peppas, A., Komnitsas, K., & Halikia, I. (2000). Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, 13(5), 563-574.
- Petit D. 2004. La gestion de l'après-mine. Exemples étrangers. In *Annales des Mines. Responsabilité et Environnement*, 15-31.
- Picot, A. (2007). L'antimoine, un vieux toxique toujours meconnu. *Preventique Securite*, (91), 30-33.é

- Piqué, A., & Michard, A. (1981). Les zones structurales du Maroc hercynien. *Sciences Géologiques, bulletins et mémoires*, 34(2), 135-146.
- Piqué, A. (1979). Évolution structurale d'un segment de la chaîne hercynienne. *La Méséta Marocaine nord-occidentale* (Vol. 56, No. 1). Persée-Portail des revues scientifiques en SHS.
- Piqué A (1994). Conclusions générales : Le Massif Central et la Meseta orientale; leur place dans la chaîne hercynienne maocaine. *Bull Inst Sci Rabat* 18: 201–205.
- Plumlee, G. S., & Ziegler, T. L. (2003). *The Medical Geochemistry of Dusts. Soils and other Earth*.
- Poëy, J., & Philibert, C. (2000). Toxicité des métaux. *Revue Française des Laboratoires*, 2000(323), 35-43.
- Pougnat, F., Schäfer, J., Dutruch, L., Garnier, C., Tessier, E., Dang, D. H., ... & Blanc, G. (2014). Sources and historical record of tin and butyl-tin species in a Mediterranean bay (Toulon Bay, France). *Environmental Science and Pollution Research*, 21(10), 6640-6651.
- Poulard, C., Royet, P., Leblois, E., Faure, J. B., Breil, P., Proust, S., & Deroo, L. (2017). Gérer des inondations par des ouvrages dispersés sur le bassin versant: principes et méthodes de diagnostic d'efficacité probabiliste. *Sciences Eaux et Territoires*, (23), 34-41.
- Qasim, B. (2015). Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols (Doctoral dissertation, Université d'Orléans). 279p.
- Rabouille, C., Denis, L., Dedieu, K., Stora, G., Lansard, B., & Grenz, C. (2003). Oxygen demand in coastal marine sédiments: comparing in situ microelectrodes and laboratory core incubations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285, 49-69.
- Rauch, J. N., & Pacyna, J. M. (2009). Earth's global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles. *Global Biogeochemical Cycles*, 23 (2).
- Regimbald M. 2003. Les ruines de Burtynsky. *Spirale: Arts Lettres Sciences humaines*, 193, 41-42.
- Reimann, C., & Garrett, R. G. (2005). Geochemical background—concept and reality. *Science of the total environment*, 350(1-3), 12-27.
- Roddaz M., Brusset S., Soul J.C. et al. 2002. Foreland basin magmatism in the Western Morocco.
- Rouleau, A., & Gasquet, D. (2017). L'industrie minière et le développement durable: une perspective internationale francophone.
- Rubio B, Nombela MA, Vilas F (2000) Geochemistry of major and trace elements in sédiments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Mar Pollut Bull* 40(11):968–980. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00039-4).
- Rudnick R L, Gao S (2003) Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry* ISBN (set): 0–08–043751–6 Volume 3; (ISBN: 0-08-044338-9); pp 1–64. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/03016-4>.
- Sadiq, M. (1997). Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water, air, and soil pollution*, 93(1-4), 117-136.
- Sahli, L., El Okki, M. E. H., Afri-Mehennaoui, F. Z., & Mehennaoui, S. (2014). Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments: cas du Bassin Boumerzoug (Algerie). *European Scientific Journal*, ESJ, 10(35).
- Salomons, W., & Förstner, U. (1980). Trace metal analysis on polluted sédiments: part II: evaluation of environmental impact. *Environmental Technology*, 1(11), 506-517.
- Salvarredy Aranguren, M. M. (2008). Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. *Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique* (Doctoral dissertation, Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier).490p.
- Samaké, D. (2008). Traitement des eaux usées de tanneries à l'aide de matériaux à base d'argile (Doctoral dissertation, Université Joseph-Fourier-Grenoble I).168p.

- Santschi, P., Höhener, P., Benoit, G., & Buchholtz-ten Brink, M. (1990). Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine chemistry*, 30, 269-315.
- Sarkar, S., Perlstein, E. O., Imarisio, S., Pineau, S., Cordenier, A., Maglathlin, R. L., ... & Rubinsztein, D. C. (2007). Small molecules enhance autophagy and reduce toxicity in Huntington's disease models. *Nature chemical biology*, 3(6), 331.
- Scharler, U. M., & Baird, D. (2005). A comparison of selected ecosystem attributes of three South African estuaries with different freshwater inflow regimes, using network analysis. *Journal of Marine Systems*, 56(3-4), 283-308.
- Selman, M., Greenhalgh, S., Branosky, E., Jones, C., & Guiling, J. (2009). Water quality trading programs. An International Overview, Washington, DC.
- Sigg, L., Behra, P. et Stumm, W., 2001. *Chimie des Milieux aquatiques*. Dunod, Paris, 592 pp.
- Sigg, L., Black, F., Buffle, J., Cao, J., Cleven, R., Davison, W., ... & Martin, M. (2006). Comparison of analytical techniques for dynamic trace metal speciation in natural freshwaters. *Environmental science & technology*, 40(6), 1934-1941.
- Slivinskaya, R. B. (1991). Nickel effect on sunflower leaf cell membranes. *Acta botanica neerlandica*, 40(2), 133-138. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1991.tb01521.x>.
- Singh M, Müller G, Singh IB (2002) Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanization of the Ganga Plain, India. *Water Air Soil Pollut* 141(1/4):35–54. <https://doi.org/10.1023/A:1021339917643>.
- Singh KP, Mohan D, Singh VK, Malik A (2005) Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments—a tributary of the Ganges, India. *J Hydrol* 312(1):14–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.021>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry*, 17(5), 517-568.
- Semhi, K., Suchet, P. A., Clauer, N., & Probst, J. L. (2000). Dissolved silica in the Garonne River waters: changes in the weathering dynamics. *Environmental Geology*, 40(1-2), 19-26.
- Sposito, G. (1984). *The surface chemistry of soils*. Oxford university press.
- Stangl, G. I., Roth-Maier, D. A., & Kirchgessner, M. (2000). Vitamin B-12 deficiency and hyperhomocysteinemia are partly ameliorated by cobalt and nickel supplementation in pigs. *The Journal of nutrition*, 130(12), 3038-3044.
- Suresh G, Sutharsan P, Ramasamy V, Venkatachalapathy R (2012) Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments India. *Ecotoxicol Environ Saf* 84:117–124. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.06.027>.
- Sutherland RA (2000) Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ Geol* 39(6):611–627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>.
- Sydean, W. J., & Jarman, W. M. (1998). Trace metals in seabirds, Steller sea lion, and forage fish and zooplankton from central California. *Marine Pollution Bulletin*, 36(10), 828-832.
- Taha Y. 2017. Valorisation des rejets miniers dans la fabrication de briques cuites: Évaluations technique et environnementale Doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Environnement, 295p.
- Tahiri, A., Simancas, J. F., Azor, A., Galindo-Zaldívar, J., Lodeiro, F. G., El Hadi, H., ... & Ruiz-Constán, A. (2007). Emplacement of ellipsoid-shaped (diapiric?) granite: Structural and gravimetric analysis of the Oulmes granite (Variscan Meseta, Morocco). *Journal of African Earth Sciences*, 48(5), 301-313.
- Takata, H., Aono, T., & Uchida, S. (2012). Distributions of trace metals Co, Cu and Cd in northern Sagami Bay, Japan and their relationship to estuarine variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 111, 84-94.
- Tavakoly Sany SB, Salleh A, Sulaiman AH, Sasekumar A, Tehrani G, Rezayi M (2012) Distribution characteristics and ecological risk of heavy metals in surface sediments of west port, Malaysia. *EPE* 28(4):139–155

- Taylor KG, Boulton S (2007). The role of grain dissolution and diagenetic mineral precipitation in the cycling of metals and phosphorus: a study of a contaminated urban freshwater sediment. *Appl Geochem* 22(7):1344–1358. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.01.008>.
- Termier H. 1936. Etude géologique sur le Maroc Central et le Moyen Atlas septentrional. Notes et Mémoires du Service de Géologie du Maroc, 33, 1566p.
- Tessier, A., & Turner, D. R. (Eds.). (1995). Metal speciation and bioavailability in aquatic systems (pp. p-679). Chichester: Wiley.
- Tessier E, Garnier C, Mullot JU, Lenoble V, Arnaud M, Raynaud M, Mounier S (2011) Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). *Mar Pollut Bull* 62(10):2075–2086. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.022>.
- Tessier, E. (2012). Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la Rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité (Doctoral dissertation, Université de Toulon).292p.
- Thomassin, J. F., Touzé, S., & Baranger, P. (2003). Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments. BRGM/RP51890-FR. Orléans, France: Bureau de Recherches Géologiques et Minières.
- Turner, A. (2010). Marine pollution from antifouling paint particles. *Marine Pollution Bulletin*, 60(2), 159-171.
- Ujević I, Odžak N, Barić A (2000) Trace metal accumulation in different grain size fractions of the sediments from a semi-enclosed bay heavily contaminated by urban and industrial wastewaters. *Water Res* 34(11):3055–306.
- Veillere, A. (2009). Drains thermiques adaptatifs: Cuivre allié/Fibre de Carbone (Doctoral dissertation, Université Sciences et Technologies-Bordeaux I).192p.
- Verdugo, P., & Santschi, P. H. (2010). Polymer dynamics of DOC networks and gel formation in seawater. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 57(16), 1486-1493.
- Wadjiny, A. (1998). Le plomb au Maroc: cas des districts de Touissit et de Jbel Aouam. *Chron. Rech. Min*, 531-532.
- Walaszek, M. (2018). Dynamique des flux de micropolluants et mécanismes de dépollution des rejets pluviaux urbains stricts à travers une technique alternative: approche multi-échelles par des méthodes expérimentale et numérique (Doctoral dissertation, Université de Strasbourg).388p.
- Walliser, O. H., El Hassani, A., & Tahiri, A. (1995). Sur le Dévonien de la Meseta Marocaine occidentale. *Courier Forschungsinstitut Senckenberg*, 188, 21-30.
- Walliser, O. H., El Hassani, A., & Tahiri, A. (2000). Mrirt: a key area for the Variscan Meseta of Morocco. Notes et Mémoires, Service Géologique du Maroc, 399, 93-108.
- Warren, K. S. (1962). Ammonia toxicity and pH. *Nature*, 195(4836), 47.
- Webster, J. G., Swedlund, P. J., & Webster, K. S. (1998). Trace metal adsorption onto an acid mine drainage iron (III) oxy hydroxy sulfate. *Environmental Science & Technology*, 32(10), 1361-1368.
- Wong, M. H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50(6), 775-780.
- Yoshinori I, Shouta MMN, Kaampwe M et al (2010) Heavy metal contamination of soil and sediment in Zambia. *Afr J Environ Sci Technol* 4(11):729–739.
- Zwolsman, J. J., Van Eck, B. T., & Van Der Weijden, C. H. (1997). Geochemistry of dissolved trace metals (cadmium, copper, zinc) in the Scheldt estuary, southwestern Netherlands: impact of seasonal variability. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(8), 1635-1652.

Rapports Techniques:

Arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des

rubriques 2.2.3.0, 4.1.3.0 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. NOR: DEVO0650505A. Version consolidée au 31 mai 2017.

- ATSDR, U. (1992). Toxicological profile for antimony and compounds. Agency for Toxic Substances and Disease Registry US Public Health Service.
- B. Minières de Recherches Géologiques, (BRGM), 2001. Carte géologique Hyères-Porquerolles, Côte occidentale des Maures, XXXIV-46, 47
- Beaudet, G., Billaux, P., Bryssine, G., Faraj, H., Ionesco, T., Lepoutre, B., ... & Missante, G. (1966). Excursion au Maroc: livret-guide: tome 1. Le milieu Marocain.
- Bisson, M., Bonnomet, V., Migne-Fouillen, V., Jolibois, B., Gay, G., Lefèvre, J. P., & Tack, K. (2007). Antimoine et ses dérivés. INERIS-Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 54p.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). (2002). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. summary tables. Canadian Environmental Quality Guidelines.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Plomb.
- INERIS (2006). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Nickel et ses dérivés. INERIS-DRC-02-25590-02DF44, 60 p.
- Martin-Garin, A., & Simon, O. (2004). Fiche radionucléide: Cadmium 109 et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention-service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes, IRSN.
- Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (2016). Le secteur minier au québec- enjeux environnementaux et cadre normatif pour les rejets liquides. 20p. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines.ht
- Organisation mondiale de la Santé (2017). Risques pour la santé au travail et l'environnement associés à l'extraction minière artisanale et à petite échelle de l'or.
- Pichard, A., Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Lacroix, G., Lefèvre, J. P., ... & Tissot, S. (2005). INERIS. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Cuivre et ses dérivés.
- R. du Maroc, (2010). Projet de loi no 33-13 relative aux mines. Royaume du Maroc, Ministère de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Département de l'Énergie et des Mines. Sater, JN.
- Scordia, P. Y. (2008). Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers (Doctoral dissertation, Ecole Centrale de Lille). 203p.
- Secrétariat d'État chargé de l'Eau et de l'Environnement- Département de l'Environnement (SEEE-DE,2011). Stratégie nationale de l'eau. Cf. Site consulté le 6 décembre 2013.
- Sundborg, A. (1986). Problèmes d'érosion, transport solide et sédimentation dans les bassins versants. Unesco.
- Termier, H., France. Service géographique de l'armée, Dufrénoy, E., & Société française de stéréotopographie (Paris). (1932). Carte géologique provisoire du Maroc Central au 1/200 000e. Impr. Dufrenoy.
- USEPA (1994). Technical document of acid mine drainage prediction. Office of Solid Waste, Washington, p.48.25p.
- World Health Organization. (2006). Tetanus vaccine: WHO position paper= Vaccin antitétanique: Notes de synthèse: position de l'OMS concernant les vaccins antitétaniques. Weekly Epidemiological Record= Relevé épidémiologique hebdomadaire, 81(20), 198-208.

Rapports inédits:

- Anonyme (2007). Britannica Encyclopedia. Sociedad Comercial y Editorial santiago Ltda., Lima, 2800 pp. APA, 2007. Actividad minera pone en peligro equilibrio ecológico de Milluni. Agencia de Prensa de El Alto, El Alto.

- Dabi Sana 2007). Reconnaissance géochimique par stream-sédiment du secteur de toutout (maroc central). (Mémoire de Master ,Université Mohammed V).
- El Wartiti, M. (1990). Le Permien du Maroc mesetien: étude géologique et implications paléogéographiques (Doctoral dissertation, Université Mohammed V).
- Fadli, D. (1990). Evolution sédimentaire et structurale des Massifs des Mdakra et du Khatouat; deux segments hercyniens de la Meseta Marocaine nord-occidentale. State Thesis, University of Rabat, 316p.
- Lawson, E. N., Nicholas, C. J., & Pellat, H. (1995). The toxic effects of chloride ions on Thiobacillus ferrooxidans. Biohydrometallurgical processing, 1, 165-174.
- Matveieff D. (1941 b). Liaison entre les granites d'antimoine du Maroc central. Archives SEGM.
- Morin P.H. 1952. Antimoine. Géologie des gîtes minéraux Marocains. Notes et Mémoires du service géologique du Maroc, (87), 133-156.
- Morin, P. (1958). Plomb et antimoine du district de Sidi Mbark (Maroc central). Mines & Géol., Rabat, (1), 47-48.
- Salvan, H. M. (1986). Géologie des gîtes minéraux Marocains. Notes et Mém. Serv. Géol. Maroc, 3(276), 392.
- Tahiri, A. (1991). Le Maroc central septentrional: stratigraphie, sédimentologie et tectonique du paléozoïque: un exemple de passage des zones internes aux zones externes de la chaîne hercynienne du Maroc (Doctoral dissertation).
- Tahiri, A., El Hassani, A., El Hadi, H., Simancas, F., Lodeiro, F., Azor, A., Poyatos, D., Saidi, A., 2011. Circuit C13, La Meseta nord-occidentale. In Michard et al. (Eds), Nouveaux guides géologiques et miniers du Maroc, 8, Notes et Mémoires du Service
- Zahraoui, M. (1991). La plate-forme carbonatée dévonienne du Maroc occidental et sa dislocation hercynienne (Doctoral dissertation).
- Zahraoui M., di gregorio F. & aldighieri B. (2012) : Paysages, géosites et patrimoine géologique à travers le Causse du Moyen Atlas (El Hajeb, Ifrane, Azrou, Ain Leuh, Khenifra) et le Massif Central du Maroc (Aguelmous-Ment, Oulmès, Tarmilate, El-Harcha) - Identification et valorisation géo-éco-touristique .Troisième édition du Workshop International: Géo-Eco-Tourisme (WIGET 3) sous le thème: Le Patrimoine Naturel au Service du développement durable. USMBA-FESDM, Fès, 17 - 22 Mai 2012.

Webographie:

<http://www.Marocmeteo.ma/fr/agriculture/bulletindeprecipitationsdcadaire>

<https://ecologie.ma/forets-du-Maroc-en-chiffres/>

www.climate-data.org

www.investir.lesechos.fr

Santé Canada, 1992. Le nitrate et le nitrite
[rshttp://www.hcsc.gc.ca/ewhsemt/alt_formats/hecssesc/pdf/pubs/watereau/doc-sup/appui/nitrate_nitrite](http://www.hcsc.gc.ca/ewhsemt/alt_formats/hecssesc/pdf/pubs/watereau/doc-sup/appui/nitrate_nitrite)

Résumé:

L'étude réalisée porte sur l'évaluation de l'impact environnemental des éléments traces métalliques issus des rejets miniers abandonnés de Tourtit et Ich-Ou-Mellal. L'étude minéralogique des rejets miniers montre des teneurs élémentaires encore exploitables dont les tonnages évalués sont plus d'un million de tonnes avec des quantités importantes en Sb (1208,5 t), Pb (373 t) et As (177,5 t). Géochimiquement, l'évaluation environnementale, des sédiments fluviaux révèle une forte contamination polymétallique autour des anciens sites miniers par l'Sb, As, Pb et Cd. Le cadmium et le plomb indiquent respectivement 86,9 et 12,29% de pouvoir polluant de l'ensemble des ETM. L'évaluation hydrochimique des eaux fluviales et souterraines montre aussi une contamination hydrique polymétallique très forte en Sb>As>Cd>Pb, autour des sites miniers abandonnés avec des pourcentages moyens de contamination métallique de 51% par Sb, 23% As, 13% Cd et 6% Pb et un pouvoir toxicologique élevé y compris le Cd. Ce diagnostic a permis d'obtenir une base de données qui nous a servi pour l'élaboration d'une carte synthétique des zones vulnérables autour des mines abandonnées de Tourtit et Ich-ou-Mellal. Celles-ci, très affectées par la contamination en ETM, constituent un danger pour l'environnement et le bien-être de la population locale.

Mots-clés : Mines abandonnées – Maroc Central – Contamination polymétallique – Eléments traces métalliques – Géochimie et Minéralogie.

Abstract:

This study carried out the evaluation of the environmental impact by harmful trace elements originating from the abandoned mining wastes of Tourtit and Ich-Ou-Mellal. The mineralogical study of the mining dumps shows a high metallic substances concentrations, with quantities more than one million tons occupied by Sb (1208, 5 t), Pb (373 t) and As (177, 5 t). Based on the geochemical results of stream-sediments assessment, we found a strong polymetallic contamination around the old mine sites by Sb, As, Pb and Cd. Cadmium and lead respectively indicate 86.9 and 12.29% of all pollutants. The hydrochemical evaluation of stream and underground waters also show a very strong polymetallic water contamination in Sb> As> Cd> Pb, around abandoned mine sites with average percentages of metal contaminations estimated by 51% Sb, 23% As, 13% Cd and 6% Pb and a high toxicological risk including Cd. This diagnosis made it possible to obtain a database that was used for the preparation of a synthetic map of the vulnerable areas around the abandoned mines of Tourtit and Ich-Ou-Mellal. Areas around the sites are highly affected by the polymetallic contamination, and considered as a dangerous environment that can affect the local population wellbeing.

Key Words: Abandoned mines– Central Morocco – Polymetallic contamination – Metallic Trace Elements - Geochemistry and Mineralogy.

Année Universitaire : 2018-2019