

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

## Ecole Nationale Polytechnique



### Département de Génie de l'Environnement

Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement

### MEMOIRE DE MAGISTER

Présenté par : **Dina BOUSDIRA**

*Ingénieur d'état en Génie de l'Environnement*

*Option : Génie de l'Environnement*

### *Thème*

*Etude des impacts des activités d'exploitation  
des mines polymétalliques (Pb-Zn)  
sur l'environnement de la région de Kherzet Youssef (Wilaya de Sétif)*

Soutenu le **16 Décembre 2009** devant le jury :

<b>Président :</b>	<b>M. CHITOUR Chems Eddine</b>	<b>Professeur, ENP</b>
<b>Rapporteur :</b>	<b>Mme MOUSSAOUI Khadija M.</b>	<b>Professeur, ENP</b>
<b>Examineurs :</b>	<b>Mme BELHANECHÉ Naïma</b>	<b>Professeur, ENP</b>
	<b>M. BOUSSAHEL Rachdi</b>	<b>Professeur associé, ISMAL</b>
	<b>M. CHERGUI Abdelmalek</b>	<b>Maître de Conférences, ENP</b>
<b>Invités :</b>	<b>M. GUERRAK Salah</b>	<b>Docteur, Expert en études environnementales</b>
	<b>M. AZREUG M'Ahmed</b>	<b>Ingénieur, ANGCM, M.E.M.</b>

Année universitaire 2008-2009

ENP, 10 Avenue Hassen Badi, El Harrach, Alger

## ***DEDICACES***

*A ma mère, à mon père, à mes sœurs et aux personnes qui me sont chères et qui se reconnaîtront, pour leur dévouement et leur patience.*

## **REMERCIEMENTS**

*Je tiens tout d'abord à remercier M. Chems Eddine CHITOUR pour avoir accepté la présidence du jury ainsi que les trois autres membres qui le composent : Mme Naïma BELHANECHÉ, M. Rachdi BOUSSAHEL et M. Abdelmalek CHERGUI.*

*Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements et ma profonde gratitude à MM. M'Ahmed AZREUG et Salah GUERRAK qui ont bien voulu accepter notre invitation.*

*Je remercie aussi, et avant tout, l'Office National de la Recherche Géologique et Minière ainsi que M. Faiçal ABBAS, Secrétaire Général du Ministère de l'Energie et des Mines, pour m'avoir permis de poursuivre ma post-graduation durant les années 2008 et surtout 2007 dans les meilleures conditions et dans la sérénité.*

*Je remercie particulièrement ma promotrice Mme Khadija Meriem MOUSSAOUI, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique et du Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement, pour l'intérêt qu'elle a accordé au sujet proposé, ses conseils, ses encouragements ainsi que la minutie qu'elle a apportée à la correction des imperfections constatées dans la présentation de mon projet.*

*Mes vifs remerciements s'adressent à M. Abdulhak BOUTALEB, Docteur en Géologie Minière à l'Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediène, pour les conseils et les orientations judicieuses dans le cadre de la réalisation de ce travail.*

*Mes remerciements et ma reconnaissance sont particulièrement adressés à M. Salah GACEM, administrateur de l'Agence Nationale du Patrimoine Minier, pour sa disponibilité, son soutien, sa collaboration et ses judicieux conseils.*

*Ma sincère gratitude s'adresse à M. Lhacène BITAM, administrateur chargé de la géologie à l'Agence Nationale de la Géologie et du Contrôle Minier, pour sa disponibilité, son attention et ses précieux conseils lors de la finalisation de notre étude.*

*Mes vifs remerciements s'adressent à Mme Zoubida SEDDIKI, chef de service du laboratoire de chimie de l'Office National de la Géologie et de la Recherche Minière, ainsi qu'au personnel du laboratoire pour avoir permis la réalisation et assuré le suivi de la partie expérimentale de cette étude.*

*Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à M. Redouane CHERIF, du département Documentation de l'Office National de la Recherche Géologique et Minière, pour sa patience, sa générosité et pour les encouragements qu'il n'a pas cessé de me témoigner durant la réalisation de ce travail.*

*Ce travail n'aurait pas pu se réaliser sans la collaboration de M. Khemici TAALLAH, directeur du complexe minier de Kherzet Youcef, et de M. Youcef KERNIF, chef d'exploitation, ainsi que le personnel de la base-vie d'Ain Azel. Je tiens à leur témoigner ma profonde gratitude et mes sincères remerciements.*

*Que les organismes et leur personnel qui ont contribué à ce travail trouvent ici ma profonde gratitude :*

- *L'Office National de la Recherche Géologique et Minière (Boumerdès et Tizi Ouzou) (ORGM)*
- *Le Centre d'Etudes et de services Technologique de l'Industrie des Matériaux de construction (Boumerdès) (CETIM)*
- *L'Institut National du Sol, de l'Irrigation et du Drainage (INSID)*
- *L'Entreprise Nationale des Produits Miniers Non Ferreux et des Substances Utiles (Alger et Kherzet Youcef) (ENOF)*
- *L'Agence Nationale de la Géologie et du Contrôle Minier (ANGCM)*

*Je tiens particulièrement à exprimer par profonde gratitude et mes sincères remerciements aux directions du Service Géologique National et celle de la Protection de l'Environnement pour m'avoir permis la finalisation de ce travail à travers un intérêt incessant, des conseils judicieux et pour m'avoir fait profiter d'une expérience reconnue dans le contexte de notre travail.*

*Je remercie mes collègues et amis des Directions de la Protection de l'Environnement et du Service Géologique National pour m'avoir aidé dans la réalisation du présent document ainsi que tous ceux que j'aurais pu oublier et qui se reconnaîtront dans la collaboration apportée à la réalisation de ce travail.*

**ملخص:** دراسة الآثار المترتبة عن أنشطة استغلال المناجم المتعددة المعادن (Pb-Zn) على البيئة في منطقة خرزت يوسف (ولاية سطيف)

المشاريع المنجمية تخلف عدة آثار على البيئة و إن هذا العمل يهتم بما أدت إليه أنشطة المركب المنجمي خرزت يوسف (ولاية سطيف) الذي يحتوي على منجم متعدد المعادن Pb - Zn بلخصوص في المرحلة الأكثر تلويثا التي تخص معمل معالجة المنجم. الوضع الحالي بعد 27 سنة من الاعمال المنجزة من طرف باحثين بينت نسبة عالية من التلوث بتلك المنطقة (Pb - Zn) أزيد بـ 10 مرات بالنسبة لـ Zn و أزيد من 3 مرات بالنسبة لـ Pb و هذا إستنادا لمقاييس المعايير المقبولة (300 ppm بالنسبة للزنك و 100 ppm بالنسبة للرصاص). بعد 3 سنوات كاملة من توقف الاشغال أنجزنا في هذا العمل، بعد مخطط أخذ العينات و مميزات فيزيوكيميائية (الكلس التام، الكربون العضوي، الأسس المتغيرة، الكتلة الحجمية، الناقلية الكهربائية)؛ كيميائية (العناصر المعدنية على شكل آثار ETM: Zn و Pb) و معدنية (Diffraction des RX)، حالة المكان الجديدة التي بينت إنخفاض نسبة Pb - Zn (مقاسة بـ SAA) في الطبقة السطحية (30 سم) من الرواسب و التربة الزراعية (> 10 ppm). هذا راجع الى توقف المركب المنجمي كما يمكن أن يفسر ذلك بواسطة الخصائص الفيزيوكيميائية و علوم المعادن التي تخص الرواسب و التربة، و بالخصائص الجيولوجية للمنطقة (الطبقات الارضية، جيوكيمياء، غسل التربة، الانتقال). سمحت لنا هذه النتائج بإنجاز دراسة الانعكاسات على البيئة مع الأخذ بعين الاعتبار التشريع المتفق عليه (المعمول به) في الجزائر في حالة إعادة الانشطة، و أخيرا إقتراح حلول للحد من الانعكاسات السلبية على البيئة.

**الكلمات المفتاحية:** النشاطات المنجمية، التلوث، الزنك، الرصاص، الانتقال، التربة، الرواسب، دراسة الانعكاسات على البيئة.

## Résumé

Les projets miniers engendrent de multiples impacts environnementaux. Ce travail s'intéresse à ceux induits par les activités du complexe minier de Kherzet Youcef (wilaya de Sétif) qui contient un gisement polymétallique Pb-Zn, et plus spécifiquement à l'étape la plus polluante, au niveau de la laverie.

Un état des lieux après 27 ans d'activités a été réalisé par d'autres chercheurs et a montré un taux de pollution de la région par Zn et Pb élevé (plus de 10 fois supérieur pour Zn et plus de 3 fois supérieur pour Pb) par rapport aux normes admises (300 ppm pour Zn et 100 ppm pour Pb).

Après 3 ans d'arrêt complet des activités, nous avons réalisé dans ce travail, après un plan d'échantillonnage et une caractérisation physicochimique (granulométrie, calcaire total, carbone organique, bases échangeables, pH, masse volumique, conductivité électrique), chimique (ETM : Zn et Pb et éléments majeurs) et minéralogique (diffraction des RX) des échantillons de sédiment et de sol, un nouvel état des lieux qui montre une diminution conséquente des teneurs en Zn et Pb (mesurées par SAA) dans la couche superficielle (30 cm) des sédiments et des sols arables (<10 ppm). Ceci peut être attribué à l'arrêt du complexe minier, mais peut aussi être expliqué par les propriétés physicochimiques et minéralogiques des sédiments et du sol (limono-argileux) et au contexte géologique (tectonique de la région, géochimie, lessivage, migration).

Ces résultats ont ensuite permis de réaliser une Étude des impacts sur l'Environnement (EIE) tenant compte de la réglementation en vigueur en Algérie, dans le cas de la reprise des activités, et de proposer enfin des mesures d'atténuation et de gestion.

**Mots clés :** Activités minières, Pollution, ETM, Zinc, Plomb, Transfert, Sol, Sédiment, EIE.

**Abstract: Study of the impacts of the polymetallic mine (Pb-Zn) exploitation activities on the environment of the Kherzet Youcef area (Sétif)**

Mining projects generate multiple environmental impacts. This work deals with those involved by the mine site of Kherzet Youcef (wilaya of Sétif) that contains a polymetal field Pb-Zn, and more specifically with the most pollutant stage, at the processing plant.

A study of the state of the environment of this site after 27 years of activities has been done by other researchers and showed a high level a pollution of the region by Pb and Zn (more than 10 times higher for Zn and more than 3 times for Pb) compared to the standards permitted levels (300 ppm for Zn and 100 ppm for Pb).

After 3 years of total inactivity of the mine, we conducted in this work, after a sampling plan for sediment and soil and determination of their physico-chemical (texture, total CaCO<sub>3</sub>, organic C, exchangeable bases, pH, volumetric mass, electrical conductivity), chemical (Zn, Pb and major elements) and mineralogical (X-Ray diffraction) characteristics, a new study of the state of the same environment. It shows a drastic decrease of Pb and Zn concentrations (measured by Atomic Absorption Spectroscopy) in the top layers (30 cm) of soils and sediments (< 10 ppm). This can be attributed to the total inactivity of the mine site but also to the physico-chemical and mineralogical properties of the sediment and the soil (silt-clay), as well as to the geological environment.

Those results have then been used to realize an Environmental Impact Study (EIS) taking into account the Algerian regulations, in case the mine resumes its activities, and to finally propose reduction measures.

**Key words:** Mining activities, Pollution, MTEs, Zinc, Lead, Transfer, Soil, Sediment, Environmental Impact Study.

# SOMMAIRE

<b>DEDICACES</b> .....	<b>I</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>II</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>IV</b>
<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>V</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>VIII</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>IX</b>
<b>LISTE DES ABREVIATIONS</b> .....	<b>XI</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>A. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES ETM, LE SOL ET LE SEDIMENT</b> .....	<b>4</b>
<b>CHAPITRE I : LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES PLOMB ET ZINC</b> .....	<b>4</b>
<b>1. Généralités sur les métaux lourds ou ETM</b> .....	<b>4</b>
<b>2. Le plomb</b> .....	<b>7</b>
2.1. Propriétés .....	7
2.2. Sources du plomb dans l'environnement.....	7
2.3. Toxicité du plomb.....	8
2.4. Impacts sur l'environnement.....	9
2.5. Méthodes d'analyse du plomb .....	9
<b>3. Le zinc</b> .....	<b>10</b>
3.1. Propriétés .....	10
3.2. Le zinc à l'état naturel .....	10
3.3. Effets sur la santé et impacts sur l'environnement.....	11
3.4. Méthodes d'analyse.....	12
<b>CHAPITRE II : LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LE SOL ET LE SEDIMENT</b> .....	<b>13</b>
<b>1. Le sol</b> .....	<b>13</b>
1.1. Définition.....	13
1.2. Constituants .....	13
1.3. Propriétés .....	13
1.4. Fractions minérales et organiques du sol.....	14
<b>2. Le sédiment</b> .....	<b>17</b>
2.1. Définition .....	17
2.2. Composition des sédiments.....	17
<b>3. Les ETM dans le sol</b> .....	<b>18</b>
3.1. Comportement des ETM dans le sol.....	18
3.2. Rétention des ETM dans le sol .....	20
3.3. Distribution des ETM à l'échelle des constituants et de leurs microstructures.....	26

<b>4. Les ETM dans les sédiments .....</b>	<b>26</b>
4.1. Les sédiments contaminés .....	26
4.2. Interactions entre les métaux et les sédiments .....	27
<b>5. Interactions entre les métaux lourds et les autres polluants.....</b>	<b>28</b>
5.1. Interactions entre les métaux lourds .....	29
5.2. Interactions entre les métaux lourds et les produits azotés .....	29
5.3. Interactions entre les métaux lourds et les produits phosphatés .....	29
5.4. Interactions entre les métaux lourds et les sels .....	30
5.5. Interactions entre les métaux lourds et la matière organique .....	30
5.6. Interactions entre les métaux lourds et les microorganismes pathogènes .....	30
<b>6. Techniques d'étude du comportement des métaux dans le sol et le sédiment .....</b>	<b>30</b>
 <b>B. PRESENTATION DE LA REGION DE KHERZET YUCEF ET EVALUATION DE SA POLLUTION PAR Pb ET Zn.....</b>	 <b>32</b>
<b>CHAPITRE I : PRESENTATION DE LA REGION D'ETUDE .....</b>	<b>32</b>
<b>1. CADRES GEOGRAPHIQUE, PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE .....</b>	<b>32</b>
1.1. Localisation géographique .....	32
1.2. Cadre climatique.....	32
1.3. Les Sebkhas .....	35
1.4. Nature du sol.....	37
1.5. Végétation naturelle et occupation du sol.....	38
<b>2. CONTEXTE GEOLOGIQUE .....</b>	<b>40</b>
2.1. Géologie régionale .....	40
2.2. Géologie du gisement.....	43
2.3. Caractéristiques de la minéralisation .....	46
2.4. Hydrologie et hydrogéologie de la région .....	48
<b>3. HISTORIQUE DE LA MINE ET METHODES D'EXPLOITATION ET DE TRAITEMENT DU MINERAI.....</b>	<b>53</b>
3.1. Historique .....	53
3.2. Méthodes d'exploitation et de traitement du minerai .....	53
 <b>CHAPITRE II : PARTIE EXPERIMENTALE.....</b>	 <b>56</b>
<b>1. Démarche.....</b>	<b>56</b>
<b>2. Choix des polluants métalliques .....</b>	<b>56</b>
<b>3. Techniques d'échantillonnage et d'analyse .....</b>	<b>56</b>
3.1. Techniques d'échantillonnage.....	56
3.2. Méthodes d'analyse des échantillons.....	59
<b>4. Résultats expérimentaux.....</b>	<b>74</b>
4.1. Etude du sol et du sédiment du site de Kherzet Youcef.....	74
4.2. Interprétations et discussion.....	81
 <b>C. ETUDE DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET PROPOSITIONS DE MESURES D'ATTENUATION ET DE GESTION .....</b>	 <b>84</b>

<b>CHAPITRE I : IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT .....</b>	<b>85</b>
<b>1. Impact sur les eaux souterraines .....</b>	<b>85</b>
<b>2. Rejet des eaux résiduaires.....</b>	<b>86</b>
2.1. Contamination par les métaux lourds .....	87
2.2. Autres contaminants .....	87
<b>3. Drainage minier acide (DMA) .....</b>	<b>89</b>
<b>4. Impact sur le sol .....</b>	<b>90</b>
<b>5. Impact sur les sédiments des cours d'eau.....</b>	<b>92</b>
<b>6. Impact sur la digue.....</b>	<b>93</b>
<b>7. Impact sur la végétation.....</b>	<b>94</b>
 <b>CHAPITRE II : PROPOSITIONS DE MESURES D'ATTENUATION ET DE GESTION .....</b>	 <b>96</b>
<b>1. Gestion des déchets .....</b>	<b>96</b>
1.1. Gestion des stériles .....	97
1.2. Gestion des résidus de traitement .....	98
<b>2. Plan de gestion des eaux.....</b>	<b>98</b>
2.1. Gestion des eaux .....	99
2.2. Plan de contrôle de l'érosion hydrique du sol et la revégétalisation .....	100
2.3. Gestion des eaux de surface .....	101
2.4. Traitement des eaux chargées en métaux lourds .....	102
<b>3. Mesures d'atténuation du drainage minier acide (DMA) sur le site de Kherzet Youcef.....</b>	<b>102</b>
3.1. Prévention du drainage minier acide .....	102
3.2. Traitement du drainage minier acide .....	103
<b>4. Gestion des boues de traitement .....</b>	<b>105</b>
<b>5. Traitement des sols.....</b>	<b>105</b>
5.1. Stabilisation des métaux lourds dans le sol par l'ajout des substances minérales .....	105
5.2. La phyto-remédiation .....	107
5.3. Essais pilotes industriels.....	108
 <b>CONCLUSION GENERALE .....</b>	 <b>110</b>
 <b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	 <b>113</b>
 <b>A N N E X E S.....</b>	 <b>120</b>



## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1:</b> Sources des ETM dans les sols.....	5
<b>Figure 2:</b> Drainage minier acide à proximité d'un parc à résidus miniers abandonnés.....	5
<b>Figure 3:</b> Mécanismes de rétention des métaux lourds dans les sols .....	20
<b>Figure 4 :</b> Schéma des interactions entre les polluants .....	29
<b>Figure 5:</b> Situation géographique du site de Kherzet Youcef .....	32
<b>Figure 6:</b> Variation des précipitations moyennes mensuelles interannuelles (1990-2004) de la région d' Ain Azel.....	33
<b>Figure 7 :</b> Variation des températures moyennes mensuelles interannuelles (1990-2004) de la région d' Ain Azel.....	34
<b>Figure 8 :</b> Photo illustrant Sebkhiet El Hamiet .....	36
<b>Figure 9 :</b> Utilisation de Sebkhiet El Hamiet comme lieu de pâturage pour l'élevage ovin et bovin.....	37
<b>Figure 10 :</b> Carte pédologique de la région d'Ain Azel .....	38
<b>Figure 11 :</b> Vue de l'installation de stockage de l'eau d'exhaure de Kherzet Youcef .....	39
<b>Figure 12 :</b> Schéma structural simplifié de la région d'Ain Azel (extrait de la carte géologique N°143 au 1/50 000 d'Ain Azel) .....	42
<b>Figure 13:</b> Niveaux pouvant être contaminés par les polluants métalliques dans le site de Kherzet Youcef .....	44
<b>Figure 14:</b> Carte géologique schématique de la région de Kherzet Youcef .....	46
<b>Figure 15:</b> Coupe hydrogéologique schématique de la région de Kherzet Youcef .....	51
<b>Figure 16:</b> Schéma technologique de la laverie de Kherzet Youcef .....	54
<b>Figure 17:</b> Plan d'échantillonnage du sol et du sédiment dans la région de Kherzet Youcef (Extrait de la carte topographique N°143 au 1/50 000) .....	57
<b>Figure 18:</b> Répartition géochimique spatiale du plomb dans le sédiment dans la région de Kherzet Youcef.....	76
<b>Figure 19:</b> Répartition géochimique spatiale du zinc dans le sédiment de la région de Kherzet Youcef .....	76
<b>Figure 20:</b> Triangle des textures du sol .....	77
<b>Figure 21:</b> Répartition géochimique du plomb dans le sol de la région de Kherzet Youcef .....	80
<b>Figure 22:</b> Répartition géochimique du zinc dans le sol de la région de Kherzet Youcef.....	80
<b>Figure 23:</b> Photo montrant le complexe minier de Kherzet Youcef .....	86
<b>Figure 24:</b> <i>Vetiveria zizanioides</i> .....	108

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1:</b> Teneurs moyennes du fond géochimique en Pb et Zn ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) .....	6
<b>Tableau 2:</b> Utilisation industrielle des métaux .....	6
<b>Tableau 3:</b> Propriétés physico-chimiques de l'élément plomb .....	7
<b>Tableau 4:</b> Principaux composés et minéraux du plomb .....	8
<b>Tableau 5:</b> Propriétés physico-chimiques de l'élément zinc .....	10
<b>Tableau 6:</b> Toxicité du plomb et du zinc .....	12
<b>Tableau 7:</b> Propriétés des argiles .....	16
<b>Tableau 8:</b> Composition des sédiments.....	17
<b>Tableau 9:</b> Localisation et mobilité des métaux dans le sol .....	19
<b>Tableau 10:</b> Affinité relative des ETM pour les sols et les constituants du sol .....	22
<b>Tableau 11:</b> Co-précipitations ayant lieu dans le sol .....	25
<b>Tableau 12:</b> Bio-disponibilité des métaux dans les sédiments .....	27
<b>Tableau 13:</b> Devenir des métaux potentiellement bio-disponibles lors du changement des conditions chimiques des sédiments .....	28
<b>Tableau 14:</b> Précipitations dans la région d'Aïn Azel de 1990 à 2004 .....	33
<b>Tableau 15 :</b> Températures moyennes de la région d'Aïn Azel de 1990-2004.....	34
<b>Tableau 16 :</b> Evapotranspiration dans la région d'Ain Azel de 1990 à 2004.....	35
<b>Tableau 17:</b> Stratigraphie de la région du Hodna .....	41
<b>Tableau 18:</b> Caractéristiques physiques du sous bassin versant .....	49
<b>Tableau 19:</b> Réactifs de flottation .....	55
<b>Tableau 20:</b> Solutions mères standards .....	71
<b>Tableau 21:</b> Texture du sédiment prélevé dans la région de Kherzet Youcef .....	74
<b>Tableau 22:</b> Composition physico-chimique du sédiment.....	74
<b>Tableau 23:</b> Composition minéralogique du sédiment .....	75
<b>Tableau 24:</b> Composition géochimique du sédiment.....	75
<b>Tableau 25:</b> Teneurs en plomb et en zinc dans les sédiments.....	75
<b>Tableau 26:</b> Texture du sol de la région de Kherzet Youcef .....	77
<b>Tableau 27:</b> Composition physico-chimique du sol.....	78
<b>Tableau 28:</b> Composition minéralogique du sol .....	78
<b>Tableau 29:</b> Composition géochimique du sol.....	78
<b>Tableau 30:</b> Teneurs en plomb et en zinc dans le sol.....	79

<b>Tableau 31 :</b> Valeurs limites des concentrations en ETM dans les sols .....	<b>81</b>
<b>Tableau 32 :</b> Tableau comparatif entre les teneurs en Pb et en Zn obtenues par L. Attouчек, 2006 (résultats de mars 2004) et celles dans les mêmes sols obtenues dans le cadre de notre travail en date du 10/03/2008 .....	<b>83</b>
<b>Tableau 33:</b> Comparaison des teneurs en ETM des eaux de la nappe barrémienne aux normes (OMS et AFNOR) .....	<b>86</b>
<b>Tableau 34 :</b> Mécanismes et réactions du drainage minier acide (DMA).....	<b>90</b>
<b>Tableau 35:</b> Teneurs en Pb et Zn de quelques végétaux dans la région de Kherzet Youcef ..	<b>94</b>
<b>Tableau 36:</b> Bonnes Pratiques pour la gestion des déchets.....	<b>96</b>
<b>Tableau 37:</b> Bonnes Pratiques pour la gestion des eaux .....	<b>99</b>
<b>Tableau 38:</b> Requis nécessaires dans la mise en œuvre d'un Plan de Gestion des Eaux pendant le cycle minier.....	<b>100</b>

## LISTE DES ABREVIATIONS

AFNOR : Association Française de Normalisation  
ANGCM : Agence Nationale de la Géologie et du Contrôle Minier  
ANPM : Agence Nationale du Patrimoine Minier  
ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques  
BSR : Bactéries Sulfato Réductrices  
DMA : Drainage Minier Acide  
Corg. : Carbone organique  
CE : Conductivité Electrique  
CEC : Capacité d'Echange Cationique  
CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique  
EIE : Etude d'Impact sur l'Environnement  
ENOF : Entreprise Nationale des produits Miniers Non Ferreux et des Substances Utiles  
EREM : Entreprise Nationale de la Recherche Minière  
ETM : Eléments Traces Métalliques  
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques  
MO : Matières Organiques  
MS : Matières Sèches  
OMS : Organisation Mondiale de la Santé  
ppm : parties par millions ( $\text{mg.L}^{-1}$  ou  $\text{mg.kg}^{-1}$ )  
SAA : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique  
SONAREM : Société Nationale de la Recherche Minière  
UTM : Universal Transverse Mercator  
X : Latitude  
Y : Longitude

## INTRODUCTION

L'activité minière porte sur les travaux de prospection, d'exploration et d'exploitation des gisements. Au cours de sa réalisation, un projet minier peut générer de multiples impacts environnementaux tels que la modification hydrographique, la modification topographique des terrains exploités, l'érosion et l'accentuation du risque de glissement des terrains ainsi que la contamination des eaux, des sols et des sédiments, ou encore l'émission de poussières, de bruits et de vibrations. La dégradation, voire la destruction, de la végétation et des habitats fauniques que l'environnement abrite est souvent observée dans les sites où existe une activité minière. L'exploitation minière comporte, en plus des travaux d'extraction, le stockage de stériles miniers et des résidus de traitement du minerai pouvant entraîner le rejet d'une quantité importante d'effluents liquides pollués (ANGCM, 2007).

En Algérie, les activités minières sont réglementées par la loi n°01-10 du 3 juillet 2001 portant loi minière, dont la mise en œuvre est assurée par trois organes : l'administration, l'Agence Nationale du Patrimoine Minier (ANPM) et l'Agence Nationale de la Géologie et du Contrôle Minier (ANGCM). Parmi les missions principales de cette dernière, on peut mentionner le contrôle administratif et technique de l'exploitation minière.

Cette loi stipule l'élaboration d'une Etude d'Impact sur l'Environnement (EIE) approuvée par le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (MATET) et dont le Plan de Gestion Environnementale (PGE) fait partie intégrante. La mise en œuvre de cette disposition législative a été réglementée par les décrets exécutifs N° 90-78 du 27 février 1990, N° 06-198 du 31 mai 2006, N° 07-144 du 19 mai 2007, N° 07-145 du 19 mai 2007.

C'est dans un tel contexte que ce travail porte sur un état des lieux et l'évaluation des impacts environnementaux des activités d'exploitation du complexe minier de Kherzet Youcef, dans la région d'Ain Azel (wilaya de Sétif) qui contient des gisements polymétalliques de Pb-Zn. En effet, ce site minier qui appartient à l'Entreprise Nationale des Produits Miniers Non Ferreux et des Substances Utiles (ENOF) et qui a été en activité pendant 27 ans, est en arrêt depuis 2006 ; il est actuellement envisagé la reprise des travaux d'exploration.

La pollution de cette région par le plomb et le zinc entraînerait particulièrement des risques pour la population (5 habitants / km<sup>2</sup>) et l'agriculture, principale ressource de la région (**Attouchek, 2006**).

Cette étude porte plus spécifiquement sur les conséquences du traitement des minerais extraits, étape la plus polluante de l'exploitation minière. Les minerais des gisements métallifères de Kherzet Youcef et de Chaâbet El Hamra sont enrichis dans le complexe minier de Kherzet Youcef en vue de l'obtention de deux métaux lourds, Zn et Pb, dont l'importance à l'échelle industrielle au niveau national et international n'est plus à démontrer. Ils subissent un broyage et un concassage, puis une flottation en vue de l'enrichissement du minerai. Cette étape qui est réalisée dans des usines appelées « *laveries* », emploie des réactifs chimiques qui risquent de se retrouver dans les cours d'eau environnants (l'oued Enza est localisé à quelques mètres de l'aire de stockage du minerai polymétallique) et dans les sols arables situés à proximité du site de Kherzet Youcef qui fait l'objet de notre étude. Elle induit de plus des émissions atmosphériques, des effluents acides chargés en métaux lourds, des boues de traitement, des huiles et graisses usées ainsi que d'autres rejets solides ; des pièces et équipements rejetés ou réformés figurent aussi parmi les rejets industriels produits par cette usine.

Par ailleurs, les minéraux sulfurés, lorsqu'ils sont exposés à l'air, subissent une altération provoquant une acidification des eaux favorisant la dissolution des métaux contenus dans les minéraux. Lorsqu'ils se retrouvent dans le milieu récepteur, ces métaux peuvent affecter grandement les organismes aquatiques. De plus, lors du traitement de minerais, les divers réactifs organiques et inorganiques utilisés sont susceptibles de se retrouver dans l'effluent du parc à résidus (digue).

Bien souvent, cette pollution a tendance à s'accumuler et à rester concentrée dans les parties superficielles du sol, mais une migration vers les horizons plus profonds reste toujours à envisager et peut avoir pour conséquence la contamination des nappes souterraines.

Des travaux antérieurs (**Medkour, 1994 ; ANRH, 2005 et Attouchek, 2006**) ont fait office d'audits environnementaux durant la période de fonctionnement du site minier et ont montré des incidences négatives sur l'environnement, vu les dangers induits par les métaux lourds ou éléments traces métalliques (ETM) dans l'environnement.

Il nous a donc semblé important, après 3 ans d'arrêt des activités du site minier de Kherzet Youcef, de :

- Faire un nouvel état des lieux concernant la pollution en polymétaux (Pb et Zn) des sédiments et des sols arables en aval de la laverie (l'analyse des eaux n'a pu être effectuée en raison de leur inexistence au niveau du site au moment de notre campagne de prélèvements).

Une étape de caractérisation des échantillons de sédiment et de sol a été nécessaire au préalable ;

- Comparer nos résultats à ceux des travaux antérieurs et aux normes admises ;
- Réaliser une évaluation des impacts, dans le cas de la reprise d'exploitation du site minier ;
- Dédire des recommandations sur la gestion environnementale du site étudié (mesures d'atténuation).

**A. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE**

**SUR LES ETM, LE SOL ET LE SEDIMENT**



## CHAPITRE I : LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES PLOMB ET ZINC

Cette partie comprend des rappels essentiels sur les métaux lourds et plus particulièrement le plomb et le zinc, ainsi que sur leurs impacts sur l'environnement et la santé humaine.

### 1. Généralités sur les métaux lourds ou ETM

Certains auteurs entendent par « métaux lourds » les éléments dont la masse volumique minimum est supérieure à  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  ; d'autres les classent en fonction de leur masse atomique et de leur numéro atomique (**Deschamps et al., 2006**). Les métaux lourds désignent les éléments toxiques pour la biomasse causant une perturbation enzymatique (**Duchaufour, 2001**). Certains éléments tels que le zinc, le cuivre, le molybdène, le sélénium, sont indispensables à faibles doses, alors que d'autres tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le chrome, le Nickel ne sont considérés qu'en tant qu'éléments toxiques (**Duchaufour, 2001**).

Ils peuvent provenir de sources naturelles (fond géochimique) ou anthropiques (liées aux activités humaines), tel que présenté sur la figure 1.

Le fond géochimique est défini, d'après le rapport N°42 de la revue « Académie des sciences », 1998 (**INERIS, 2004**), comme étant "la teneur naturelle ou originelle en éléments traces dans un sol en absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré". Ces éléments sont alors naturellement présents dans les sols, les eaux, la faune et la flore en de faibles quantités (**Pereira et Sonnet, 2007**).

Dans l'environnement, les métaux sont souvent présents à l'état de traces, d'où la terminologie « Éléments Traces Métalliques » (ETM).

Les sources anthropiques sont essentiellement les activités industrielles, les apports agricoles et les sites miniers. Cependant, l'activité minière représente l'un des plus grands secteurs industriels émetteur de métaux lourds ; ceci est lié aux gisements métallifères dont l'exploitation génère les résidus de concentrateurs miniers usuellement appelés « laveries » et les stériles miniers à l'origine du phénomène du Drainage Minier Acide (DMA) (**Deschamps et al., 2006**) (fig. 2).

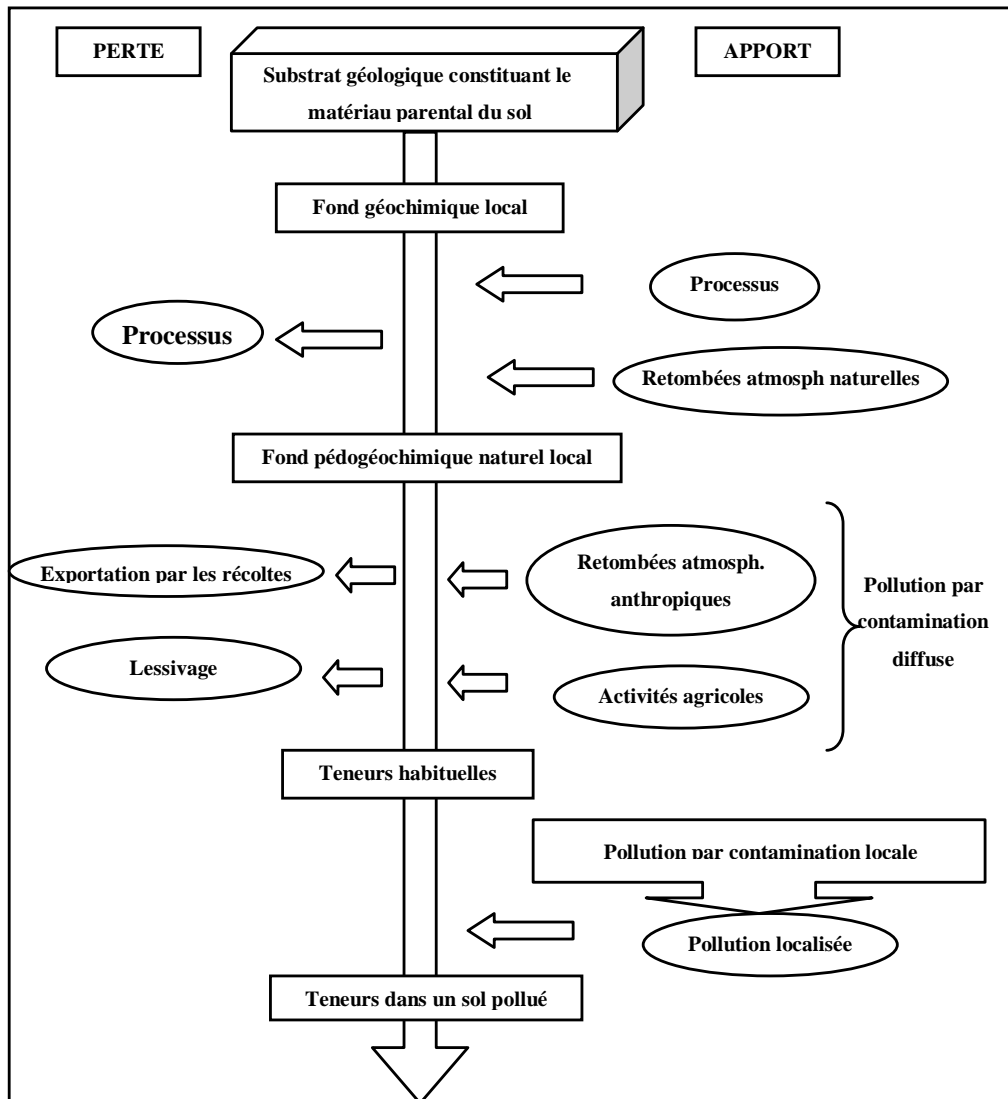


Figure 1: Sources des ETM dans les sols (Pereira et Sonnet, 2007)



Figure 2: Drainage minier acide à proximité d'un parc à résidus miniers abandonnés (Deschamps et al., 2006)

La géomorphologie du terrain influe sur le transport des particules rocheuses puisque dans un relief plat elles sont moins bien transportées ; elles s'accablent dans les lits des

cours d'eau. On assiste alors à une **sédimentation**. Les métaux sont peu solubles dans l'eau et restent associés à la matière solide.

Il est à noter que les terrains carbonatés sont plus riches en métaux que les terrains siliceux (**INERIS, 2004**).

Les teneurs moyennes du fond géochimique en Pb et Zn figurent dans le tableau 1.

**Tableau 1: Teneurs moyennes du fond géochimique en Pb et Zn (mg.kg<sup>-1</sup>) (Colinet, 2003)**

	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>
<b>Pb</b>	13-15	3	5,7	10	23
<b>Zn</b>	70-132	100	20	30	120

**A:** Ecorce terrestre **B :** Roches magmatiques basiques **C :** Calcaires **D :** Grès **E :** Ardoises/ argiles

Du point de vue de l'activité biologique des organismes vivants, les métaux sont classés en 2 catégories : les métaux essentiels à la vie (tel que le zinc) et ceux dont on ignore l'utilité.

Les métaux ont occupé une place de choix dans l'économie mondiale depuis la révolution industrielle et l'industrie des métaux a permis un développement technologique important. Ces éléments étaient au cœur des relations internationales avant l'ère industrielle. Parmi ces métaux on retrouve:

- Les métaux utilisés dans l'industrie ;
- Les métaux rares ayant un intérêt économique.

Le tableau 2 illustre l'utilisation industrielle du plomb et du zinc.

**Tableau 2: Utilisation industrielle des métaux (Sirven, 2006)**

<b>Métal</b>	<b>Utilisation</b>
<b>Pb</b>	Batteries 70 % Laminés et munitions 10 % Chimie 10 % Autres 10 %
<b>Zn</b>	Galvanisation 50 % Pièces moulées 15 % Laiton et autres métaux d'alliages 20 % Demi-produits 5 % Chimie et autres 10 %

Cependant, les activités d'extraction, de transformation des minerais et celles de la production de produits de haute valeur ajoutée génèrent une pollution des différentes composantes environnementales (**Sirven, 2006**).

Les caractéristiques physico-chimiques d'un métal influent sur ses propriétés biologiques, ses formes chimiques et ses fonctions dans le milieu dans lequel il se trouve.

## 2. Le plomb

### 2.1. Propriétés

Le plomb appartient au groupe IVA du tableau périodique. Dans le tableau 3 figurent les principales propriétés physico-chimiques de ce métal.

Tableau 3: Propriétés physico-chimiques de l'élément plomb (BRGM, 2004)

N° atomique	82
Masse atomique (g.mole <sup>-1</sup> )	207,2
Point de fusion (°C)	327
Point d'ébullition (°C)	1740
Densité	11,35
Configuration électronique	[Xe] 4f <sup>14</sup> 5d <sup>10</sup> 6s <sup>2</sup> 6p <sup>2</sup>
Valences	0, +2, +4
Rayon atomique (Å)	1,75 à 1,81
Rayon ionique (Å)	
– Pb <sup>2+</sup>	0,94 à 1,49
– Pb <sup>4+</sup>	0,78 à 0,94
Isotopes	<sup>204</sup> Pb, <sup>205</sup> Pb, <sup>207</sup> Pb, <sup>208</sup> Pb, <sup>220</sup> Pb, <sup>211</sup> Pb, <sup>212</sup> Pb, <sup>214</sup> Pb

Le plomb est un élément fréquemment rencontré dans l'environnement, mais à l'état naturel il est rarement présent dans les eaux souterraines (BRGM, 2004).

Il est peu mobile et ne s'accumule que dans les couches superficielles du sol. En milieu alcalin, il est rapidement immobilisé et faiblement recyclé par la végétation (Duchaufour, 2001).

Le plomb dissous réagit dans le sol avec les argiles, les phosphates, les sulfates, les carbonates, les hydroxydes et la matière organique (INERIS, 2006).

Le plomb peut être retenu par le sol par précipitation/dissolution ou par adsorption dont le principe est expliqué plus loin.

### 2.2. Sources du plomb dans l'environnement

#### 2.2.1. Sources naturelles

Le plomb est le 36<sup>ème</sup> élément de l'écorce terrestre qui en contient environ 14,8 mg.kg<sup>-1</sup>. Un tiers du plomb rentre dans le groupe des sulfates et sulfites.

On rencontre le plomb dans de multiples minéraux tels que les sulfates (anglésite PbSO<sub>4</sub>), les oxydes (oxyde de plomb PbO), dioxyde de plomb (PbO<sub>2</sub>), tétra-oxyde de plomb (Pb<sub>3</sub>O<sub>4</sub>), hydroxydes (Pb (OH)<sub>2</sub>), sulfures (galène PbS) et phosphates.

De par la valeur de son rayon ionique, il peut se substituer à de multiples éléments tels que le potassium, le sodium, le calcium, le strontium, ou le baryum. La concentration en plomb dans les roches est assez faible, allant de quelques mg. kg<sup>-1</sup> à quelques dizaines de mg.kg<sup>-1</sup> (BRGM, 2004).

Les minéraux sont caractérisés par une très faible solubilité dans l'eau (BRGM, 2004).

Les principaux composés et minéraux du plomb figurent dans le tableau 4.

**Tableau 4: Principaux composés et minéraux du plomb (BRGM, 2004)**

Minéraux	Formule chimique
Anglésite	PbSO <sub>4</sub>
Galène	PbS
Boulangérite	Pb <sub>5</sub> Sb <sub>4</sub> S <sub>11</sub>
Franckéite	Pb <sub>5</sub> Sn <sub>3</sub> Sb <sub>2</sub> S <sub>14</sub>
Cérusite	PbCO <sub>3</sub>
Crocoïte	PbCrO <sub>4</sub>
Chlorure de plomb	PbCl <sub>2</sub>
Bromure de plomb	PbBr <sub>2</sub>
Hydroxyde de plomb	Pb(OH) <sub>2</sub>
Litharge	PbO
Minium	Pb <sup>II</sup> <sub>2</sub> Pb <sup>IV</sup> O <sub>4</sub>
Pyromorphite	Pb <sub>5</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> Cl
Hydroxypyromorphite	Pb <sub>5</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> OH
Fluoropyromorphite	Pb <sub>5</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> F
Arséniate de plomb	Pb <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>
Plumbogummitte	PbAl <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> )(OH) <sub>5</sub> H <sub>2</sub> O
Raspite	PbWO <sub>4</sub>
Wulfénite	PbMoO <sub>4</sub>
Vanadrite	Pb(VO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> Cl

### 2.2.2. Sources anthropiques

Le plomb peut se retrouver également dans l'environnement du fait des activités humaines (activités minières, activités métallurgiques, activités industrielles).

### 2.3. Toxicité du plomb

Le plomb peut pénétrer dans l'organisme humain par trois voies :

- par inhalation de vapeur de plomb ou de poussières (oxyde de plomb);
- par ingestion ;
- par voie cutanée, plus rarement.

Le plomb diffuse rapidement à travers la circulation sanguine dans les différents organes comme le cerveau et les tissus fortement calcifiés (dents et os). Il est principalement éliminé dans les urines (75 %) et 15 à 20 % du plomb sont éliminés dans les fèces. Le plomb est également excrété dans la salive, dans la sueur, dans les ongles, dans les cheveux...

La toxicité chronique du plomb se manifeste par le saturnisme défini comme étant une intoxication aiguë ou chronique, professionnelle ou domestique, par le plomb, ses vapeurs ou ses sels qui pénètrent dans l'organisme par voie digestive ou respiratoire.

L'effet de toxicité au plomb est observé lorsque l'individu a plus de 100 µg de Pb par litre de sang chez l'enfant et 150 µg de Pb par litre de sang chez l'adulte.

Cet élément a un effet cumulatif ; le sujet atteint manifeste les symptômes suivants : grande fatigue, manque de concentration et de mémorisation, diminution du QI, lésions cérébrales, atteintes neurologiques. L'intoxication aiguë est rare.

#### **2.4. Impacts sur l'environnement**

Le plomb est un élément naturellement présent dans l'environnement. Néanmoins, l'excès des teneurs en plomb dans l'environnement sont d'origine anthropogénique. Les activités humaines ont donné lieu à la formation de sels de plomb dont les particules grossières retombent au niveau du sol ou des eaux superficielles. Les plus fines d'entre elles sont transportées sur de longues distances ou restent localisées dans l'atmosphère.

Le plomb s'accumule dans le corps des organismes aquatiques et de ceux du sol. Ceux-ci souffrent alors des conséquences d'un empoisonnement au plomb. Chez les crustacés, ces effets se font ressentir même si de très petites concentrations de plomb sont présentes. Les fonctions du phytoplancton peuvent être perturbées lorsque le plomb est présent. Le phytoplancton est une source importante d'oxygène dans les mers.

Par ailleurs, les fonctions du sol sont perturbées par l'intervention du plomb, spécialement près des autoroutes et des terres agricoles, où des concentrations extrêmes peuvent être présentes. Les organismes du sol souffrent alors aussi de l'empoisonnement au plomb.

Le plomb est un produit chimique particulièrement dangereux car il peut s'accumuler dans des organismes individuels, mais aussi dans la chaîne alimentaire toute entière ([www.lennetec.com](http://www.lennetec.com)).

#### **2.5. Méthodes d'analyse du plomb**

Les techniques d'analyse du plomb au laboratoire sont les suivantes (**BRGM, 2004**) :

- La spectrométrie d'absorption atomique (SAA) ;
- La spectrométrie de masse ;
- La spectrométrie d'émission atomique (SEA) ;
- La spectrométrie de fluorescence X ;
- La spectrométrie de masse à ionisation thermique ;
- La spectrométrie de fluorescence atomique laser ;
- L'ionométrie ;
- L'électrochimie.

### 3. Le zinc

#### 3.1. Propriétés

Le zinc est le dernier élément de la première série de transition de la classification périodique des éléments. Il appartient au groupe II-B (**Cornudet, 2006**). Les principales caractéristiques physico-chimiques du zinc sont rapportées dans le tableau 5.

**Tableau 5: Propriétés physico-chimiques de l'élément zinc (Cornudet, 2006 ; [www.ILZSG.org](http://www.ILZSG.org), [www.lenntech.com](http://www.lenntech.com), CNRS, 2002)**

N° atomique	30
Masse atomique (g.mol <sup>-1</sup> )	65,38
Point de fusion (°C)	419,58
Point d'ébullition (°C)	907
Densité	7,14
Configuration électronique	[Ar]3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup>
Valences	+2
Rayon atomique (Å)	1,38
Température d'auto-inflammation (°C)	570 (en nuage)
Aspect	Métal blanc bleuté
Isotopes stables	<sup>64</sup> Zn, <sup>65</sup> Zn, <sup>66</sup> Zn, <sup>67</sup> Zn, <sup>68</sup> Zn, <sup>70</sup> Zn

#### 3.2. Le zinc à l'état naturel

Le zinc se trouve toujours associé à d'autres éléments avec lesquels il forme des minéraux zincifères tels que la sphalérite (blende ou sulfure de zinc ZnS), la smithsonite (spathzinc, carbonate de zinc ZnCO<sub>3</sub>), la marmatite (sulfure de zinc ZnS qui renferme une certaine quantité de sulfure de fer FeS) (**Secteurs des minéraux et des métaux (Canada), 2005**). Il est naturellement présent dans la croûte terrestre, donc, on le retrouve dans les

roches, les sols et l'eau à différentes proportions. Les principaux gisements de zinc sont les suivants :

- Gisements exhalatifs dans des roches sédimentaires (SEDEX) ;
- Gisements de sulfures massifs de type Mississippi Valley (TMV) : ils renferment la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), la galène ( $\text{PbS}$ ) et la sphalérite ( $\text{ZnS}$ ) ; c'est le cas des gisements de Chaâbet El Hamra et de Kherzet Youcef, objets de notre étude (**Boutaleb, 2001**) ;
- Gisements de sulfures massifs vulcanogènes (SMV) ;
- Gisements skanifères (**Secteurs des minéraux et des métaux (canada), 2005**) ;

Le zinc est un élément chalcophile présent dans la roche mère sous forme de sphalérite ( $\text{ZnS}$ ), de wurtzite ( $\text{ZnS}$ ), de zincite ( $\text{ZnO}$ ), de smithsonite (ou calamite) ( $\text{ZnCO}_3$ ), de willemite ( $\text{Zn}_2\text{SiO}_4$ ), de zinkosite ( $\text{ZnSO}_4$ ), de franklinite ( $\text{ZnFe}_2\text{O}_4$ ) et d'hopéite ( $(\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2, 4\text{H}_2\text{O})$ ) (**Panfili, 2004**).

### **3.3. Effets sur la santé et impacts sur l'environnement**

#### **3.3.1. Données toxicologiques**

Le zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme. Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (**INERIS, 2005**).

Les besoins journaliers en zinc pour l'enfant sont de 10 mg, ceux pour l'homme et la femme sont respectivement de 15 mg et 12 mg (**INERIS, 2005**).

La forme métallique ne présente pas de toxicité, mais ce n'est pas le cas de certains composés de ce métal. La mort peut survenir en cas d'inhalation des vapeurs de composés de zinc tels que le chlorure de zinc. L'exposition aux fumées ultrafines issues du découpage et de la soudure d'acier galvanisé peut engendrer la « fièvre des fondeurs » dont les symptômes sont : gorge sèche et douloureuse, toux, dyspnée, fièvre, douleurs musculaires, céphalée et goût métallique dans la bouche, effets cardiaques et gastro-intestinaux (**INERIS, 2005**).

Le tableau 6 regroupe les principaux effets toxiques du plomb et du zinc sur la santé humaine.



**Tableau 6: Toxicité du plomb et du zinc (Sirven, 2006)**

Él.	Forme la plus Toxique	Cancérogène	Toxique pour la reproduction	Troubles respiratoires	Troubles digestifs	Troubles rénaux	Troubles Neurologiques	Irritations	Autres
<b>Pb</b>	Formes Organiques	Poumon (chromates, arsénates), rein	oui		A	AC	AC		- Troubles du comportement (C), - Troubles moteurs C), - Anémie (C)
<b>Zn</b>	Composés solubles (sels)			A	A			Muqueuses respiratoires, peau	Anémie (C)

**A** : toxicité chronique

**C** : toxicité aigue

### 3.3.2. Impacts sur l'environnement

Le zinc est un élément présent dans l'environnement, mais sa teneur a tendance à augmenter du fait des activités industrielles. Il est présent dans certaines eaux usées ; on le retrouve également dans les déchets ([www.lenntech.com](http://www.lenntech.com)).

Le sol contient également des quantités importantes en zinc ; ceci entraîne son absorption par les plantes et donc par la faune consommatrice de ces végétaux. Du fait de sa mobilité, le zinc peut aussi se retrouver dans les eaux souterraines. Les microorganismes subissent également l'effet de la présence de ce contaminant métallique en perturbant leur activité, ce qui influe sur celle du sol ([www.lenntech.com](http://www.lenntech.com)).

Le zinc s'adsorbe aisément sur les minéraux argileux, les carbonates et les hydroxydes ; il est moins souvent retenu dans les sols par précipitation en raison de la grande solubilité des composés du zinc. Il peut en revanche former des complexes (**INERIS, 2006**).

### 3.4. Méthodes d'analyse

Les principales techniques d'analyse et de quantification du zinc dans l'environnement (**INERIS, 2005**) sont les suivantes :

- La spectrométrie d'absorption atomique avec flamme (F-AAS) ;
- La spectrométrie d'émission atomique couplée à une torche à plasma à couplage inductif (ICP-AES) ;
- La spectrométrie de masse couplée à une torche à plasma (ICP-MS) ;
- La diffraction X.

## **CHAPITRE II : LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LE SOL ET LE SEDIMENT**

### **1. Le sol**

#### **1.1. Définition**

Le sol, dans le sens pédologique, est la partie des formations naturelles soumises aux processus pédologiques et subissant des évolutions plus ou moins importantes dans la composition chimique et la constitution minéralogique.

Du point de vue hydrogéologique, le sol peut être défini comme la partie des formations pédologiques et lithologiques comprises entre la surface et le niveau de la nappe phréatique (Zone Non Saturée, ZNS), dont les fonctions ou l'utilisation sont susceptibles d'être affectées de façon négative du fait de l'apport de polluants dangereux (**BRGM, 2001**).

#### **1.2. Constituants**

De l'altération des roches résultent les minéraux silicatés qui sont les constituants prépondérants du sol. On y retrouve également la matière organique issue de la dégradation des végétaux. Elle est localisée essentiellement dans les parties superficielles. Ces phases constituent un support mécaniquement stable pour les végétaux auxquelles s'ajoutent l'eau, les sels minéraux indispensables aux plantes ainsi que la phase gazeuse. Dans le sol, on retrouve d'autres types d'éléments (**Pansu et Gautheyrou, 2003**) : les éléments majeurs, les éléments traces et les éléments polluants, les éléments biogènes et toxiques, les éléments totaux et les éléments extractibles.

#### **1.3. Propriétés**

La connaissance des propriétés du sol est nécessaire pour mieux aborder certains impacts de la pollution de ce milieu par des contaminants particuliers.

##### **– La porosité**

Les pores du sol contiennent de l'air qui comprend de l'oxygène nécessaire à l'activité microbienne via les racines des végétaux. Ainsi, le drainage et l'irrigation contribuent à maintenir l'équilibre eau-air.

##### **– La texture**

Qualitativement, la texture est décrite en fonction de son aspect (graveleux ou fin). Quantitativement, cette propriété est décrite par les proportions des particules minérales relativement grossières.

– **La composition minéralogique**

La présence des minéraux argileux influe fortement sur la rétention des polluants, notamment les contaminants métalliques, par le sol. La composition chimico-minéralogique du sol détermine l'environnement chimique et la présence des colloïdes (**BRGM, 2001**).

– **L'acidité et l'état redox**

La spéciation des polluants et particulièrement celle des ETM est étroitement liée à l'acidité (pH) ainsi qu'au potentiel d'oxydoréduction du sol, en agissant sur la mobilité de ces contaminants (**BRGM, 2001**).

– **La teneur en matière organique**

La présence de la matière organique au sein du sol influe sur la fixation des polluants métalliques, la biodisponibilité des colloïdes et les réactions chimiques.

#### **1.4. Fractions minérales et organiques du sol**

##### **1.4.1. La fraction minérale**

La fraction minérale du sol est étudiée en comparant les compositions minéralogique et géochimique des horizons du profil à celle de la roche mère (Duchaufour, 2001). Le sol contient :

- Des minéraux primaires (quartz, feldspath, micas etc. ....) ;
- Des minéraux secondaires résultant de l'altération biochimique et géochimique des minéraux primaires qui donnent des complexes d'altération.

##### **1.4.1.1. Les minéraux**

Les roches éruptives sont caractérisées par la présence des minéraux silicatés :

- **Le quartz** (silice cristallisée), qui est l'élément prépondérant dans la majorité des roches et des sols ;
- **Les silicates** constitués par un assemblage de tétraèdres (silice) et d'octaèdres (alumine) qui donnent lieu à la formation des structures suivantes : Ilots isolés (olivine ou périodit), en chaînes ou en bandes (pyroxène et amphiboles), en feuillets (phyllosilicates, micas), organisation tridimensionnelle (tectosilicates, feldspaths).

##### **1.4.1.2. Les roches**

Selon leur capacité d'altération, on distingue :

- Les roches éruptives (ou ignées)
- Les roches sédimentaires
- Les roches métamorphiques

### 1.4.1.3. Les argiles

Les argiles sont des silicates d'aluminium hydratés, microcristallins à structure feuilletée (phyllites) (**Duchaufour, 2001**). L'association de ces feuillets se fait par des liaisons hydrogène que l'on retrouve dans l'illite ou la kaolinite ou par des forces relativement faibles (forces de Van der Waals). Chaque feuillet est formé de 2 ou 3 couches superposées où un ion métallique se positionne au centre d'une figure géométrique tridimensionnelle dont les sommets sont occupés par les ions d'oxygène et d'hydroxyles. Théoriquement, les charges positives de l'ion central ( $\text{Si}^{4+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ) sont neutralisées par les charges opposées. Par ailleurs, les ions métalliques peuvent être remplacés par des cations de valence inférieure et c'est ainsi que l'équilibre est rompu.

Les argiles sont caractérisées par des charges électrostatiques négatives qui leur permettent de se lier aux métaux, protons ou autres particules de charge positives par des liaisons électrostatiques. Ces dernières sont faibles et permettent d'échanger les cations métalliques par ceux contenus dans la phase aqueuse du sol.

Les forces de Van der Waals, les liaisons de coordination, les liaisons hydrogène dont l'ensemble est parfois appelé Sorption, sont disponibles en surface des feuillets des argiles (**Davet, 1996**).

Les propriétés des argiles figurent dans le tableau 7.

**Tableau 7: Propriétés des argiles (Davet, 1996)**

PROPRIÉTÉS	PARTICULARITÉS
Capacité d'échange et effet tampon	- Capacité d'échange des ions H <sup>+</sup> qui leur donne l'effet tampon (kaolinite, montmorillonite) - L'adsorption par les argiles assure une réserve des minéraux
Rétention d'eau	Assurée de façon réversible par les liaisons chimiques et électrostatiques entre les feuillets et les molécules d'eau, particularité observée chez les argiles gonflantes
Adsorption des composés organiques	- Rétention des molécules organiques pouvant empêcher leur lessivage et leur dégradation par les microorganismes et enzymes du sol. - Adsorption temporaire - Désorption possible liée aux conditions du milieu
Effet de la structure du sol	Les argiles donnent au sol une bonne structure permettant la circulation de l'eau et les échanges gazeux, lié à leur forme floculée dans l'eau

#### 1.4.1.4. Oxyhydroxydes

Comme les argiles, ils sont considérés comme des complexes d'altération sous forme soluble ou complexée :

- Oxyhydroxydes de fer
- Oxyhydroxydes d'aluminium

#### 1.4.1.5. Silice

La silice peut se présenter sous forme libre ou associée. Son altération peut entraîner la libération de l'acide monosilicique (SiO<sub>4</sub>H<sub>4</sub>) (**Duchaufour, 2001**) soluble, pouvant se transformer sous forme cristalline ou amorphe. A la différence des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, la silice peut être recyclée par la végétation en dépit du fait qu'elle ne soit pas nécessaire aux plantes. Elle s'accumule dans les litières sous la forme de phytolithes.

#### 1.4.2. La fraction organique

Dans le sol, la matière organique provient de l'activité des microorganismes : déjections animales, exsudats racinaires et litières végétales ainsi que des polysaccharides microbiens. Elle peut également être d'origine végétale par l'apport des feuilles dans les forêts (**Davet, 1996**).

Dans le sol, les matières organiques solubles de faible poids moléculaire sont minéralisées, alors que les autres substances de poids moléculaire élevé sont plus complexes ; elles sont désignées par « humus » qui est une fraction organique foncée pouvant se lier aux argiles et aux oxydes libres (**Duchaufour, 2001**). Ses propriétés sont les suivantes :

- Charges généralement négatives ;
- Capacité d'échange importante ;

- Grande capacité d’adsorption des substances organiques et de rétention des molécules d’eau ;
- Présence sous forme de colloïdes.

La matière organique s’associe aux argiles pour former des complexes très stables. Elle s’enrobe autour des argiles sous forme de pellicule. Cette association fait intervenir des liaisons chimiques et physico-chimiques en vue de la cohésion des complexes argilo-humiques (Davet, 1996). La stabilité de ces complexes est renforcée par les hydroxydes de fer, d’aluminium ou de manganèse en jouant le rôle de ponts entre particules de charge négative (Davet, 1996).

## 2. Le sédiment

### 2.1. Définition

Le sédiment est un ensemble constitué par la réunion de particules plus ou moins grossières ou de matière précipitée ayant séparément subi un certain transport. Les matériaux des sédiments peuvent par exemple provenir de l’érosion des roches antérieures ou résulter d’une activité organique. Après un dépôt, un sédiment subit une diagenèse et devient une roche sédimentaire.

On parle en général de sédiment lorsque le dépôt est récent, surtout s’il se trouve encore dans son milieu de formation et s’il est encore gorgé d’eau.

### 2.2. Composition des sédiments

Les sédiments sont caractérisés par une composition complexe constituée par les phases solide et liquide ainsi que par la flore et la faune (tableau 8).

**Tableau 8: Composition des sédiments (Lions, 2004)**

Constituants	Caractéristiques
Phase solide	Constituée de sables, argiles, sulfures et sulfures insolubles, phosphates, matière organique, oxydes et hydroxydes, carbonates, débris et déchets.
Phase liquide	Vecteur de la contamination des eaux souterraines et assure les échanges entre le sédiment et la colonne d’eau
Faune benthique	La surface des sédiments abrite ces espèces responsables des réactions d’échanges nutritionnels et énergétiques entre le sédiment et la colonne d’eau

### 3. Les ETM dans le sol

#### 3.1. Comportement des ETM dans le sol

Dans le sol, les ETM ont un comportement différent selon la forme chimique sous laquelle ils se trouvent (spéciation).

- **La spéciation** : la spéciation désigne la répartition et la quantification des différentes formes chimiques de l'élément dans le sol qui, réunies, donnent sa concentration totale. C'est également l'association des éléments traces dans les phases porteuses du sol (**Ablain, 2002**).
- **La mobilité** des ETM est liée à la spéciation ; c'est l'aptitude à pouvoir migrer, soit sous l'action de la gravité, soit sous l'action de forces locales. Par ailleurs, la mobilité d'un élément métallique est à distinguer de sa migration qui n'est rien d'autre qu'un déplacement physique des éléments (**Colinet, 2003**).
- **La biodisponibilité** : c'est la capacité d'un élément à être disponible pour un organisme donné (**Ablain, 2002**). Elle dépend de l'organisme, suivant son stade de développement, et de divers paramètres externes. L'absorption des métaux par les plantes se fait par les racines, d'où la facilité de l'étude de la biodisponibilité des plantes (phytodisponibilité).

Dans le sol, les ETM peuvent s'associer aux fractions solides (réseau cristallin des minéraux, argiles...). Ils sont également présents sous forme de solubles (cations et anions libres, complexes minéraux neutres, ....), formes sous lesquelles ils sont biodisponibles (**Pereira et Sonnet, 2007**).

La mobilité des ETM est influencée par le pH, le potentiel redox, la capacité d'échange cationique (CEC), le climat (**Pereira et Sonnet, 2007**), la nature des constituants du sol (**Dère et al., 2006**) et leurs interactions avec les éléments métalliques (**Pereira et Sonnet, 2007**), la perméabilité et la structure du sol (**Dère et al., 2006**), ainsi que la spéciation des ETM dans le sol.

Dans le tableau 9 figurent la localisation des métaux et leur mobilité dans le sol.

**Tableau 9: Localisation et mobilité des métaux dans le sol (Sirven, 2006)**

LOCALISATION	MOBILITÉ		
	Immobile	Peu mobile	Très mobile
<b>Solution</b>			dissous
<b>Minéraux argileux</b>		Adsorbés (complexes à sphère interne)	Adsorbés (complexes à sphère externe)
<b>Oxydes et hydroxydes de Fe, Al, Mn</b>	Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins	Adsorbés (complexes à sphère interne)	Adsorbés (complexes à sphère externe)
<b>Carbonates</b>	Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins	Métaux à la surface des réseaux cristallins	
<b>Substances humiques</b>	Adsorbés (complexes à sphère interne)		Adsorbés (complexes à sphère externe)

Dans le cas où la répartition des éléments ne se fait pas en fonction des conditions physico-chimiques, ces éléments pourraient rester dissimulés dans les réseaux silicatés échangeables sur le complexe argilo-humique, adsorbés par les oxyhydroxydes de fer, d'aluminium ou de manganèse, complexés avec la matière organique, précipités sous forme minérale ou en solution (**Colinet, 2003**).

La mobilité varie suivant la composition minéralogique et organique du sol.

La mobilité des ETM dans le sol peut également être influencée par le potentiel d'oxydoréduction du sol pouvant agir par une variation du degré d'oxydation de l'élément considéré, une variation du degré d'oxydation des éléments s'associant à ce même élément (ligand) ou une formation ou une dissolution des phases porteuses (**Colinet, 2003**).

Les sols hydromorphes favorisent la mobilité puisque la solubilisation des oxyhydroxydes de fer et de manganèse sera favorisée en milieu réducteur et par la suite pourrait induire une libération des ETM mais également la production de complexes organométalliques stables par rapport à la mobilité des composés organiques.

De plus, les microorganismes sont à l'origine de la minéralisation de la matière organique et du changement des formes chimiques des éléments métalliques conduisant à leur insolubilisation (**Colinet, 2003**). Ces organismes vivants agissent sur les ETM par des mécanismes d'oxydoréduction.

En milieu acide, l'ordre de mobilité des ETM est le suivant : Cd>Zn>Ni>Cu>Pb (**Colinet, 2003**). Par contre, en milieu neutre ou légèrement basique, cet ordre devient Cu>Cd>Ni>Zn>Pb. Cependant, ces ordres de mobilité ne sont pas fixes puisque l'affinité des ETM par compartiment physico-chimique du sol est variable et les ETM peuvent migrer sous forme colloïdal, soluble et particulaire. Donc, les ordres de mobilité cités n'expriment pas la capacité de la migration de ces éléments.



Les plantes jouent le rôle de capteur d'ETM via leurs racines qui n'en assimilent qu'une petite fraction pouvant aisément passer de la fraction solide à la fraction liquide (Pereira et Sonnet, 2007).

### 3.2. Rétention des ETM dans le sol

La mobilité des ETM dans les sols est généralement affectée par différents processus chimiques, à savoir les transferts de la phase solide à la phase liquide (Delmas, 2000). Les métaux lourds peuvent être à l'interface solide-liquide piégés par différents processus physico-chimiques dont l'adsorption sur les minéraux, la complexation avec la matière organique et la précipitation/co-précipitation, comme le montre la figure 3.

Ces différents processus peuvent avoir lieu simultanément. Cependant, un processus peut être prédominant par rapport aux autres en fonction des conditions du milieu. Mais, il est difficile de savoir par quel processus ont été retenus les contaminants métalliques dans le sol (Delmas, 2000).

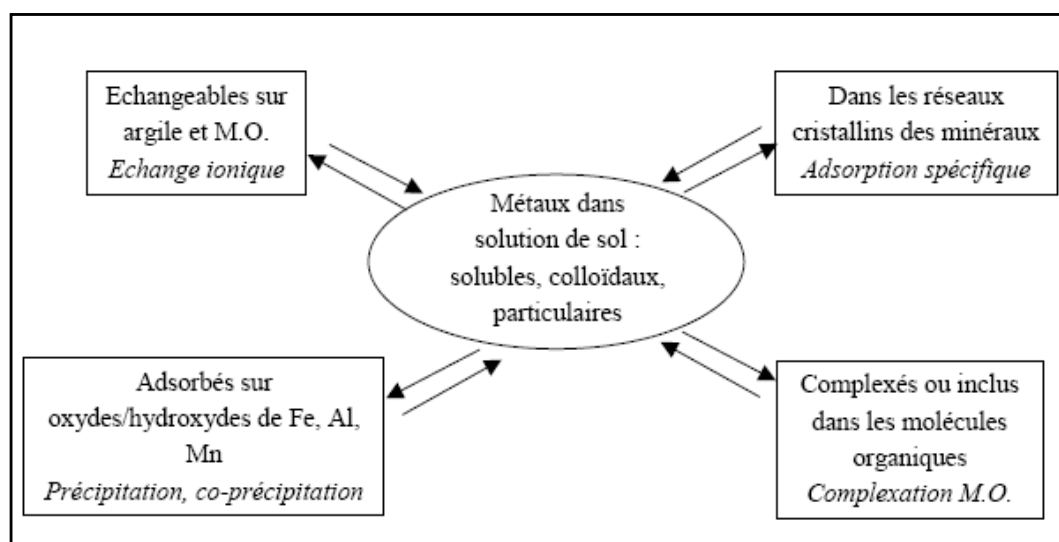


Figure 3: Mécanismes de rétention des métaux lourds dans les sols (Delmas, 2000)

#### 3.2.1. L'adsorption

L'adsorption est un processus superficiel permettant la fixation des atomes, ions ou molécules sur la surface solide du substrat (Deschamps et al., 2006) de manière relativement réversible (Degremont, 1989). L'équilibre du milieu peut être modifié par les nouvelles propriétés superficielles des éléments solides.

Dans le sol, on retrouve d'excellents adsorbants qui se trouvent être des minéraux ayant des surfaces spécifiques élevées (Deschamps et al., 2006).

On distingue deux types d'adsorption :

- *L'adsorption physique ou physisorption, non spécifique*, qui résulte des forces d'attractions électrostatiques entre les ions (forces de Van der Waals); c'est une fixation des ions sur les charges opposées du complexe d'échange.

Il existe au niveau du sol 2 types de charges : les charges permanentes (liées aux substitutions isomorphiques dans les minéraux argileux) et les charges variables dont la présence est attribuée aux hydroxyles, carboxyles, phénols et groupements hydroxyles des oxydes métalliques.

- *L'adsorption chimique ou chimisorption, spécifique*, résultant des liaisons covalentes ou de coordination entre les ions mis en solution dans le sol et ceux des composants du milieu tels que le FeOOH et le MnOOH. Les liaisons mises en jeu dépendent du rayon atomique et de la constante de dissociation (pK).

L'adsorption des ETM par le sol est contrôlée par différents paramètres : le pH, la concentration, la charge, la présence des cations majeurs, la spéciation aqueuse, la température, la surface, la densité locale du solide.

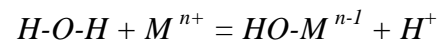
La désorption et la remobilisation du contaminant peuvent également se produire.

Les ETM sont rencontrés sous forme de cations ( $Pb^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Hg^{3+}$ ,  $Cr^{3+}$ ), ou d'anions ( $AsO_4^{3-}/AsO_3^{3-}$ ,  $SeO_4^{2-}/SeO_3^{2-}$ ,  $CrO_4^{2-}$ ). Ces anions et cations peuvent former des complexes de sphère interne avec les sites chargés des surfaces minérales (Amrate, 2000).

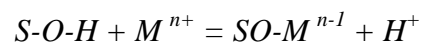
L'étude réalisée par **El Kass et coll., 2006**, montre que l'ordre d'adsorption du cuivre, du cadmium, du zinc et du plomb est le suivant :  $Pb > Cu >> Cd > Zn$ . La fixation des métaux lourds est rapide puisqu'il a été constaté lors de cette même étude qu'avant d'avoir atteint l'équilibre (48h), 60-80% des métaux étaient adsorbés pendant les premières heures.

L'adsorption d'un élément métallique dépend aussi de sa capacité à être hydrolysé ; ce type de processus implique de fortes liaisons, ce qui explique la difficulté d'une désorption rapide.

**Réaction d'hydrolyse**



**Adsorption sur une surface solide**



où M : le métal

n : la charge de l'ion

S : site de surface sur le solide

Par ailleurs, les deux modes d'adsorption peuvent coexister dans le cas de la présence simultanée des groupes -OH terminaux et les sites d'échange.

Le tableau 10 montre l'affinité des ETM pour les sols.

**Tableau 10: Affinité relative des ETM pour les sols et les constituants du sol (INERIS, 2006)**

Sol ou constituant du sol	Ordre d'adsorption relatif
<b>Matériau contenant des oxydes et des silicates.</b>	
<b>Adsorption par liaisons covalente</b>	
<b>Goethite</b>	Cu>Pb>Zn>Co>Cd Pb>Cu>Zn>Cd
<b>Oxyde de Fer</b>	Zn>Ni>Cd
<b>Sols</b>	Pb>Cu>Zn>Cd
<b>Sols minéraux</b>	Pb>Cu>Cd>Zn
<b>Sols organiques</b>	Pb>Cu>Zn>Ni
<b>Kaolinite</b>	Cd>Zn>Ni
<b>Montmorillonite</b>	Cd=Zn>Ni

L'adsorption peut avoir lieu sur différents types de phases :

- Les oxydes et les hydroxydes ;
- Les minéraux argileux ;
- Les minéraux carbonatés ;
- La matière organique.

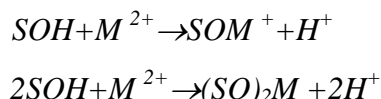
- **Adsorption sur les oxydes et les hydroxydes**

Les oxydes et les hydroxydes sont représentés par les oxydes de fer hydratés, la goethite (FeOOH), l'hématite (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) et les minéraux alumineux.

D'après Aualitta et Pickering, 1987 (**Djordem, 2000**), les oxydes de fer et de manganèse « frais » manifestent une meilleure adsorption que les oxydes cristallisés comme la goethite, grâce à une structure caractérisée par des différences de la surface exposée.

Selon les mêmes auteurs, l'ordre de l'adsorption de métaux lourds tels que le plomb, le cuivre et le cadmium est le suivant : Pb>Cu>>Cd.

Il se forme des complexes lors de l'adsorption des cations métalliques sur les oxydes suivant les réactions (**Djordem, 2000**) :



où : **S**: Site de surface

**SOH**: oxyde

**M<sup>2+</sup>**: ion métallique

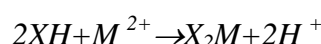
– **Adsorption sur les minéraux argileux**

Les particules argileuses sont chargées négativement sur les faces et positivement sur les bords (Djordem, 2000). Les minéraux argileux peuvent adsorber les cations comme les anions.

Du fait de la surface négative des particules, l'adsorption des cations métalliques s'opère en milieu basique, mais elle peut être réduite par l'effet de compétition des ions  $H^+$ .

Deux mécanismes peuvent décrire l'adsorption des cations divalents sur les argiles :

- **L'échange d'ion** a lieu suivant la réaction :



Ce type d'adsorption prédomine dans les argiles en raison de la présence des sites d'échange ; la substitution est liée à la taille et à la charge des éléments métalliques (INERIS, 2006).

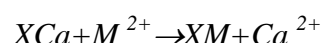
- **La complexation** de surface a lieu suivant les mêmes réactions que celles citées dans l'adsorption sur les oxydes et les hydroxydes.

La complexation de surface pour le plomb et le cadmium peut avoir lieu à  $pH < 6$  (Djordem, 2000). Le pH et l'électrolyte influent fortement sur l'adsorption du zinc.

– **Adsorption sur les minéraux calcaires**

L'adsorption des ions métalliques sur des surfaces carbonatées est favorisée par une augmentation du pH (Djordem, 2000). Les réactions régissant ce phénomène sont les suivantes :

- *Echange d'ions avec les ions  $Ca^{2+}$*



- *Complexation avec les groupements carbonatés de la sphère hydratée*

Les minéraux carbonatés adsorbent les métaux lourds en grandes quantités ; leur précipitation peut alors être envisagée sous forme d'hydroxydes ou d'hydroxycarbonates ; c'est le cas du cuivre et du zinc qui peuvent précipiter sous forme de  $Zn_5(OH)_6$  et de  $Cu_2(OH)_2$  avant la saturation des sites d'adsorption (Djordem, 2000).

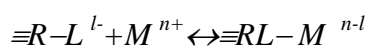
– **Adsorption sur la matière organique**

La rétention des substances métalliques sur la matière organique a lieu par l'association des complexes de sphère interne issus de la formation des liaisons covalentes sans molécules d'eau interposées entre les groupements fonctionnels de surface et l'ion. Ces

complexes mettent en jeu des liaisons ioniques, covalentes ou une combinaison des deux types de liaisons à la fois (**Delmas, 2000**).

Lorsque les cations métalliques se comportent comme des ligands qui sont des atomes détenteurs d'une paire d'électrons libres (ce sont des éléments non métalliques électronégatifs donateurs d'électrons), la réaction de complexation a lieu.

Les matières organiques sont constituées de l'acide humique, de l'acide fulvique et de l'humine (**Djordem, 2000**). C'est ainsi que les groupes carboxyles assurent la liaison *métal-acide fulvique/acide humique* (**Delmas, 2000**). Par la réaction suivante qui donne lieu à la formation d'une liaison covalente coordinante, peut être représentée la complexation d'un ion métallique avec un ligand anionique :



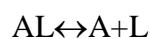
$\equiv R-L^l$  : ligand anionique

$\equiv RL-M^{n-l}$  : complexe organo-métallique

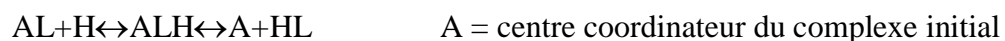
L'adsorption du zinc sur les substances humiques donne lieu à la formation de complexes instables (**Delmas, 2000**), alors que le plomb forme de fortes liaisons avec la matière organique. Cet élément métallique, considéré comme un acide faible, s'adsorbe facilement sur les bases faibles contenant des ligands sulfures. Cette affinité est favorisée par la présence de ces derniers dans les sols organiques ; le plomb est fixé par complexation de sphère interne nécessitant une énergie de liaison élevée.

La complexation des ions métalliques peut avoir lieu suivant 2 mécanismes (**Wasay, Haq et Puri, 1993 cités par Amrate, 2000**) :

*1<sup>er</sup> mécanisme* : Réaction dissociative qui consiste en une dissociation du complexe initial AL et une réaction du métal M avec le ligand libre L :



Une catalyse par l'ion  $H^+$  pouvant se combiner avec le ligand peut avoir lieu dans ce mécanisme :



*2<sup>ème</sup> mécanisme* : attaque du métal sur le complexe initial pour former un complexe dinucléaire :



Ces deux mécanismes peuvent avoir lieu simultanément, mais l'un ou l'autre peut prédominer. La cinétique d'adsorption est contrôlée par la réactivité du métal.

### 3.2.2. Précipitation, co-précipitation

La précipitation et la co-précipitation expriment le passage d'une espèce de la forme dissoute vers la forme solide. Lors de la précipitation sur les phases solides, on assiste à une augmentation de la surface solide à l'interface solide/liquide suivant un arrangement tridimensionnel (Delmas, 2000).

Lorsque le produit de solubilité  $K_s$  est dépassé, cela exprime une précipitation ; aussi, l'ordre de précipitation peut être établi suivant les produits de solubilité, comme c'est le cas pour les carbonates :  $Pb > Cd > Zn > Cu > Ni$ .

Les métaux peuvent précipiter sous forme de carbonates, hydroxydes, sulfures, phosphates ; ce phénomène est influencé par les variations de potentiel redox, le pH et la température.

Par ailleurs, la co-précipitation est une précipitation d'un élément se produisant simultanément avec celle d'autres éléments (Lions, 2004).

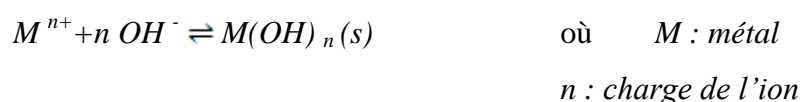
La phase solide formée est composée d'un mélange de deux précipités, ce qui donne naissance à des composés dont les activités sont différentes de 1. On retrouve dans le sol les co-précipitations figurant dans le tableau 11.

**Tableau 11: Co-précipitations ayant lieu dans le sol (Lions, 2004)**

Eléments du sol	Métaux
Oxyde de fer	Mn, Ni, Co, Ni, Zn, Pb
Oxyde de manganèse	Fe, Co, Ni, Zn, Pb
Argiles	Ni, Co, Cr, Zn, Cu, Pb, Mn, Fe, Ti

A titre d'exemple, l'aluminium provenant des aluminosilicates peut être remplacé par le zinc dont la co-précipitation peut avoir lieu avec les oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, mais également avec les illites, les smectites et les matières organiques (Delmas, 2000).

La principale réaction de précipitation qui peut avoir lieu dans le sol est l'hydrolyse en présence des ligands  $OH^-$ , lorsque la concentration de ces derniers et en métal dépassent le produit de solubilité  $K_s$  suivant la réaction :



La précipitation et la co-précipitation sont des réactions réversibles pouvant survenir lors de la rétention et la désorption des ETM (**Delmas, 2000**).

Le transfert du zinc se fait par précipitation/dissolution et adsorption/désorption qui exercent une influence sur la spéciation et la mobilité de cet élément dans le milieu (**Marcos, 2001**). Il précipite sous forme de carbonates, d'oxydes et d'hydroxydes ; il se lie également au soufre pour former des sulfures. La concentration dissoute non organique est favorisée pour des formes dont **Alloway, 1995**, cite :  $Zn^{2+}$ ,  $ZnSO_4$ ,  $ZnOH^+$ ,  $Zn(OH)_2$ ,  $ZnHPO_4$ . Dans les sédiments, cet élément se présente sous forme de sulfures.

La mobilité du Zn dans le sol est favorisée par l'acidité du milieu (**Panfili, 2004**) ; elle dépend de la composition en argiles, en oxydes, en hydroxydes de fer et de manganèse et en matières organiques où peut avoir lieu leur fixation.

La solubilité peut être multipliée par 100 à des pH avoisinant le pH seuil de solubilisation (pH 5,5) ; les végétaux peuvent alors l'absorber. Il est mobile et peut par conséquent se retrouver dans les horizons profonds du sol (**Duchaufour, 2001**).

### **3.3. Distribution des ETM à l'échelle des constituants et de leurs microstructures**

La biodisponibilité des ETM dépend de leur spéciation et de leur combinaison avec les différents éléments du sol au sein duquel ces éléments se trouvent sous les formes suivantes (**Fernandez-Cornudet, 2006**) :

- ionique libre complexée ou sous forme colloïdale dans la solution du sol ;
- absorbée par les méso et microorganismes ;
- adsorbée par les composés minéraux et organiques ;
- incluse dans les minéraux primaires provenant de la roche mère ou dans les minéraux secondaires.

## **4. Les ETM dans les sédiments**

### **4.1. Les sédiments contaminés**

Les polluants des sédiments peuvent être d'origine industrielle ou urbaine. Dans les cours d'eau, ces contaminants sont représentés par les éléments nutritifs minéraux, les substances organiques ainsi que les métaux et métalloïdes à l'état de traces qui sont généralement toxiques. Ces derniers sont rejetés dans les cours d'eau sous forme particulaire et subissent une décantation, pour ensuite se retrouver dans le sédiment. Sous forme dissoute,

en solution, ils se lient aux matières en suspension ou au sédiment par des mécanismes de sorption.

Les métaux sont généralement concentrés dans la fraction fine du sédiment en raison de sa grande surface spécifique (Lions, 2004).

## 4.2. Interactions entre les métaux et les sédiments

### 4.2.1. Formes chimiques des métaux dans les sédiments

La détermination de l'impact des métaux sur l'environnement doit passer par l'étude de la spéciation qui désigne les formes spécifiques des métaux. Par ailleurs, la détermination de la concentration totale d'un métal comme indicateur des effets du contaminant sur le sédiment suppose que toutes les formes du métal ont le même effet, ce qui n'est pas juste (EDR sédiments, 2002).

La biodisponibilité des métaux dans les sédiments est résumée dans le tableau 12.

Tableau 12: Bio-disponibilité des métaux dans les sédiments (EDR sédiments, 2002)

<p><b>A. Formes bio-disponibles :</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>– métaux dissous</li><li>– métaux échangeables</li></ul>
<p><b>B. Formes potentiellement bio-disponibles :</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>– les carbonates métalliques</li><li>– les oxydes et hydroxydes métalliques</li><li>– les métaux adsorbés sur ou emprisonnés dans les oxydes de fer</li><li>– les métaux fortement absorbés sur ou chélatés aux substances humiques</li></ul>
<p><b>C. Formes non bio-disponibles :</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>– métaux emprisonnés dans la structure cristalline des argiles</li></ul>

Les variations des conditions physico-chimiques du milieu influent sur la mobilité des métaux, comme le montre le tableau 13.



**Tableau 13: Devenir des métaux potentiellement bio-disponibles lors du changement des conditions chimiques des sédiments (EDR sédiments, 2002)**

Type de métal	Condition initiale	Changement Environnemental	Résultat
Carbonates, oxydes et hydroxydes	Sels dans les sédiments	Baisse du pH	Libération des métaux avec la dissolution des oxydes
Métaux absorbés sur les oxydes de fer	Adsorbés dans les sédiments	Etablissement de conditions réductrices ou acides	Les oxydes de fer deviennent instables et libèrent les métaux
Métaux chélatés aux substances humiques	Chélatés dans les sédiments	Les métaux sont fortement immobilisés quelles que soient les conditions d'oxydo-réduction	
Métaux liés aux sulfures	Précipités très insolubles	Etablissement de conditions oxydantes	Les sulfures deviennent instables, s'oxydent en sulfates et libèrent les métaux

#### 4.2.2. Les liaisons chimiques mises en jeu

L'adsorption des métaux est un phénomène fréquent dans les sédiments (**EDR sédiments, 2002**) ; elle est partiellement réversible et fait intervenir deux processus :

- Diffusion lente du métal dans le sédiment ;
- Etablissement de liaisons électrostatiques ou ioniques qui sont des processus relativement rapides.

#### 5. Interactions entre les métaux lourds et les autres polluants

L'étude du transport des polluants ne peut se faire pour l'ensemble des contaminants simultanément. Lorsque l'intérêt est porté sur certains polluants uniquement, l'effet de compétition ou de synergie n'est pas pris en compte (**Martinelli, 1999**).

Sachant que le rôle épurateur du sol est limité, il est utile de rappeler que l'étude du transfert des métaux lourds ne doit pas tenir compte uniquement de la juxtaposition des phénomènes dissociés mais également des interactions.

Sur la figure 4 sont illustrées les différentes interactions entre les métaux lourds et les autres polluants au sein du sol.

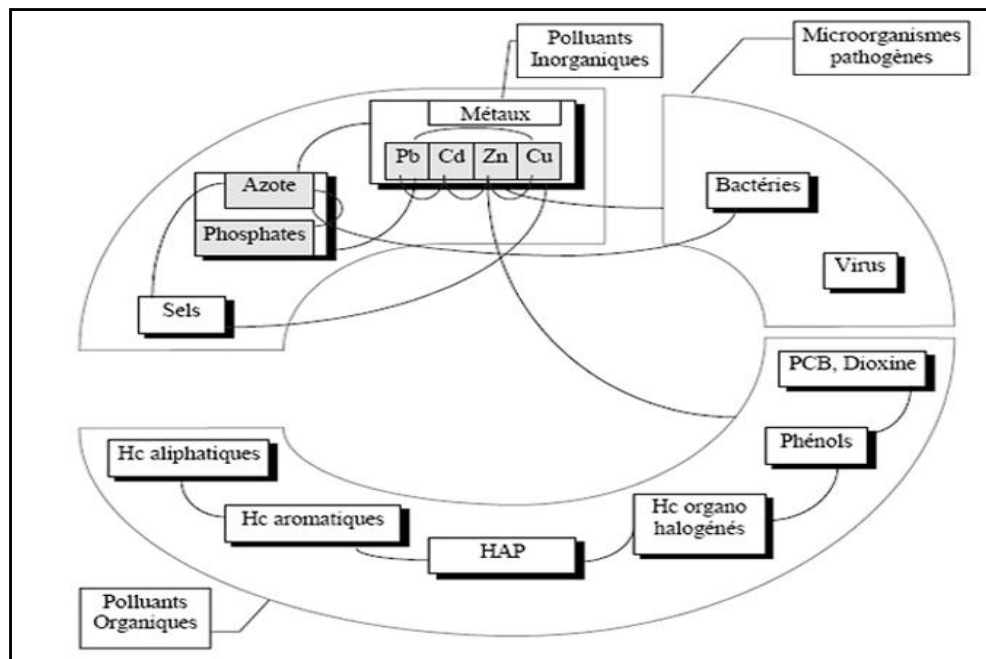


Figure 4 : Schéma des interactions entre les polluants (Martinelli, 1999)

### 5.1. Interactions entre les métaux lourds

A titre d'exemples :

Le cadmium, en présence du plomb, est à saturation 80 fois moins adsorbé qu'en absence du plomb.

La matière organique adsorbe mieux le cuivre que le zinc (effet de compétition) (Martinelli, 1999).

La toxicité d'un métal diffère lorsqu'il est en présence d'un autre (Martinelli, 1999).

### 5.2. Interactions entre les métaux lourds et les produits azotés

La dénitrification est plus fortement inhibée par certains métaux lourds que par d'autres. Ainsi, le pouvoir d'inhibition du cuivre est plus faible que celui du zinc, qui à son tour est moins fort que celui du plomb. Les métaux lourds, en présence des produits azotés, ne forment pas de complexes (Martinelli, 1999).

### 5.3. Interactions entre les métaux lourds et les produits phosphatés

Contrairement aux produits azotés, les produits phosphatés ont une grande affinité avec les métaux lourds ; ils ont tendance à former des complexes très peu mobiles. La réactivité du phosphore avec le plomb est telle qu'il peut modifier la biodisponibilité de ce dernier, ce qui le favorise pour atténuer la pollution des eaux souterraines par ce contaminant (Martinelli, 1999). En milieu basique, le phosphore contrôle la solubilité du plomb ; celle du zinc est contrôlée par les silicates (Martinelli, 1999).

#### **5.4. Interactions entre les métaux lourds et les sels**

Les sels ont la capacité de remobiliser certains métaux lourds ayant été retenus par précipitation ou sorption sur la phase solide. Une phase des métaux lourds peut être libérée lorsqu'ils ont été adsorbés par le sol et ont également été en contact avec une eau chargée en sels.

La migration du zinc est favorisée par la présence du chlore en formant des complexes solubles mobiles (**Martinelli, 1999**).

#### **5.5. Interactions entre les métaux lourds et la matière organique**

Les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques ont une faible influence sur les fractions dissoutes et particulaires des métaux lourds. Ceci est attribué à leur caractère généralement hydrophobe. Les métaux lourds et les matières organiques peuvent être en compétition concernant les sites d'adsorption.

Les hydrocarbures substitués peuvent se complexer avec les cations métalliques en formant des complexes pouvant servir de moyen de transport aux métaux traces (**Martinelli, 1999**). Par conséquent, ces interactions entraîneront sans nul doute la contamination des horizons profonds du sol.

De plus, en dépit du fait que les complexes organométalliques soient chimiquement neutres ou peut actifs, ils restent très mobiles.

#### **5.6. Interactions entre les métaux lourds et les microorganismes pathogènes**

Bien que les microorganismes soient considérés comme des agents polluants, il n'en demeure pas moins que les métaux lourds peuvent leur être toxiques. Néanmoins, certaines bactéries peuvent résister à certains métaux lourds toxiques tels que le cadmium.

Les bactéries migrent plus facilement que les métaux lourds, donc la migration de ces derniers est favorisée par ces microorganismes lors des processus d'adsorption ou de désorption (**Martinelli, 1999**).

### **6. Techniques d'étude du comportement des métaux dans le sol et le sédiment**

Plusieurs méthodes peuvent servir pour l'étude de la distribution des ETM dans le sol :

- Les fractionnements physiques
- Les fractionnements chimiques :

L'analyse des métaux lourds contenus dans les échantillons solides peut se faire par des méthodes instrumentales directes ou indirectes (**Amrate, 2000**). La caractérisation des métaux lourds par les méthodes directes présentent l'inconvénient de ne pas permettre la spéciation des ETM.

Les techniques d'extraction chimique les plus répandues sont les extractions séquentielles, mais ces méthodes sont non sélectives vis-à-vis de certains réactifs et d'une réadsorption (**Amrate, 2000**).

L'extraction séquentielle des métaux doit tenir compte de 4 fractions :

- La fraction échangeable, liée aux carbonates ;
- La fraction réductible, liée aux oxydes métalliques (oxydes de fer et de manganèse) ;
- La fraction oxydable, liée aux matières organiques ;
- La fraction résiduelle.

**B. PRESENTATION DE LA REGION DE KHERZET YUCEF ET  
EVALUATION DE SA POLLUTION PAR Pb ET Zn**

## CHAPITRE I : PRESENTATION DE LA REGION D'ETUDE

### 1. CADRES GEOGRAPHIQUE, PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE

#### 1.1. Localisation géographique

Le site de Kherzet Youcef fait partie de la commune et de la daïra d'Aïn Azel. Il est situé à 5 km au Nord-Ouest de la ville d'Aïn Azel, à 45 km au Sud de la ville de Sétif (chef lieu de wilaya) (fig. 5).



Figure 5: Situation géographique du site de Kherzet Youcef (Source ANPM)

#### 1.2. Cadre climatique

Le cadre climatique de la région à laquelle nous nous intéressons est important à connaître, car il permet d'identifier les facteurs qui influent sur la dispersion et le transport des ETM. La station climatologique est située à Aïn Azel. Ses coordonnées (Lambert) sont les suivantes :

- Altitude : 923 m
- X : 754 000 m
- Y : 285 700 m

### 1.2.1. Description du climat de la région étudiée

Située dans le Sud sétifien, la région d'Aïn Azel est caractérisée par un climat méditerranéen semi-aride, avec un hiver moyennement tempéré et un été chaud et sec.

Cette région se caractérise par des précipitations interannuelles variables. Les pluies ont lieu sous forme d'averses durant quelques semaines, suivies par des périodes sèches.

### 1.2.2. Les précipitations

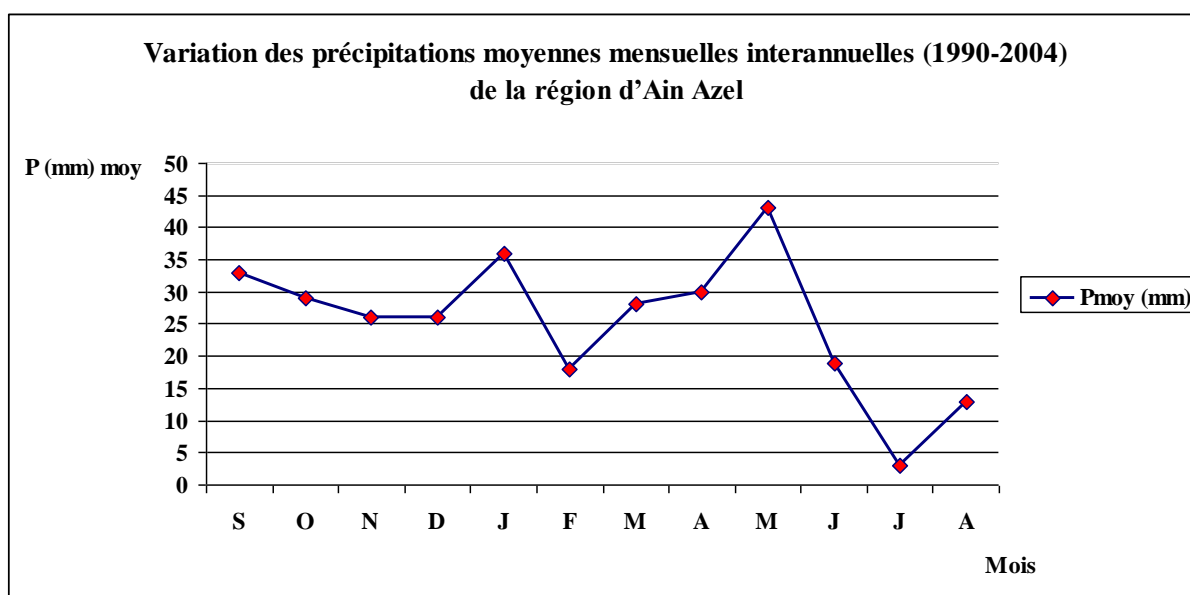
Les précipitations mensuelles interannuelles de 1990 à 2004 figurent dans le tableau 14.

**Tableau 14: Précipitations dans la région d'Aïn Azel de 1990 à 2004 (Athamena, 2006)**

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Tot
$P_{\text{moy}}$ (mm)	33	29	26	26	36	18	28	30	43	19	3	13	298

Le total des précipitations enregistrées au niveau de la station pluviométrique d'Aïn Azel durant la période 1990-2004 est de l'ordre de 298 mm et montre la faiblesse des précipitations dans cette région.

Juillet est le mois le moins humide avec 3 mm de précipitations ; la période au cours de laquelle ont été observées les maximas de précipitations correspond aux mois de mai (43 mm), septembre (33 mm), octobre (29 mm), novembre (26 mm), décembre (26 mm), janvier (36 mm) et mars (28 mm) durant la période précédemment citée comme le montrent le tableau 14 et la figure 6.



**Figure 6: Variation des précipitations moyennes mensuelles interannuelles (1990-2004) de la région d'Aïn Azel**

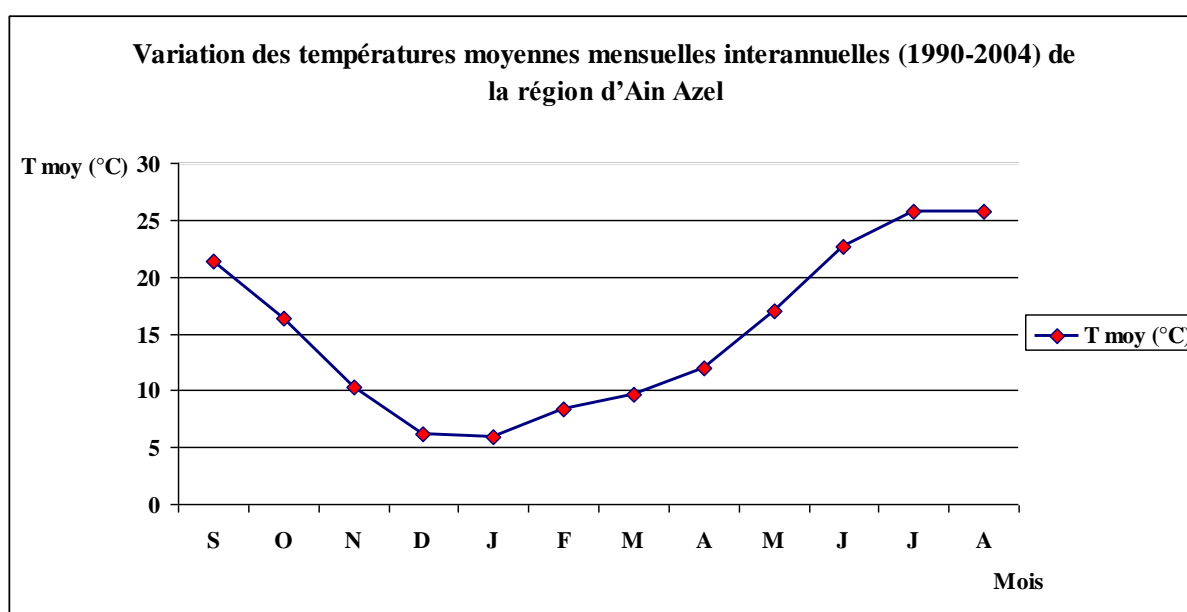
### 1.2.3. Les températures

Les températures mensuelles interannuelles de 1990 à 2004 figurent dans le tableau 15.

**Tableau 15 : Températures moyennes de la région d'Ain Azel de 1990-2004 (Athamena, 2006)**

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Moy
T <sub>moy</sub> (°C)	21,4	16,4	10,3	6,2	5,9	8,4	9,6	12,0	17,0	22,6	25,8	25,8	15,1

Le tableau 15 et la figure 7 montrent que les températures minimales ont été enregistrées durant les mois de novembre, décembre, janvier, février et mars. Les températures maximales sont enregistrées durant les mois de juillet et août.



**Figure 7 : Variation des températures moyennes mensuelles interannuelles (1990-2004) de la région d'Ain Azel**

### 1.2.4. Les grêles et les gelées

Les gelées et les grêles sont observées durant la période hivernale jusqu'au début du printemps et constituent des apports en eau. La durée des gelées s'étale sur environ 67 jours (Attouchek, 2006).

### 1.2.5. L'évapotranspiration

L'évapotranspiration constitue le transfert de l'eau terrestre vers l'atmosphère par évaporation des eaux superficielles et du sol par transpiration des végétaux. On distingue :

- L'évapotranspiration potentielle (ETP) : Athamena, 2006 rapporte que Roche définit l'évapotranspiration comme suit : « l'ETP correspond à l'évaporation d'une surface qui



serait suffisamment approvisionnée en eau pour évaporer la quantité d'eau maximale permise par les conditions climatiques » ;

- L'évapotranspiration réelle (ETR) : c'est l'évapotranspiration qui a lieu pendant une période donnée dans des conditions réelles de teneurs en eau du sol. Le calcul de ce paramètre dépend de la température, de la quantité d'eau présente dans le sol et du degré de salinité de ce dernier.

Dans le tableau 16 sont résumées les valeurs de l'ETP et de l'ETR de la région d'Ain Azel de 1990 à 2004 :

**Tableau 16 : Evapotranspiration dans la région d'Ain Azel de 1990 à 2004 (Athamena, 2006)**

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Année
<b>ETP (mm)</b>	186	139	84	70	85	93	117	136	177	287	315	297	1986
<b>ETR (mm)</b>	33	29	26	26	36	18	28	30	43	19	3	13	304

Le tableau ci-dessus montre que l'évapotranspiration potentielle est étroitement liée aux conditions de températures. Ceci se traduit par les valeurs maximales de ce paramètre enregistrées durant les mois de mai, juin, juillet, août et septembre.

### **1.2.6. Les vents**

Dans la région d'Ain Azel, les vents qui soufflent sont de direction Nord, Nord-Ouest et Nord-Est.

Le vent dominant est le sirocco (vent chaud) de direction Nord-Est. Il souffle pendant la période estivale.

### **1.3. Les Sebkhhas**

Dans cette région, à l'Est, on retrouve Sebkhhet El Hamiet (fig. 8) qui est un chott constitué d'une sebkhha ou lac salé naturel endoréique, temporaire, qui s'inonde en temps de crues et s'assèche en saison estivale et d'une prairie humide. Sur son pourtour, le niveau d'eau, très variable selon les saisons et les années, n'excède pas 1,5 m de profondeur. Sa superficie est de 2509 ha.

La sebkhha est un milieu d'accumulation des eaux de crues et de sédimentation des produits solides charriés par l'eau. Il permet également l'écrêtement des crues.

Du point de vue écologique, aux alentours de la sebkhha, on retrouve 2 habitats : la partie centrale d'une superficie de 1400 ha est formée par le plan d'eau libre ; elle est entièrement dépourvue de toute végétation. On retrouve également une zone périphérique, appelée chott, constituée d'une prairie humide à base d'halophytes d'une superficie de 200 ha.

Les terrains voisins, à vocation agricole, sont surtout exploités par une agriculture maraîchère. A l'échelle du bassin versant, on note l'existence de terrains incultes érodés, de terrains céréaliers et des formations forestières composées de forêts naturelles et de reboisements.

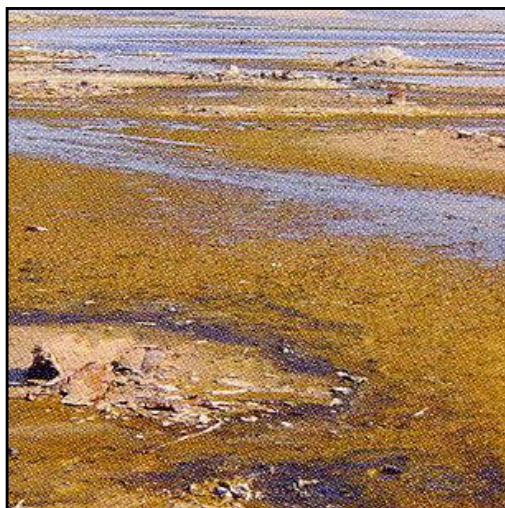


Figure 8 : Photo illustrant Sebkhet El Hamiet (SONATRACH, 2007)

Les types biologiques qui composent la végétation halophyte de la sebkha sont les Therophytes représentées par 11 espèces, les Héli cryptophytes par 15 espèces, les Chaméphytes par 8 et les Géophytes par 2 espèces.

Cette végétation est composée de 11 espèces annuelles et 25 vivaces. L'importance écologique de cette flore n'ayant pas encore fait l'objet d'études poussées, seules quelques espèces sont relativement bien connues comme *Juncus maritimus*, *Limonium delicatulum*, *Attriplex glauca*, *Salsola vermiculata* et d'autres espèces comme *Suaeda fruticosa*, *Suaeda mollis*, *Sphenopetum divaricati*, *Juncus maritimus*, *Limonium delicatulum*, *Atriplex glauca*, *Salsola vermiculata*, *Spergularia marginata*, *Salicornia fruticosa*, *Aeluropus littoralis* et *Atractylis humilis*.

Les données disponibles sur la faune remarquable se rapportent principalement aux oiseaux aquatiques. Celle fréquentant le site est représentée par un effectif moyen annuel de 631 oiseaux comprenant 11 espèces. Les chiffres sont très variables selon les années tant pour les effectifs que pour le nombre d'espèces. Sur 6 années d'observation, le site reçoit 4 espèces protégées par la loi algérienne. Le *Tadorne de Belon*, l'oiseau dominant et le plus régulier observé chaque année, dépasse 1% de la population méditerranéenne une année sur trois.

La population riveraine utilise cette sebkha comme un lieu de pâturage très apprécié pour l'élevage ovin et bovin (fig. 9).



**Figure 9 : Utilisation de Sebket El Hamiet comme lieu de pâturage pour l'élevage ovin et bovin (SONATRACH, 2007)**

Le site est assez fréquenté dans sa partie Nord où l'on enregistre des dépôts anarchiques et incontrôlés de produits solides provenant de résidus de fabriques de carrelage assez nombreuses dans le village d'Aïn Lahdjar qui y déverse directement ses eaux usées non épurées. La pollution gagne également la sebkha par la présence d'une décharge publique dans la partie Nord-Est. Le site avoisinant l'agglomération, chef lieu de la commune, subit des influences anthropiques négatives pouvant s'accroître si des mesures de restriction ne sont pas prises à l'encontre des pollueurs.

L'étude réalisée par **Medkour, 1994**, ne signale pas de contamination par les métaux lourds (notamment le plomb et le zinc) dans cette sebkha dont les teneurs ne dépassent pas les valeurs réglementaires.

#### **1.4. Nature du sol**

Dans cette région, les types de sols sont les suivants (fig. 10):

- Sol argileux ;
- Sol limono-argileux ;
- Sol argilo-sableux ;
- Sol limono- sableux ;
- Sol sableux.

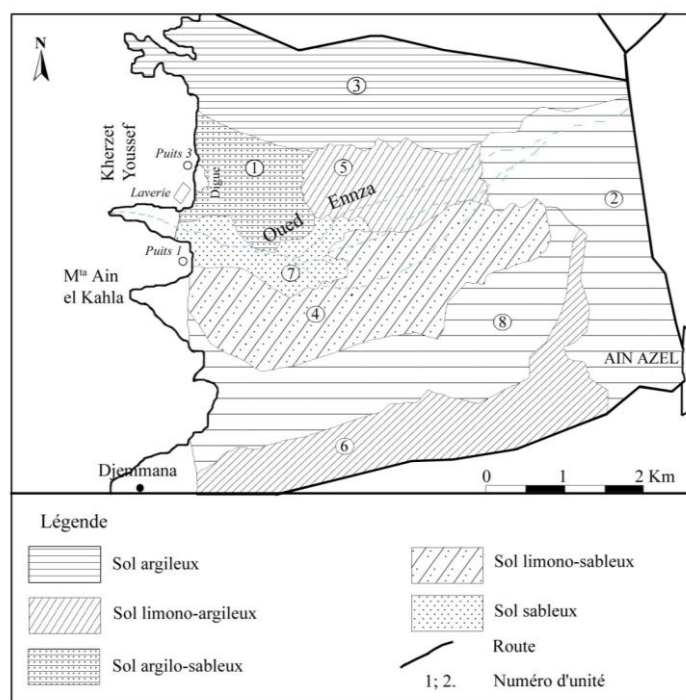


Figure 10 : Carte pédologique de la région d'Ain Azel (L. Attouchek, 2006)

## 1.5. Végétation naturelle et occupation du sol

### 1.5.1. La couverture végétale (Medkour, 1994)

Les associations végétales spontanées présentes dans cette région sont représentées par des plantes telles que le *Delphinium périgunum*, *Cynodon dactylon*, *Hordeum raritimum*.

Les zones humides au contact de l'aire de stockage du minerais sont peuplées par la *Typha angustifolia*. Au voisinage de la mine, on note la présence d'autres plantes telles que *Hirschfeldia incana*.

A proximité de Sebkhet El-Hamiet poussent les espèces végétales citées plus haut.

D'autres plantes de type *Thymus capitatus*, *Rosmarium officinalis*, *Artemisia herba-abla*, *Plantago abbicans* et *Poa bulbosa* caractérisent certaines croûtes superficielles.

Dans la zone montagneuse environnante, on retrouve *Ziziphus lotus* et *Poa bulbosa* ainsi que quelques peuplements de *Pinus halepensis*, *Juniperus phoenicca* et *Rhus tripartitus*.

La couverture forestière du massif Hodnéen est représentée par des groupements de dégradation tels que *Cedrus libantica* (cèdre du liban), *Quercus ilex* (chêne vert) et *Pinus halepensis* (Pin d'Alep).

### 1.5.2. Occupation du sol

L'agriculture de cette région est représentée par la culture des céréales ainsi que celle des maraîchages dans les parcelles irriguées.

Au début des années 70, il y eut la réalisation d'une Etude de Développement de la Région de Sétif (contrat entre SONATRACH et BECHTEL INCORPORATED) (Meftah, 2005) dans laquelle s'inscrit le projet de la ferme pilote de Kherzet Youcef.

Cette ferme serait alimentée par l'eau d'exhaure (fig. 11) de la mine qui porte le même nom. Elle a été considérée comme modèle pour initier les agriculteurs à l'irrigation par aspersion ; le drainage devait être réalisé sur une superficie de 350 ha. La ferme témoin de Kherzet Youcef aurait été munie d'un réservoir de 1,3 Mm<sup>3</sup> pour le stockage de l'eau de la mine devant servir pour l'irrigation.



**Figure 11 : Vue de l'installation de stockage de l'eau d'exhaure de Kherzet Youcef (Bousdira, 2008)**

Cette ferme était également destinée à être un centre de formation agricole, et un programme de services techniques agronomiques avait été mis au point en vue de détacher un conseiller formé à la pratique de l'irrigation et à la culture des espèces sélectionnées au service de 25 exploitations où 1250 ha étaient prévus dans la région de Sétif.

Dans ce cadre, 40 conseillers, spécialistes en agronomie, pédologie, entomologie et en élevage devaient être formés.

Cette ferme pilote, qui utiliserait l'eau pompée de la mine de Kherzet Youcef devait être construite dans des délais très brefs afin de faciliter le programme de formation agricole de base. Il aurait été ainsi possible de démontrer, sur 350 ha et dans des conditions d'irrigation intensive, les techniques correctes de préparation des sols, d'ensemencement, d'utilisation des engrais, de désherbage, de désinsectisation et de récolte.

Une laiterie modèle devait également être créée.

La ferme pilote de Kherzet Youcef devait aussi être utilisée pour expérimenter de nouvelles variétés de cultures et l'impact des diverses méthodes d'irrigation sur les rendements.

La réalisation de ce projet n'a pu avoir lieu.

## **2. CONTEXTE GEOLOGIQUE**

Afin de permettre une évaluation des impacts de la pollution par le plomb et le zinc sur la région étudiée, il est également nécessaire d'en connaître la géologie.

### **2.1. Géologie régionale**

La région de Kherzet Youcef (fig.12) constitue la limite septentrionale des monts du Hodna (**Attouchek, 2006**) situés dans une zone d'affaissement, au Sud du môle d'Aïn M'lila. Ils sont caractérisés par des dépôts marno-carbonatés du Méso-Cénozoïque reposant sur le socle plissé de la plate forme épi-hercynienne.

La structure générale est représentée par une série d'anticlinaux à noyaux jurassiques ou crétacés et de sillons comblés de formations Miocènes et Post-Miocènes (**Bouftouha, 1981**).

#### **2.1.1. Stratigraphie**

Les éléments principaux de la stratigraphie régionale sont résumés dans le tableau 17.

Il est à signaler que les prélèvements que nous avons effectués dans l'horizon supérieur du sol se situent donc à l'époque quaternaire.

#### **2.1.2. Tectonique des monts du Hodna**

Dans les Monts du Hodna, on distingue deux unités tectoniques séparées par le front sud sétifien (**Attouchek, 2006**) :

- L'allochtone sud sétifien au Nord, constitué d'un vaste empilement d'écaillés limitées par des cisaillements ;
- L'autochtone hodnéen au Sud, dont fait partie le Djebel Hadjar Labiod qui est affecté essentiellement par une tectonique assez complexe liée à l'orogénèse alpine.

**Tableau 17: Stratigraphie de la région du Hodna**

<b>Système</b>	<b>Sous système</b>		<b>Eléments lithologiques</b>
<b>Trias</b>			<ul style="list-style-type: none"> <li>- évaporites,</li> <li>- "argiles-marnes" bariolées,</li> <li>- Lambeaux calcaréo-dolomitiques</li> <li>- roches volcaniques</li> </ul>
<b>Jurassique</b>			
	<b>Jurassique supérieur</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- calcaire à intercalations marneuses</li> </ul>
	<b>Jurassique inférieur et moyen</b>	<b>Lias</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- marnes jaunâtres, blanchâtres, verdâtres ou rouge-violacées</li> <li>- dolomie et calcaire dolomitique</li> </ul>
		<b>Dogger</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Calcaire à intercalations marneuses</li> </ul>
<b>Le Crétacé</b>			
	<b>Le Crétacé supérieur</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- marnes</li> <li>- calcaires</li> </ul>
	<b>Le Crétacé inférieur</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- marnes</li> <li>- grès</li> <li>- argiles</li> <li>- calcaires (Khaldi, 1987)</li> </ul>
<b>Néogène</b>			
	<b>Pliocène</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- conglomérats</li> <li>- grès</li> <li>- argiles</li> <li>- marnes</li> </ul>
	<b>Miocène</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- conglomérats</li> <li>- grès</li> <li>- argiles</li> <li>- marnes</li> <li>- gypses</li> </ul>
<b>Quaternaire</b>	<b>Glacis des hautes plaines</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- cailloux</li> <li>- graviers</li> <li>- blocs à remplissage limoneux-argileux (Villa, 1977)</li> </ul>
	<b>Terrasses des basses plaines</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- argiles, de limons et de sables (Attouhek, 2006)</li> </ul>



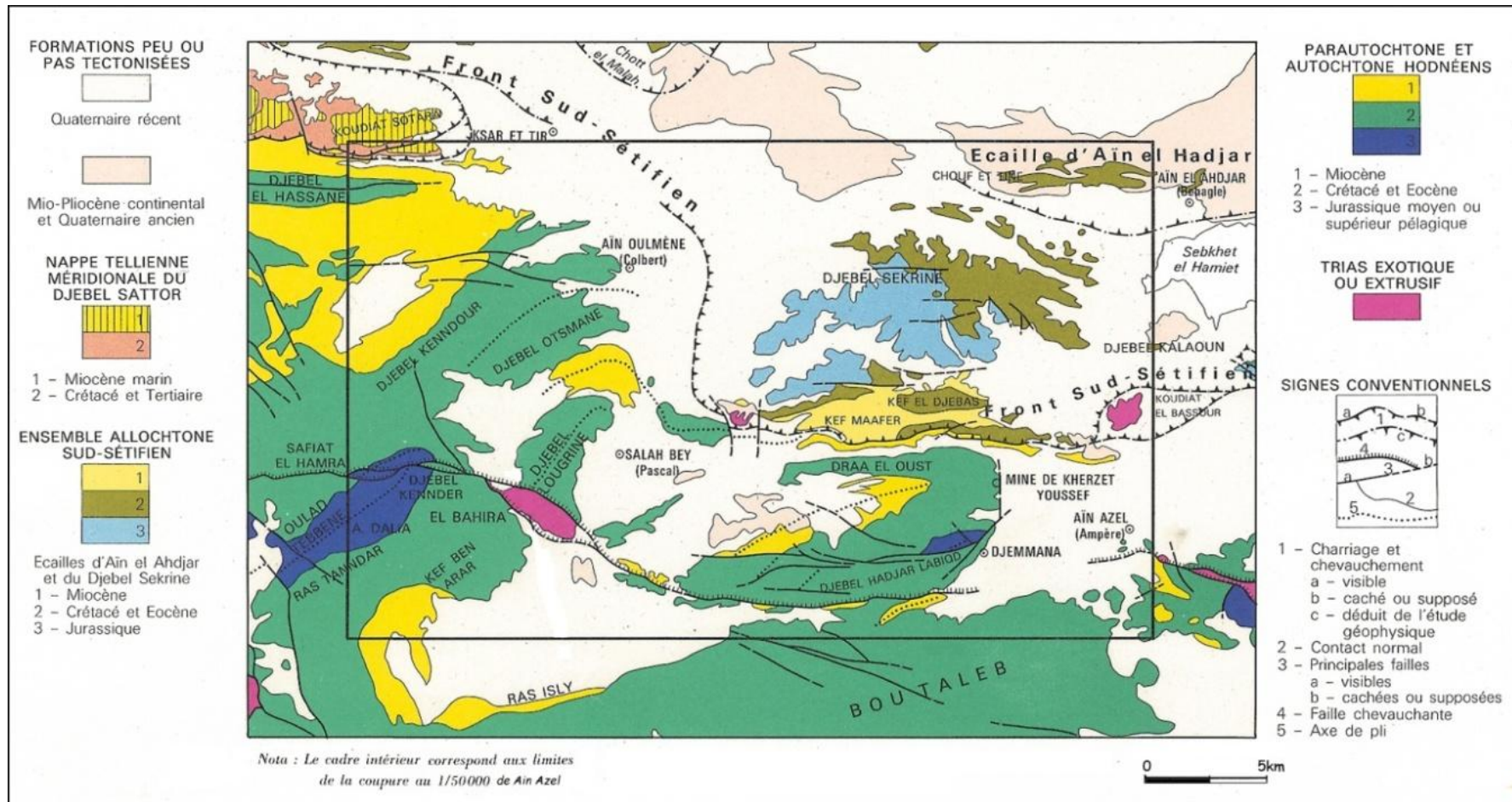


Figure 12: Schéma structural simplifié de la région d'Ain Azel (extrait de la carte géologique N°143 au 1/50 000 d'Ain Azel) (Villa, 1977)



## **2.2. Géologie du gisement (Touahri, 1991)**

Dans cette partie sera présentée l'allure générale du gisement, la morphologie des amas ainsi que les caractères généraux de la lithologie du Barrémien.

### **2.2.1. Présentation du gisement**

Kherzet Youcef présente la particularité d'être multicouche, et d'être associé à une série dolomitique de plate-formes instables et subsidentes. Cette série est organisée en séquences régressives comprenant des bancs de dolomies et de courts intervalles de marnes, de dolomies marneuses et de laminites. Les dolomies sont des micrites très riches en matières organiques et en marcasite d'origine sédimentaire.

Les différents niveaux géologiques et leurs caractéristiques sont représentés sur la figure 13.

Cette figure montre un caractère perméable probable des différents niveaux et donc des risques de contamination des nappes aquifères par les métaux lourds sont à prendre en considération.

#### **2.2.1.1. Allure générale du gisement**

Le gîte comprend une vingtaine de couches minéralisées à des intensités variables. 7 sont exploitables, le reste est en dessous des limites d'exploitabilité.

L'épaisseur totale de la série dolomitique métallifère est de 170-190 m. La faille de Kherzet Youcef limite le gisement à l'Est. Les minéralisations commencent à 10-30 m du mur de cette faille et le nombre de couches minéralisées est maximum à son voisinage.

Les couches se répartissent dans deux cycles dolomitiques qui composent l'ensemble médian du Barrémien. Ils sont séparés par un épisode d'affaissement qui a amené des dépôts réduits tidaux de plate forme ouverte (argiles, marno-calcaires noduleux et marnes) (**Touahri, 1991**).

Age	Lithologie	Caractères hydrogéologiques probables
Mio-Plio-Quaternaire	Sables, graviers, galets et conglomérats	Formation perméable
Miocène	Calcaires, calcaires gréseux dolomies et conglomérats à la base	Formation perméable
Turonien	Dolomies à silex et calcaires	Formation perméable à semi-perméable
Cénomanién	Alternance de marnes et calcaires marneux	Formation imperméable à semi-perméable
Vraconien	Marnes, calcaires gréseux et grès	Formation perméable
Albien	Alternance de marnes et calcaires marneux	Formation imperméable à semi-perméable
Aptien supérieur	Alternance de calcaires, grès, marnes et marneux calcaire	Formation perméable à semi-perméable
Aptien inférieur	Alternance de marnes, calcaires et dolomies	Formation perméable à semi-perméable
Barrémien supérieur	Alternance de calcaires, marnes gréseux et dolomies	Formation perméable
Barrémien inférieur	Alternance calcaro-marneuse, dolomies et grès	Formation perméable

Figure 13: Niveaux pouvant être contaminés par les polluants métalliques dans le site de Kherzet Youcef (Attouchek, 2006)

### 2.2.1.2. Morphologie des amas

La morphologie dominante est celle d'amas stratiformes de runs plus ou moins allongés en direction NNE. Leur largeur varie de 60 à 150 m. Aucune tectonique n'affecte l'intérieur du gisement. Seules des déformations souples s'observent au mur de la faille.

L'épaisseur maximum d'un amas minéralisé peut atteindre 3 m (Touahri, 1991).

### 2.2.1.3. Limites du gisement

A l'Est, il est limité par la faille de Kherzet Youcef. A l'Ouest, et après disparition de

la minéralisation, les faciès dolomitiques se poursuivent sur 100-200 m puis ils passent à des calcaires. Au Sud (et en profondeur) la série de Kherzet Youcef est transgressive sur l'ensemble inférieur carbonaté et gréseux du Barrémien.

### **2.2.2. Description lithologique**

La série métallifère correspond à l'ensemble médian du Barrémien (fig. 14) constitué par une alternance rapide de dépôts qui varient entre un pôle argileux et un pôle carbonaté. Il repose sur une série d'alternance de calcaire, de grès à intercalation de dolomies, marnes et argiles. Cette série se termine par une quarantaine de calcimicrites argileux à fragments de grands Lamellibranches, à intercalations régulières de marnes et quelques bancs de calcisparites grises massives. L'ensemble médian minéralisé commence après un dernier banc de grès à passées marneuses.

La série métallifère se différencie en deux faisceaux séparés par 10-15 m de calcimicrites argileuses à Ostracodes et à intercalations calcaires à la partie inférieure.

### **2.2.3. Tectonique locale**

Le massif de Hadjar Labiod correspond à un anticlinal d'orientation Est-Ouest. Il est marqué par des failles N-S et E-W :

- Les accidents majeurs représentés par les failles de Kherzet Youcef et d'Ain Kahla ;
- Les accidents secondaires caractérisés par deux familles de failles (**Attouchek, 2006**)

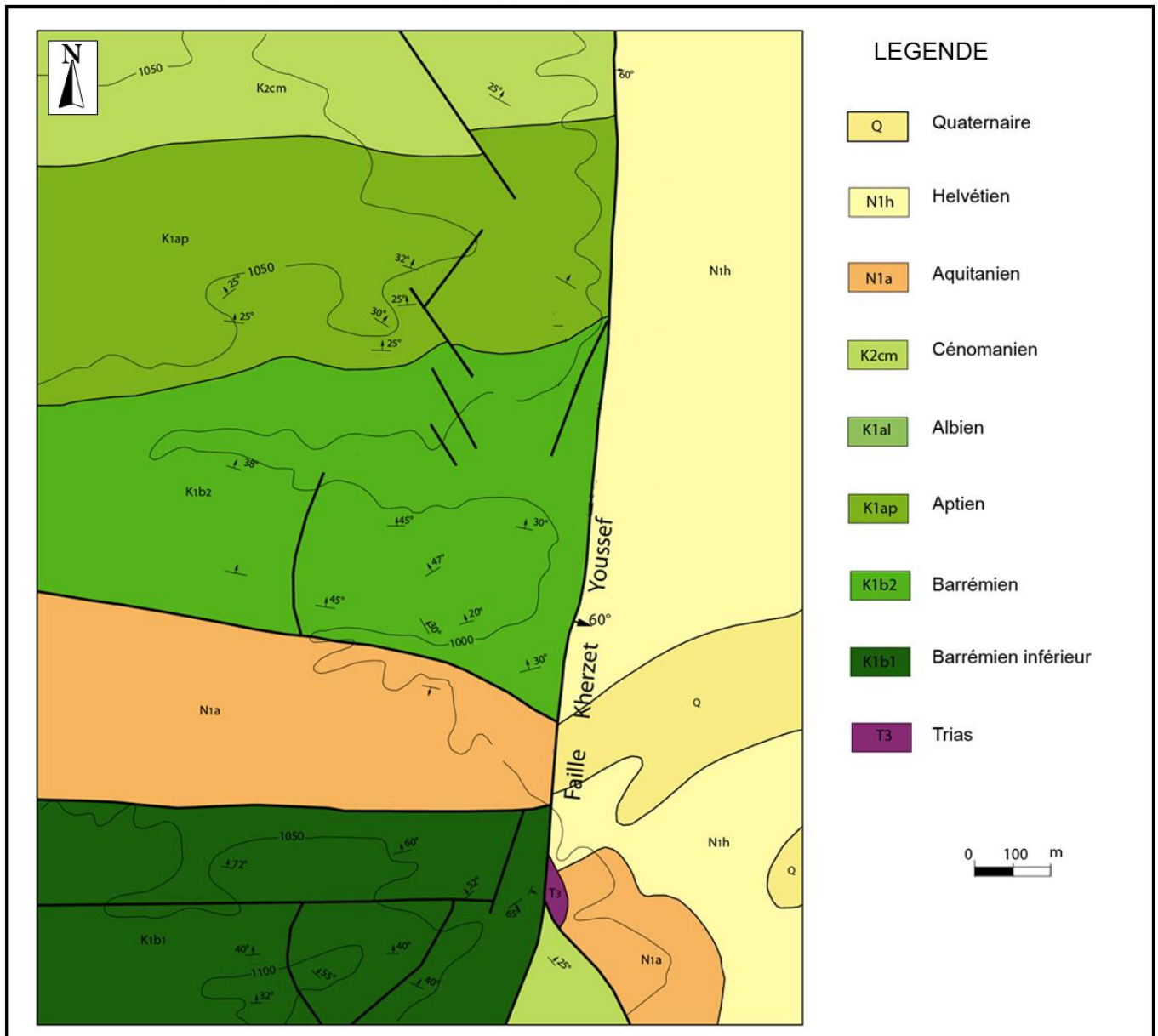


Figure 14: Carte géologique schématique de la région de Kherzet Youcef (SONAREM, 1978)

### 2.3. Caractéristiques de la minéralisation

Le minerai se présente sous forme de sulfures dont les principaux minéraux métallifères sont la marcasite ( $\text{FeS}_2$ ), la sphalérite ( $\text{ZnS}$ ), la galène ( $\text{PbS}$ ). Les minéraux présents avec les plus faibles proportions sont la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) et plus rarement le cuivre gris (**Henni, 1998**).

Les couches minéralisées s'individualisent à proximité de la faille et s'étendent vers l'Ouest sur une distance de 50-150m ; la minéralisation devient plus abondante entre 10 et 30 m de la faille.

### **2.3.1. Les sulfures**

#### **2.3.1.1. La sphalérite (ZnS)**

Le gisement de Kherzet Youcef est caractérisé par l'abondance de la sphalérite (sulfure de zinc) pouvant atteindre 40-60%. En plus du zinc, la sphalérite renferme également le germanium et le cadmium (**Henni, 1998**).

L'étude de la composition chimique de la sphalérite réalisée par Henni, 1998 a mis en évidence la présence du cadmium (0,5-1%), du fer (0,53-2,0%), du cuivre (0,006-0,003%), du germanium (0,01-0,04%) et du manganèse (0,02-0,026%).

#### **2.3.1.2. La galène (PbS)**

Ce minéral est présent avec une teneur de 10-15% pouvant parfois atteindre 25-30%.

L'analyse spectrale qualitative de la galène montre la présence de l'argent, du cadmium, du cuivre et du bismuth.

L'analyse à la microsonde électronique a révélé la présence du plomb, du zinc et du fer avec des teneurs respectives de 86,1-86,9%, 0,02% et 0,02-0,006‰ (**Henni, 1998**).

#### **2.3.1.3. La marcasite (FeS<sub>2</sub>)**

Elle constitue le sulfure le plus précoce, bien répandu au voisinage immédiat de la faille où il cimenter les brèches dolomitiques. La marcasite est irrégulièrement distribuée dans les couches minéralisées.

L'analyse spectrale quantitative et à la microsonde de ce minéral montrent que les éléments traces (As, Ag, Bi, Co, Cu, Ga, Sb, Ni, Nb, Y) sont présents avec des teneurs de l'ordre du ppm. Cependant, le zinc est présent avec des teneurs moyennes de 25% (**Henni, 1998**).

#### **2.3.1.4. La pyrite (FeS<sub>2</sub>)**

La pyrite est rare et observée dans la roche argilo-carbonatée sous forme d'individus microscopiques (1-5 µm).

### **2.3.2. Les minéraux de la zone d'oxydation**

**Henni, 1998**, attribue la mobilité géochimique des oxydes de zinc par le faible degré d'oxydation des sulfures de zinc par rapport à celui des sulfures de plomb ; ceci a été révélé par l'analyse des minéraux des zones d'oxydation.

Les minéraux d'oxydes de zinc identifiés sont la smithsonite (ZnCO<sub>3</sub>), la calamine (Zn<sub>4</sub>Si<sub>2</sub>O<sub>7</sub>(OH)<sub>2</sub>) et l'hydrozincite (Zn<sub>5</sub>(OH)<sub>6</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>).

Les minéraux du plomb sont la cérusite (PbCO<sub>3</sub>) et l'anglésite (PbSO<sub>4</sub>) (**Henni, 1998**).

### **2.3.3. Les minéraux de gangue**

#### **2.3.3.1. La dolomite**

On retrouve la dolomite dans la sphalérite, la galène et la marcasite. Les éléments traces métalliques se présentent dans la dolomite avec les proportions suivantes : Pb (0,12-0,5%), Cd (0,002-0,005%), Cu (0,001-0,002%), Zn (0,005-0,07%) et Sr (0,005-0,01%) (**Henni, 1998**).

#### **2.3.3.2. La calcite**

Elle contient les éléments suivants : MgO (0,21-0,49%), MnO (0,01-0,15%), Pb (0,002-0,1%), Cu (0,002-0,005%), Zn (0,01-0,05%), Sr (0,01-0,015%), Cd (0,002%) et FeO (0,002-0,21%) (**Henni, 1998**).

#### **2.3.3.3. La barytine**

On retrouve rarement la barytine dans le gisement de Kherzet Youcef ; les filonnets de barytine s'intercalent entre la sphalérite et la marcasite.

L'analyse spectrale montre que la barytine renferme du plomb, du strontium et du calcium avec des teneurs respectives de 0,01-0,07%, 0,7-0,9% et 0,3-0,7% (**Henni, 1998**).

#### **2.3.3.4. Le gypse**

Ce minéral forme des cristaux hyalins translucides dans les vides ou les excroissances sur la barytine. Sur le plan macroscopique c'est un minéral blanc hyalin et translucide.

#### **2.3.3.5. Le quartz**

Il est peu répandu. On le retrouve sous forme de petits grains (0,05 mm) avec des teneurs de 0,53%.

## **2.4. Hydrologie et hydrogéologie de la région**

### **2.4.1. Les caractéristiques physiques du bassin versant**

Les paramètres physiques (géométriques, morphométriques et de relief) d'un bassin versant jouent un rôle important dans la propagation des ETM dans le sol et le sous-sol, pouvant atteindre par conséquent les nappes d'eaux souterraines. Ces paramètres ont une influence sur le déplacement par écoulement et/ou par infiltration des eaux chargées en ETM provenant de la surface des sols pollués.

Le type de sol ainsi que le couvert végétal sont des facteurs qui influent sur la circulation de ces eaux.

### **2.4.2. Description du bassin versant**

La région d'étude est localisée dans le bassin versant des hautes plaines constantinoises, dont la superficie est estimée à 9578 km<sup>2</sup> par l'Agence Nationale des

Ressources Hydrauliques (ANRH). Ce bassin qui s'étend d'El Eulma au NW jusqu'à Khenchela au SE est subdivisé en sept sous-bassins, dont le sous-bassin versant de Ain Azel (zone d'étude) se situe dans la partie occidentale.

### 2.4.3. Caractéristiques physiques du sous-bassin versant d'Ain Azel

Les caractéristiques physiques du sous-bassin versant d'Ain Azel sont résumées dans le tableau 18.

**Tableau 18: Caractéristiques physiques du sous bassin versant (Attouchek, 2006)**

Paramètres géométriques	Paramètres de relief	Paramètres morphométriques
A=16612 km <sup>2</sup>	Alt max = 1000 m Alt moy= 980 m Alt min = 910 m	Le réseau hydrographique Une série de cours d'eau intermittent Ecoulement de type endoréique.
P=228 km	Ig=0,37 m/km	Dd=0,39 km/km <sup>2</sup>
KG= 1,59	Ip= 0 4 %	Ct=0,043

**A** : Superficie du sous-bassin versant      **Ip** : Indice de pente de roche

**P** : Périmètre du sous-bassin versant      **Dd** : Densité de drainage

**KG** : Indice de compacité de Gravelius      **Ct** : Coefficient de torrentialité.

**Ig** : Indice de pente globale      **Alt** : Altitude

La forme du sous-bassin est calculée à partir de l'indice de compacité de Gravelius (KG) défini comme étant le temps de concentration des eaux à l'exutoire. En effet, un bassin de forme allongée où la valeur de  $KG > 1,12$ , ne réagira pas de la même manière qu'un autre de forme plus compacte ( $KG < 1,12$ ).

Le sous-bassin de la région d'étude présente une valeur de KG égale à 1,59, donc supérieure à 1,12, ce qui montre que le sous-bassin versant est de forme allongée. Dans ce cas, le temps de concentration des eaux à l'exutoire est lent favorisant ainsi l'infiltration des eaux chargées en ETM dans le sol et le sous-sol, et par conséquent vers les nappes d'eaux souterraines.

Les paramètres de relief (altitudes et pentes) ont une influence sur la vitesse d'écoulement des eaux de pluies. En effet, une pente raide correspond à une vitesse rapide ce qui favorise le ruissellement par rapport à l'infiltration des eaux chargées en ETM.

L'altitude maximale qui correspond à 1000 m, l'altitude minimale qui est 910 m et la pente faible qui est de l'ordre de 0,37 (Tab. 18), expliquent que le sous-bassin est

caractérisé par une vitesse d'écoulement des eaux faible pouvant permettre l'infiltration des eaux chargées en ETM vers les horizons profonds.

Les paramètres morphométriques (réseau hydrographique, densité de drainage et coefficient de torrentialité) influent sur la dispersion horizontale et/ ou verticale des ETM dans le bassin versant.

Le réseau hydrographique du bassin versant est représenté par une série de cours d'eau intermittents, dont la plupart se perdent dans les formations quaternaires représentées par les chotts et les sebkhat indiquant un écoulement de type endoréique. Ce type d'écoulement explique le fait que la dispersion des ETM à travers le réseau hydrographique ne se localise qu'au niveau de la zone d'étude.

Les principaux oueds à écoulement temporaire sont oued Hamma et oued Ennza, passant au niveau du complexe minier de Kherzet Youcef. Le débit de ces cours d'eau n'est significatif que lors des pluies torrentielles.

La densité de drainage correspond à la longueur totale du réseau hydrographique par unité de surface du bassin versant. Elle dépend de la géologie, des caractéristiques topographiques et, dans une certaine mesure, des conditions climatologiques et anthropiques du bassin versant.

Le sous-bassin versant d'Ain Azel présente une valeur de densité de drainage égale à  $0,39 \text{ km.km}^{-2}$ .

Le coefficient de torrentialité est défini comme la capacité d'un bassin versant à ruisseler. Le sous-bassin versant présente une valeur de coefficient de torrentialité à 0,043.

Les valeurs de densité de drainage et de coefficient de torrentialité montrent que le sous-bassin versant se caractérise par un réseau hydrographique très faiblement ramifié et donc très peu développé, ce qui réduit la propagation des ETM.

#### **2.4.4. Aperçu hydrogéologique**

Suite à l'ennoyage catastrophique de la mine de Kherzet Youcef survenu le 02 juin 1990, des études géologiques, géophysiques et des logs lithostratigraphiques ont été réalisés ainsi que des comptes rendus d'un bureau d'études canadien, GEOMINES, qui montrent l'existence de 04 nappes aquifères (fig. 15).



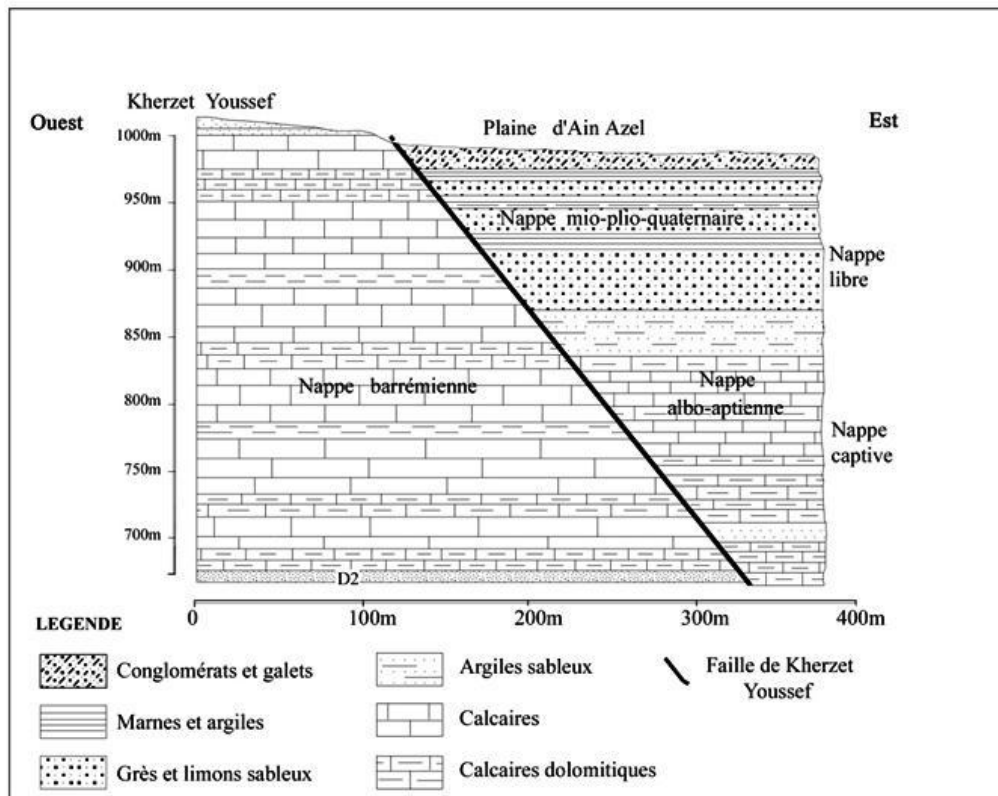


Figure 15: Coupe hydrogéologique schématique de la région de Kherzet Youcef (Attouchek, 2006)

#### 2.4.4.1. La nappe barrémienne

La nappe barrémienne est située à l'Ouest de la faille de Kherzet Youcef, où elle affleure à un niveau piézométrique estimé à 929 m d'après les piézomètres (h2, h3, h7). L'épaisseur sur laquelle s'étend le Barrémien est de l'ordre de 700 m (Attouchek, 2006).

Le Barrémien est caractérisé par des formations sédimentaires constituées d'une alternance de calcaires, marnes et dolomies avec intercalations de bancs gréseux. Les corps minéralisés du gisement de Kherzet Youcef sont encaissés dans ces formations.

Le Barrémien est affecté par un réseau de failles et de fractures particulièrement développé au niveau du massif de Hadjar Labiod, permettant la circulation des eaux souterraines dans les formations calcaro-dolomitiques.

L'eau servant à l'irrigation et au traitement du minerai provient de la nappe barrémienne.

#### 2.4.4.2. La nappe albo-aptienne

La nappe albo-aptienne est située dans le compartiment Est de la faille de Kherzet Youcef. Elle est constituée par des calcaires karstiques avec des intercalations gréseuses et des calcaires marneux.

La faille de Kherzet Youcef formant une barrière étanche isole hydrauliquement cette nappe de la nappe barrémienne. Cette nappe se trouve en charge sous un niveau argileux- sableux semi-perméable permettant de l'isoler hydrauliquement de la nappe mio-plio-quadernaire.

#### **2.4.4.3. La nappe mio-plio-quadernaire**

La nappe mio-plio-quadernaire est située à l'Est de la faille de Kherzet Youcef dans la plaine de Ain Azel, son épaisseur peut atteindre 250 m.

Le Mio-Plio-Quadernaire est caractérisé par une sédimentation détritque continentale très hétérogène, représentée par des conglomérats qui s'intercalent avec des grès, argiles, marnes et calcaires lacustres et des galets avec des intercalations de limons sableux.

La nappe superficielle est alimentée directement par les précipitations et les eaux ruisselées en provenance des différents reliefs entourant la dépression intra montagneuse d'Ain Azel. Ces principaux exutoires sont représentés par Sebkhet El Hamiet et Chott El Beida.

Les eaux de cette nappe sont utilisées par les agriculteurs à travers leurs puits domestiques pour l'irrigation et la consommation humaine.

#### **2.4.4.4. L'unité D2**

La nappe aquifère qui correspond à l'unité D2 est située dans le compartiment ouest de la faille d'Ain Azel ; elle est constituée par les grès.

Les aquifères supérieurs et profonds sont alimentés par les précipitations atmosphériques infiltrées ; ceci est lié à la présence de dépôts perméables au niveau des plaines et des affleurements des roches-mères sur les collines et les massifs montagneux.

Les conditions hydrogéologiques sont influencées par la tectonique et les conditions climatiques.

Les eaux souterraines dans la région de Kherzet Youcef circulent du Sud-Ouest vers le Nord-Est ; ceci correspond à l'écoulement superficiel des eaux (EREM, 1983).

L'Oued Enza draine peu les eaux souterraines en raison de la faible inclinaison du flux des eaux souterraine. La profondeur des eaux souterraines augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la dépression vers l'Ouest.

### **3. Historique de la mine et méthodes d'exploitation et de traitement du minerai**

#### **3.1. Historique**

Après une extraction de faible importance des minerais oxydés entre 1900 et 1907, les minerais sulfurés ont été exploités par intermittence de 1907 à 1954.

Une étude du gisement réalisée entre 1963 et 1965 a permis d'effectuer un calcul des réserves exploitables de 1,6 MT pour des teneurs en zinc de 18,4% et en plomb de 3,6%.

Des travaux hydrogéologiques ont été réalisés entre 1973 et 1976 en vue d'estimer les venues d'eau.

Après des études de faisabilité et la construction d'un complexe minier (laverie, puits d'extraction, et travaux souterrains préparatoires), la production démarra en 1979 à une cadence de 200 T/jour de tout venant (**Touahri, 1991**).

Les travaux d'exploitation ont duré de 1979 à 1987 entre la cote 835 et 775 m, bien que le débit de l'eau ait atteint  $740 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Après 1987, suite à l'épuisement des réserves observé, un approfondissement du puits N°3 jusqu'à la cote 625 m devait s'effectuer mais n'a pas abouti en raison de la présence d'un niveau aquifère grésosableux à la cote 672 m (**Attouchek, 2006**).

Le 02 juin 1990, des venues d'eaux de grande importance d'un débit atteignant  $36000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  (**Meftah, 2005**) ont inondé la mine et ont coûté la vie à 19 mineurs.

De 1994 à 2006, la mine de Chaâbet El Hamra, située à environ 5 km de Kherzet Youcef, fut mise en exploitation pour pallier au manque de minerai dû à l'arrêt de l'exploitation de la mine de Kherzet Youcef. Le traitement du minerai s'est effectué dans la laverie, dans le complexe minier de Kherzet Youcef.

#### **3.2. Méthodes d'exploitation et de traitement du minerai**

Les minerais polymétalliques de la région sont exploités par voie souterraine. Le minerai extrait subit par la suite un concassage, un broyage, une classification et un traitement par un procédé appelé la flottation comme le montre la figure 16.

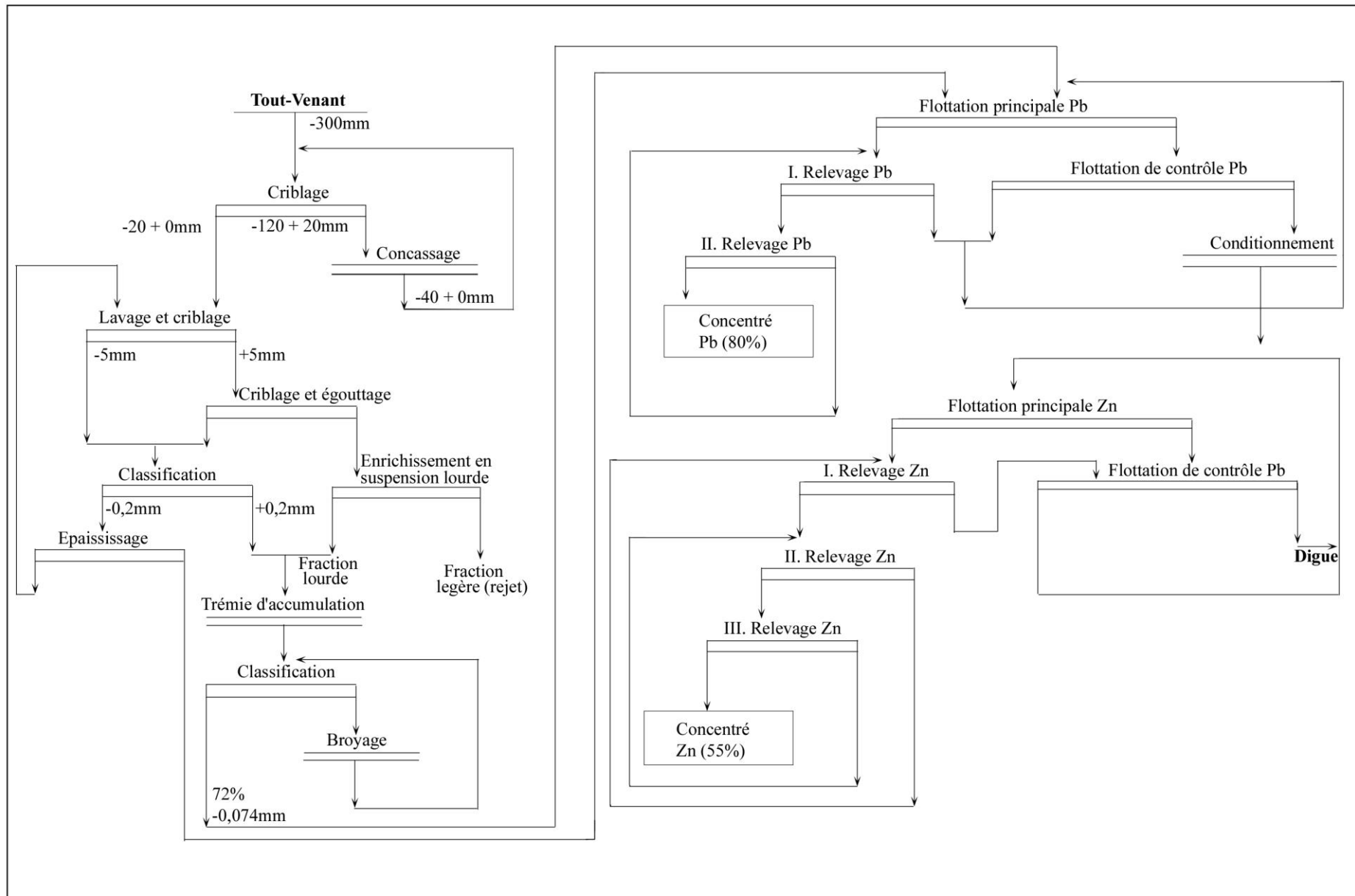


Figure 16: Schéma technologique de la laverie de Kherzet Youcef (Boulkrouche, 1994)

Le concassage et le broyage permettent d'amener le minerai à une granulométrie où les minéraux économiques pourront être séparés de la gangue. Ensuite, le minerai est traité par flottation au terme de laquelle des concentrés sont obtenus et à partir desquels on procède à l'extraction des minéraux économiques (Potvin, 2004).

La flottation est une méthode qui permet de séparer des minerais broyés sous forme de particules, en les immergeant dans le milieu liquide où ces particules, fixant les bulles d'air, voient leur densité diminuer.

Les réactifs de flottation figurent dans le tableau 19.

**Tableau 19: Réactifs de flottation (Y. Boulkrouche, 1994)**

Type de réactifs	Nom des réactifs
Collecteurs	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aerofloat (acide crésylthiophosphorique)</li> <li>- Les xanthates <math>\text{S}=\text{C} \begin{array}{l} \diagup \text{OR} \\ \diagdown \text{SX} \end{array}</math></li> </ul> <p><b>R</b> : radical alkyl <b>X</b> : K ou Na</p>
Les moussants	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Huile de pin (20-80 g/T de minerai traité)</li> <li>- Crésol (50-200g/T de minerai traité)</li> </ul>
Les déprimants	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Le cyanure de sodium</li> <li>- La chaux</li> <li>- Les chromates et les bichromates</li> <li>- Le silicate de soude</li> </ul>
Les activants	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Le sulfate de cuivre <math>\text{CuSO}_4</math></li> </ul>

Les rejets de traitement sont acheminés vers la digue au moyen de canalisations aménagées à cet effet.

## **CHAPITRE II : PARTIE EXPERIMENTALE**

### **1. Démarche**

Les échantillons de sédiment et de sol ont été prélevés pendant la période hivernale, au cours du mois de mars 2008. Ils ont été conservés dans une glacière puis acheminés vers les laboratoires pour y être traités et analysés.

Le plan d'échantillonnage a été réalisé à l'aide de la carte topographique N°143 d'Ain Azel au 1/50 000 qui nous a permis d'identifier l'environnement de cette région et d'en définir les composantes.

L'échantillonnage a été effectué selon les points de prélèvements représentés sur la figure 17 :

- Une première série d'échantillons concerne les sédiments des affluents de l'oued Ennza ;
- Une deuxième série d'échantillons concerne les sols arables.

### **2. Choix des polluants métalliques**

Le nombre et le type de polluants métalliques a été réduit à deux, zinc et plomb, choisis en fonction de leurs propriétés physico-chimiques et de leur impact négatif sur l'environnement. Le zinc a été retenu en raison de ses fortes teneurs dans les minerais de la région et de sa grande mobilité dans le sol ; le plomb, considéré comme élément peu mobile, s'accumule dans les parties superficielles du sol et sa toxicité est grande.

### **3. Techniques d'échantillonnage et d'analyse**

#### **3.1. Techniques d'échantillonnage**

##### **3.1.1. Choix des points de prélèvement**

Les échantillons de sol et de sédiment ont été prélevés selon le plan d'échantillonnage représenté sur la figure 17.

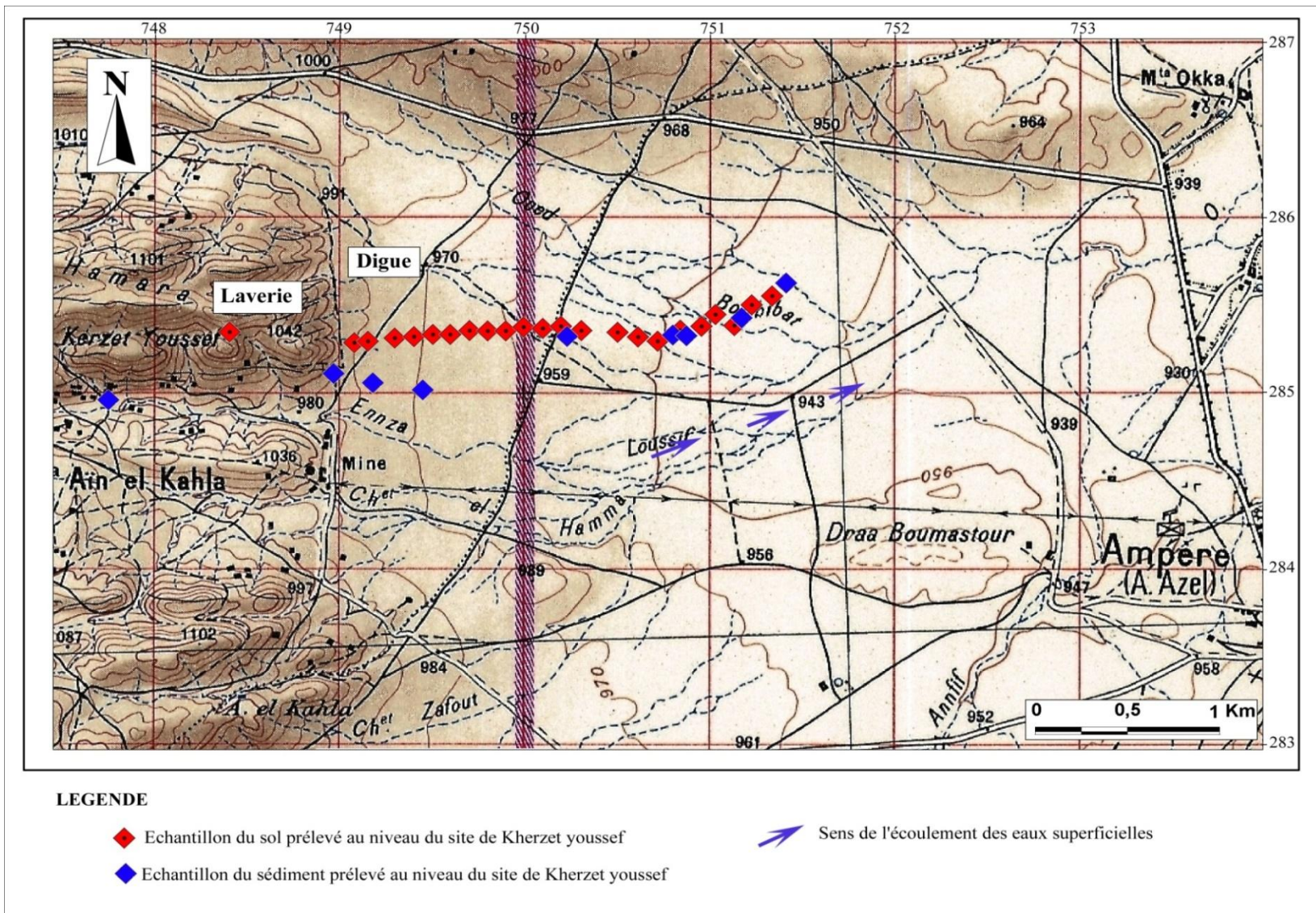


Figure 17: Plan d'échantillonnage du sol et du sédiment dans la région de Kherzet Youcef (Extrait de la carte topographique N°143 au 1/50 000)

### **3.1.1.1. Le sédiment**

L'échantillonnage du sédiment dans le site de Kherzet Youcef a été réalisé en aval de l'aire de stockage des résidus provenant du traitement du minerai sur une distance de 3450 m.

Les prélèvements ont été effectués au niveau de 9 points situés à des distances variant entre 100 et 505 m de l'Oued Ennza, comme indiqué sur la figure 17.

### **3.1.1.2. Le sol**

Les échantillons de sol ont été prélevés en aval de la digue, sur une distance de 2920 m suivant la direction NE, dans le sens des vents prédominants, suivant un intervalle régulier de 100 m et sur une profondeur de 30 cm à partir de la surface du sol, comme indiqué sur la figure 16. Ceci correspond à l'étude de la contamination du sol au niveau de sa partie superficielle.

C'est ainsi que 23 échantillons de sol ont été prélevés.

Nous avons par ailleurs choisi 2 échantillons (un de sédiment et un de sol) parmi ceux correspondant aux points de prélèvements les plus proches de l'aire de stockage des résidus issus du traitement du minerai, que nous avons considérés comme représentatifs pour l'étude de caractérisation.

Toutes les produits chimiques utilisés dans ce travail sont de grade analytique.

La technique utilisée consiste en une solubilisation des ETM étudiés (Pb et Zn) par une attaque acide à l'eau régale et par l'acide fluorhydrique ; ceci en vue de la destruction des réseaux silicatés.

### **3.1.2. Technique de prélèvement**

Les échantillons de sol et de sédiment ont été prélevés à l'aide d'une pelle à main. La quantité de chaque échantillon est de l'ordre de 1 kg.

Ils ont par ailleurs été conservés dans des sacs en plastiques sur lesquels sont portés la date et les coordonnées des points de prélèvement. Ils ont été ensuite séchés à l'air libre pendant dix jours.



### 3.2. Méthodes d'analyse des échantillons

L'analyse des échantillons prélevés a porté sur les paramètres les plus importants :

- L'analyse physico-chimique : granulométrie, calcaire total, carbone organique, bases échangeables, pH, masse volumique et conductivité électrique ;
- L'analyse chimique : éléments majeurs ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{MnO}$  et  $\text{SO}_3$ ) et ETM (Pb et Zn) ;
- L'analyse minéralogique : par diffraction des rayons X.

Tous les échantillons ont été soumis à l'analyse des métaux lourds (Pb et Zn) par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) avec flamme.

Les échantillons de sol et de sédiment prélevés au niveau du site de Kherzet Youcef ont subi les analyses suivantes :

- granulométrie;
- minéralogique par diffraction de rayons X;
- physico-chimique et géochimique qui a porté sur la détermination des ETM (Pb et Zn) par SAA par émission de flamme et qui consiste en une décomposition de l'échantillon à analyser en milieu acide à chaud et une atomisation de la solution obtenue dans la flamme air-acétylène et mesure de la valeur d'absorption atomique du rayonnement résonant par des atomes neutres des éléments à déterminer, formés au cours de l'atomisation de l'échantillon ;

Les échantillons prélevés ont également fait l'objet d'une analyse des teneurs en éléments majeurs, à savoir :  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{MnO}$  et  $\text{SO}_3$  par fluorescence X.

L'analyse de la teneur en carbone organique dans les échantillons prélevés consiste en une oxydation des formes de C organique en présence de bichromate en excès. La réaction en milieu acide concentré à  $120^\circ\text{C}$  est exothermique.

Les quantités de bichromate réduit sont considérées comme quantitativement reliées au C organique présent. On suppose une susceptibilité de réduction identique pour les diverses formes de C organique et une constance de l'état réducteur au cours de la minéralisation.

Les formes inorganiques (carbonates, bicarbonates) sont décomposées et n'interfèrent pas, si ce n'est par une consommation d'acide et la production de mousses.

Tous les produits chimiques utilisés au cours de ce travail sont de grade analytique, mais différentes marques ont été utilisées en fonction des disponibilités.

### **3.2.1. Granulométrie**

#### **3.2.1.1. Principe**

L'analyse granulométrique a été effectuée selon la norme européenne EN 933-1. La méthode consiste à séparer, au moyen d'une série de tamis, un matériau en plusieurs classes granulaires de dimensions décroissantes. Les dimensions de mailles et le nombre des tamis sont choisis en fonction de la nature de l'échantillon et de la précision requise.

Le procédé adopté est le tamisage par lavage, suivi du tamisage à sec. Lorsque le lavage peut altérer les caractéristiques physiques d'un granulat léger, il faut utiliser le tamisage à sec.

Les masses de grains retenues sur les différents tamis sont rapportées à la masse initiale de matériau.

#### **3.2.1.2. Matériel**

- Tamis avec des ouvertures conformes aux spécifications des normes ISO 3310-1 et 3310-2 ;
- Fonds et couvercles s'adaptant aux tamis ;
- Étuve ventilée, réglée par thermostat pour maintenir une température de  $(110 \pm 5)$  °C, ou tout autre appareillage adéquat pour sécher les granulats, sans entraîner de variation de la granularité ;
- Dispositif de lavage ;
- Balances précises à  $\pm 0,1$  % de la masse de la prise d'essai ;
- Bacs, brosses ;
- Tamiseuse.

#### **3.2.1.3. Préparation des prises d'essai**

La masse de chaque prise d'essai est de 200 g, pour des granulats de masse volumique comprise entre  $2,00 \text{ mg.m}^{-3}$  et  $3,00 \text{ mg.m}^{-3}$ .

La réduction de l'échantillon doit permettre d'obtenir une prise d'essai d'une masse supérieure au minimum, mais sans valeur exacte prédéterminée.

Sécher la prise d'essai en la portant à une température de  $(110 \pm 5)$  °C jusqu'à masse constante. Laisser refroidir, peser et inscrire le résultat, soit  $m_I$ .

#### 3.2.1.4. Exécution de l'essai

##### - Lavage

- Placer la prise d'essai dans un récipient et ajouter l'eau nécessaire pour la recouvrir. Une période de trempage de 24 h facilite la séparation des mottes. Un agent de dispersion peut être utilisé.
- Agiter la prise d'essai suffisamment vigoureusement pour obtenir une séparation complète et la mise en suspension des fines.
- Humidifier les deux côtés d'un tamis de 63  $\mu\text{m}$  réservé à l'usage exclusif de cet essai, et adapter un tamis de protection (par exemple, d'ouverture 1 mm ou 2 mm) au-dessus. Placer les tamis de façon que la suspension passant à travers le tamis puisse être évacuée ou, si besoin est, recueillie dans un récipient adéquat. Verser le contenu du récipient sur le tamis supérieur. Poursuivre le lavage jusqu'à ce que l'eau passant à travers le tamis de 63  $\mu\text{m}$  soit claire.
- Sécher le refus sur le tamis de 63  $\mu\text{m}$  à  $(110 \pm 5) ^\circ\text{C}$ , jusqu'à ce que la masse soit constante. Laisser refroidir, peser et inscrire le résultat, soit *m*<sub>2</sub>.

##### - Tamisage

- Verser le matériau lavé et séché (ou l'échantillon sec directement) dans la colonne de tamis. Cette colonne est constituée d'un certain nombre de tamis emboîtés, et disposés de haut en bas, dans un ordre de dimension de mailles décroissant, avec le fond et le couvercle.
- Agiter la colonne, manuellement ou mécaniquement, puis reprendre un à un les tamis en commençant par celui qui présente la plus grande ouverture et agiter manuellement chaque tamis en s'assurant qu'il n'y a pas de perte de matériau, en utilisant, par exemple, un fond et un couvercle.
- Transvaser tout le matériau qui passe à travers chaque tamis sur le tamis suivant de la colonne avant de poursuivre l'opération avec ce tamis.
- L'exécution du tamisage peut être considérée comme achevée lorsque le refus ne change pas de plus de 1,0 %, en 1 min de tamisage.
- Afin d'éviter une surcharge des tamis, la fraction retenue en fin d'opération de

tamissage sur chaque tamis (exprimée en grammes) ne devra pas dépasser :  $\frac{A\sqrt{d}}{200}$

où :  $A$  est l'aire du tamis ( $\text{mm}^2$ ) ;

$d$  est la dimension des mailles du tamis (mm).

#### - Calcul et expression des résultats

- Inscrire les différentes masses sur une feuille d'essai. Calculer la masse des refus sur chaque tamis, exprimée en pourcentage de la masse sèche d'origine  $m_i$ .
- Calculer le pourcentage cumulé des différents tamisats de la masse sèche d'origine passant jusqu'au tamis de  $63 \mu\text{m}$  non compris.
- Calculer le pourcentage de fines passant à travers le tamis de  $63 \mu\text{m}$  conformément à l'équation suivante :

$$m \cdot \frac{(m_1 \cdot m_2) \cdot m}{m_1} \cdot 100$$

où:

$m_1$  est la masse séchée de la prise d'essai (kg) ;

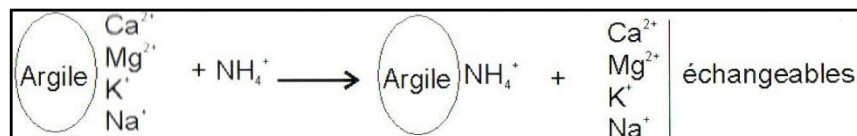
$m_2$  est la masse séchée du refus au tamis de  $63 \mu\text{m}$  (kg) ;

$m$  est la masse du tamisat restant dans le fond (kg).

### 3.2.2. Détermination des cations échangeables (PANSU Marc et GAUTHEYROU Jacques, 2003)

#### 3.2.2.1. Principe

Le sol est saturé par un cation ( $\text{NH}_4^+$ ) dans un milieu tamponné à pH 7 (ou non tamponné). Les cations échangeables sont déplacés et passent dans la phase liquide où ils sont dosés par SAA ou ICP.



#### 3.2.2.2. Réactifs

- Acétate d'ammonium  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$   $1 \text{ mol.L}^{-1}$  tamponné à pH 7

- Dissoudre 77,08 g de  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  P.A. dans environ 950 mL d'eau permutée ;
  - Amener le pH à 7,0 en ajoutant de l'ammoniaque ou de l'acide acétique dilués ;
  - Compléter à 1 000 mL par  $\text{H}_2\text{O}$  bidistillée.
- *Chlorure d'ammonium 1 mol L<sup>-1</sup>*
    - Dissoudre 53,5 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  P.A. dans  $\text{H}_2\text{O}$  bidistillée et compléter à 1 000 mL (le pH apparent est d'environ 4,5 à 5,0).

### 3.2.2.3. Mode opératoire

- Peser 10 g de terre fine séchée à 105°C
- Mettre cette pesée en contact dans un bécher de 100 mL avec 25 mL d'extractant, ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  ou  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) ;
- Homogénéiser et laisser en contact une nuit ;
- Agiter et laisser décanter, puis passer sur filtre et répéter trois fois cette opération en laissant en contact 15 minutes entre chaque extraction ; réunir les portions extraites ; compléter à 100 mL ; homogénéiser ;
- Doser dans ce filtrat  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  par spectrométrie de diffusion et d'absorption atomique. Doser les mêmes éléments dans l'essai à blanc (extractant seul) et déduire les valeurs obtenues des précédentes.

Les résultats sont exprimés en  $\text{cmol (cation).kg}^{-1}$  de sol séché à 105°C.

## 3.2.3. Détermination de la capacité d'échange cationique (Norme ISO 11260 : 1994)

### 3.2.3.1. Principe

Le sol est saturé par l'ion index  $\text{NH}_4^+$  dans un milieu tamponné à pH 7,0. Le cation est adsorbé et une quantité équivalente de cations est déplacée. Les cations échangeables sont dosés dans le percolat par photométrie de flamme. L'excès d'ion index est éliminé par un solvant limitant les phénomènes d'hydrolyse (éthanol 80%). L'ion index est déplacé par le chlorure de sodium normal non tamponné (ou par de l'acétate de Na à pH 7,0). Pour déterminer la CEC (quantité totale de cations index qu'un sol peut retenir), on peut doser  $\text{NH}_4^+$  par distillation et dosage volumétrique ou par spectrophotométrie automatisée.

### 3.2.3.2. Réactifs

- Acétate d'ammonium 1 mol L<sup>-1</sup> pH 7,0 : peser 77,08 g de  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  P.A.

- (PM=77,08) ou diluer 600 mL d'acide acétique cristallisable P.A. ( $\text{CH}_3\text{-COOH}$ , PM=60,05) dans environ 9 L d'eau permutée et ajouter progressivement 750 mL d'ammoniaque P.A. ( $\text{NH}_4\text{OH}$   $d = 0,90$ ) ; laisser refroidir et contrôler le pH ; amener à  $\text{pH} = 7,0$  en ajustant avec  $\text{NH}_4\text{OH}$  ou  $\text{CH}_3\text{COOH}$  et compléter à 10 L avec  $\text{H}_2\text{O}$  ;
- Ethanol : 80 % éthanol à 96° + 20 % eau ;
  - Chlorure de potassium  $1 \text{ mol.L}^{-1}$  : dissoudre 745 g de KCl P.A. (PM = 74,5) dans 9L d'eau environ ; après équilibrage de température compléter à 10 L ;
  - Réactif de Nessler (test) : **a**) peser 45,5g d'iodure mercurique P.A. ( $\text{HgI}_2$ , PM=454,45) et 35,0 g d'iodure de potassium (KI, PM=166,02) ; dissoudre dans l'eau ; **b**) peser 112 g de potasse caustique (KOH, PM=56,10) et dissoudre dans 500 g d'eau permutée (dont  $\text{CO}_2$  a été éliminé par ébullition pendant une heure) et stocker à l'abri de l'air jusqu'à refroidissement ; mélanger a et b et amener à 1 L ; stocker en flacon brun et conserver à l'abri de l'air et de la lumière ; à refaire chaque semaine environ ; en présence de  $\text{NH}_4^+$ , le réactif donne une coloration jaune-brun ou un flocculât brun si les teneurs en  $\text{NH}_4^+$  sont très élevées.
  - Réactif de Taschiro : mélanger une partie de rouge de méthyle à 0,1% dans l'alcool éthylique et trois parties de vert de bromocrésol à 0,1% dans l'alcool éthylique ;
  - Magnésie lourde calcinée ( $\text{Mg(OH)}_2$ , PM = 58,34) ;
  - Acide borique P.A. ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ , PM = 61,84) à 2 % dans l'eau ;
  - Solution titrée d'acide sulfurique  $1/40 \text{ mol.L}^{-1}$  (N/20) ;
  - Phtaléine du phénol à 1 % dans l'éthanol.

### 3.2.3.3. Mode opératoire

- **Échange avec l'ion index  $\text{NH}_4^+$  :**
  - Déterminer l'humidité des échantillons au préalable pour ramener les résultats à  $105^\circ\text{C}$  ;
  - Peser 2 g (ou éventuellement 5 g de sol, si la CEC est faible) de sol séché à l'air libre réduit à 0,5 mm (équivalent séché  $105^\circ\text{C}$ ) ;
  - Verser dans un tube de centrifugation de 100 mL fermant à vis et ajouter 30 mL d'acétate d'ammonium 1 M ;
  - Homogénéiser au Vortex pendant deux minutes ;

- Laisser en contact une nuit ;
  - Agiter à nouveau 2 minutes au Vortex et centrifuger à 5 000 g pendant 5 à 10 minutes (suivant le comportement du sol) ;
  - Décanter le surnageant qui doit être limpide, sans perdre de sol ; soit A ;
  - Remettre en suspension au Vortex dans 30 mL d'acétate d'ammonium et laisser en contact 15 minutes ;
  - Centrifuger et décanter le surnageant ; soit B ;
  - Répéter ce traitement une 3<sup>ème</sup> fois ; soit C ;
  - Réunir A + B + C pour doser les cations échangeables (Ca, Mg, K, Na).
- **Lavage de l'excès d'ion index  $\text{NH}_4^+$**
- Ajouter 30 mL d'éthanol neutre à 80 % ;
  - Homogénéiser au Vortex ;
  - Centrifuger et rejeter l'alcool surnageant ;
  - Répéter deux fois ce traitement sans perdre de sol ;
  - Vérifier l'absence d'ammonium dans le 3ème surnageant alcool par le réactif de Nessler.
- **Déplacement de l'ion index**
- Ajouter 30 mL de KCl 1 mol.L<sup>-1</sup> ;
  - Agiter au Vortex et laisser en contact 30 minutes ;
  - Centrifuger et recueillir le surnageant sans perdre de sol ; soit D ; répéter deux fois ce traitement ; soit E et F ;
  - Mélanger les 3 fractions D + E + F et les faire passer dans un matras de 600 mL en rinçant soigneusement (on peut conserver cette solution pour le dosage de  $\text{NH}_4^+$  par colorimétrie automatisée ; il faut alors amener à un volume de 100 mL et en tenir compte dans les calculs).
- **Dosage de l'ion index  $\text{NH}_4^+$  par distillation**
- Distiller immédiatement à la vapeur après addition de 5 g de magnésie calcinée et d'une goutte de phénol-phtaléine (si le virage au rose ne se produit pas, ajouter plus

de magnésium pour obtenir un milieu alcalin) ;

- Recueillir le distillat (environ 100 mL) dans 20 mL d'acide borique à 2 % contenant 3 gouttes d'indicateur de Taschiro (l'indicateur vire du rose au vert) ;
- Titrer par H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> N/20 jusqu'à virage au gris-rose.

#### 3.2.3.4. Calculs

1 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1/40 M = 0,05 milliéquivalents de CEC

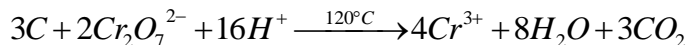
Soit V le volume de solution H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> utilisée pour le titrage en mL. La capacité d'échange cationique T s'exprime en cmol (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).kg<sup>-1</sup> de sol séché à l'air par :

$$T = V.0,05.100$$

### 3.2.4. Dosage du carbone organique total par voie humide à température de réaction (PANSU Marc et GAUTHEYROU Jacques, 2003)

#### 3.2.4.1. Minéralisation

Les formes de C organique sont oxydées en présence de bichromate en excès. La réaction à 120°C en milieu acide concentré est exothermique. Elle se développe à une vitesse notable dans ces conditions :

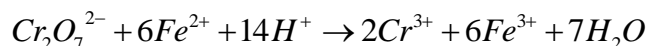


Les quantités de bichromate réduit sont considérées comme quantitativement reliées à C organique présent. On suppose une susceptibilité de réduction identique pour les diverses formes de C organique et une constance de l'état réducteur au cours de la minéralisation.

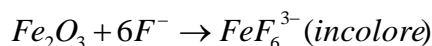
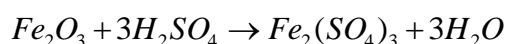
Les formes inorganiques (carbonates, bicarbonates) sont décomposées et n'interfèrent pas, si ce n'est par une consommation d'acide et la production de mousses.

#### 3.2.4.2. Dosage

Le dosage volumétrique du bichromate Cr<sup>+VI</sup> consommé par C organique est effectué en retour par oxydoréduction (sulfate ferreux ou sel de Mohr) en présence d'indicateur.

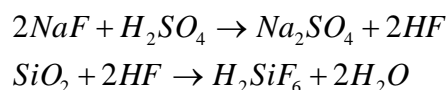


On ajoute du fluorure de sodium (ou de l'acide phosphorique H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) pour complexer le fer ferrique, dissous ou produit par la réaction. Le virage est plus lisible.





L'addition de fluorure présente un inconvénient en raison de la formation d'acide fluorhydrique qui attaque le verre et les silicates :



Il est donc nécessaire de nettoyer la verrerie dès la fin du dosage et de la réserver à cet usage.

### 3.2.4.3. Matériel

- Balances analytiques 1/10 et *top-loading* portée  $500,000 \pm 0,001$  g ;
- Erlenmeyers Pyrex de 500 mL à col large ;
- Distributeurs de fractions en Téflon ;
- Burette de dosage ;
- Agitateur magnétique avec barreaux Téflon.

### 3.2.4.4. Produits

- Eau bi-distillée ;
- Bichromate de potassium  $1 \text{ mol.L}^{-1}$  (standard primaire) : dans une fiole jaugée de 1000 mL, dissoudre 49,040 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  (séché sous vide ou au dessiccateur sur  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) dans 800 mL d'eau bi-distillée, puis jauger à 1000 mL ;
- Sulfate double de fer et d'ammonium (sel de Mohr)  $0,5 \text{ mol.L}^{-1}$  : dans une fiole jaugée de 1000 mL, dissoudre 196,05 g de  $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  (séché sur  $\text{P}_2\text{O}_5$  au dessiccateur) dans 800 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$   $0,5 \text{ mol (H}^+) \text{ L}^{-1}$ . Le liquide doit être limpide et vert pâle ;
- Acide sulfurique concentré  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ( $d = 1,84$ )
- Acide sulfurique  $0,5 \text{ mol.L}^{-1}$  : dans une éprouvette de 1 000 mL, ajouter 800 mL d'eau distillée, puis lentement 13,9 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré P.A.. Homogénéiser. Laisser refroidir et compléter à 1 litre avec de l'eau distillée ;
- Acide phosphorique concentré  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $d = 1,71$  (85%) ;
- Fluorure de sodium NaF en poudre ;
- Indicateur diphénylamine : dissoudre 0,5g de diphénylamine dans 100 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$

concentré. Verser sur 20 mL d'eau et stocker dans un flacon en verre brun du type compte-gouttes à fermeture émeri normalisée.

#### 3.2.4.5. Mode opératoire

- La prise d'essai du sol analysé est de 0,5 g ;
- Faire passer dans un Erlenmeyer de 500 mL à col large et ajouter 10 mL de bichromate de potassium 1 mol.L<sup>-1</sup>. Homogénéiser soigneusement en évitant de faire remonter la suspension sur les parois. Ajouter rapidement, avec un distributeur en Téflon, 20 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentré. Agiter par rotation pour homogénéiser pendant une minute (la température de réaction est d'environ 120°C). Déposer sur une plaque isolante et laisser l'oxydation s'effectuer pendant 30 minutes ;
- Ajouter 200 mL d'eau distillée, puis 10 mL d'acide phosphorique. Homogénéiser. Ajouter 3 gouttes de diphénylamine ;
- Titrer l'excès de bichromate avec le sel de Mohr 0,5 mol.L<sup>-1</sup> ; soit V mL. Le virage se fait du bleu violacé au bleu vert assez lumineux. Il est bon, à l'approche du virage, d'ajouter 1 à 2 gouttes d'indicateur.

#### 3.2.4.6. Expression des résultats

On admet que l'oxygène consommé est proportionnel au carbone dosé, sur la base théorique 1 mL bichromate normal = 3 mg C, soit, corrigé par le coefficient d'attaque (1,3.100/76) = 3,9 mg C. Ce coefficient d'attaque peut être modulé en fonction des formes de C et par comparaison avec les dosages par calcination.

$$C_{organique\ total} (g.kg^{-1}\ sol\ séché\ à\ 105^{\circ}C) = \frac{3,9.(10 - 0,5V)}{P}$$

où P correspond au poids de prise d'essai en g et V correspond au volume de sel de Mohr de titre exact 0,5 mol.L<sup>-1</sup> (sinon, remplacer dans la formule, 0,5 par le titre exact).

$$Matières\ organiques\ totales\ (g.kg^{-1}) = \frac{3,9.(10 - 0,5V)}{P}$$

#### 3.2.5. Etude minéralogique

C'est une méthode d'étude des minéraux cristallisés qui utilise la diffraction de rayons X sur les plans atomiques des réseaux cristallins (loi de Bragg).

Bien qu'elle puisse aussi permettre de reconnaître le nombre de minéraux des fractions limons et sables, cette méthode est tout particulièrement utilisée en pédologie pour identifier

les différentes familles de minéraux phylliteux (= argiles minéralogiques = minéraux argileux) : kaolinites, illites, smectites, vermiculites, chlorites etc...

En règle générale, on commence par séparer (par sédimentation) la fraction granulométrique inférieure à 2 µm dans laquelle se retrouve la grande majorité des minéraux phylliteux. On peut aussi, par ultracentrifugation en continu, opérer des séparations supplémentaires entre « argiles fines » et « argiles grossières » (séparation à 0,2 µm).

La limite à 2 µm de la fraction granulométrique « argile » ne doit pas être remise en cause. En pratique, cependant, certains minéraux phylliteux présentent des dimensions supérieures à ce seuil et se retrouvent donc dans la fraction granulométrique « limons fins ». C'est souvent le cas des « argiles micacées ». Si l'on désire étudier la totalité des minéraux argileux, on opérera de préférence la séparation des particules < 5 µm, laquelle est facile à mettre en œuvre par sédimentation (pipetage à 10 cm au bout d'une heure et 16 minutes à 20°C).

La méthode la plus courante consiste ensuite à déposer quelques gouttes d'une suspension stable des particules à étudier, saturée par Mg<sup>2+</sup>, sur une lame de verre, puis de laisser sécher lentement. On obtient ainsi une « **lame orientée** » car les particules argileuses se sont déposées à plat, selon leurs plans principaux 001. Le diffractomètre comprend un générateur de rayons X, un goniomètre et un compteur qui recueille le rayonnement X diffracté par l'échantillon étudié. Le goniomètre permet d'effectuer la rotation de l'échantillon et du compteur, d'un angle respectif de  $\theta$  et  $2\theta$  par rapport au faisceau incident, afin que les conditions de Bragg soient toujours réalisées :

$$2 d \sin \theta = n \lambda$$

d = distance inter-réticulaire

n = nombre entier

$\theta$  = angle entre le plan atomique et le faisceau incident

$\lambda$  = longueur d'onde du rayonnement utilisé

Lors de l'analyse, on effectue un enregistrement de l'intensité diffractée en fonction de l'angle  $2\theta$ . A chaque valeur d'angle, correspond une seule distance inter-réticulaire qui lui est inversement proportionnelle. En ce qui concerne les minéraux phylliteux, les valeurs de d sont de 7,10 ou 14 Å pour les plans 001. A des angles plus forts apparaissent des pics de diffraction qui correspondent à des harmoniques des pics principaux (n supérieur à 1).

Plusieurs familles de minéraux présentant des feuillets d'épaisseurs identiques (par ex. smectites, vermiculites, chlorites = 14 Å); il est nécessaire d'effectuer différents traitements (dits « tests de comportement ») afin de pouvoir les distinguer les unes des autres :

- Traitements au glycérol ou à l'éthylène-glycol pour provoquer le gonflement de certains types de minéraux (smectites notamment) ;
- Chauffages à 200, 400, 550 °C pour éliminer l'eau interfoliaire et provoquer le retour de 14 à 10 Å des feuillets des vermiculites (de préférence, saturation des argiles par  $K^+$ ). A noter qu'à 550 °C, les kaolinites sont détruites.

La garniture cationique des échantillons étudiés a une importance primordiale quant aux « tests de comportements ». Les méthodes normalisées de détermination nécessitent la saturation des échantillons par  $Mg^{++}$  et  $K^+$ .

### **3.2.6. Dosage des éléments majeurs par spectroscopie de fluorescence X (Méthode du laboratoire de l'ORGM certifié)**

#### **3.2.6.1. Principe**

Le principe consiste à préparer des perles à partir de standards généralement internationaux dont les concentrations en éléments majeurs sont connues:  $SiO_2$ ,  $Al_2O_3$ ,  $Fe_2O_3$ ,  $CaO$ ,  $MgO$ ,  $K_2O$ ,  $Na_2O$ ,  $TiO_2$ ,  $MnO$ ,  $P_2O_5$ .

En exposant une perle aux rayons X, la fluorescence émise est quantifiée par un détecteur et traduite en intensités. En comparant les intensités obtenues pour les perles préparées à partir des standards aux intensités de celles préparées à partir des échantillons inconnus, on détermine les concentrations des éléments recherchés.

Pour déterminer l'erreur absolue, on fait passer un échantillon de concentration connue 5 fois.

#### **3.2.6.2. Procédé d'étalonnage**

Pour étalonner le spectromètre de fluorescence X (Philips PW 1480 X-ray fluorescence spectrometer, Logiciel d'exploitation : x 40 Philips), on doit exécuter les points suivants :

- Préparation des perles (0,3 mg) + fondant ( $Li_2 B_4 O_7$  ;  $La_2O_3$  5 %) ;
- Assemblage des paramètres de la spectrométrie par l'élément à doser ;
- Assemblage du programme ;
- Assemblage fichier concentration ;

- Mesure des concentrations ;
- Correction des courbes.

### 3.2.7. Détermination des ETM par spectrométrie d'absorption atomique par émission de flamme (Méthode du laboratoire de l'ORGM certifié)

#### 3.2.7.1. Réactifs

- Acide nitrique de densité 1,40 chimiquement pur et dilué 1 :1 ;
- Acide sulfurique de densité 1,84 chimiquement pur ;
- Acide chlorhydrique de densité 1,19, dilué 1 :1 ; solution 2,5 N ; solution 3,0N ;
- Acide fluorhydrique pur, solution à 40% ;
- Acide perchlorique chimiquement pur, solution à 57% ;
- Azotate de lanthane : solution à 10% et solution à 2% (respectivement 10% et 2% du lanthane pur) ;
- Peroxyde de sodium, pur ;
- Mélange : carbonate de sodium et borax (2 : 1)

On ne prépare le mélange : peroxyde de sodium et carbonate de sodium (2 :1) qu'au jour de son utilisation. On le prépare avec précaution en le triturant dans le mortier.

- Eau bi-distillée ;
- Etalons de Plomb et zinc, pureté 99,99% ;
- Solutions standards de zinc et de plomb :

#### Solutions-mères A

**Tableau 20: Solutions mères standards**

Elément	Réactif initial	Pesée (g)	Dilution, traitement par des acides au cours du chauffage	Volume de la solution (mL)	Concentration (g.L <sup>-1</sup> )
Zn	Métal	1,000	20 ml de HCl (1:1), on ajoute HCl 2,5 N jusqu'au trait de jauge.	1000	1000
Pb	Métal	0,500	20 ml de HNO <sub>3</sub> (1:1) ; On élimine HNO <sub>3</sub> . On dissout le résidu dans HCl (1 :1) ; On ajoute du HCl 3,0N	500	1000

**Solution B** : on place 50 mL de chaque solution A dans la fiole jaugée de 500 mL ; on ajoute de l'acide chlorhydrique 2,5 N jusqu'au trait de jauge. 1 mL de la

solution B contient 100 µg de chaque élément (le zinc et le plomb).

**Solution C :** on déplace 10 mL de la solution B, dans la fiole jaugée de 100 mL et on ajoute de l'acide chlorhydrique 2,5 N jusqu'au trait de jauge ; ensuite, on agite la solution. 1 mL de solution C contient 1 µg de chaque élément. On prépare la solution C le même jour de son utilisation.

Il faut conserver les solutions dans les récipients de polyéthylène qui doivent être hermétiquement fermés.

### 3.2.7.2. Appareillage

- Spectrophotomètre d'absorption atomique de marque Philips (PU 9200 X SERIES ; Atomic Absorption Spectrometer Extended Software Version) ;
- Lampes spectrales avec une cathode creuse, lampes de haute fréquence sans électrode avec des vapeurs des métaux à analyser ;
- Gaz : acétylène et air ;
- Détendeur.

Dans le cas de la contamination de la solution d'un élément quelconque, on épure le réactif ou on prépare une série isolée des standards pour cet élément.

### 3.2.7.3. Mode opératoire

- **Décomposition du métal par le mélange : acide chlorhydrique et acide nitrique**

On place la pesée 0,1 g de l'échantillon à analyser dans un bécher thermostable de 100 mL ; on ajoute 15 mL de l'acide chlorhydrique (d : 1,19) ; on place le verre de montre sur le bécher. Tout d'abord, on garde cette solution dans un endroit frais, puis on la chauffe jusqu'au dégagement du sulfure d'hydrogène ; on ajoute alors 5 mL de l'acide nitrique (d 1,40) et on évapore à sec sur la plaque chauffante. Ensuite, on ajoute deux fois l'acide chlorhydrique (d 1,19) et on évapore jusqu'aux sels humides. Ensuite, on ajoute 15 mL de l'acide chlorhydrique (d 1,19) et 20 mL de l'eau bidistillée et on fait bouillir jusqu'à la dissolution des sels.

Enfin, on filtre la solution dans la fiole jaugée de 100 mL ; on lave et on sèche le filtre qui contient le résidu, puis on l'incinère. Après cela, on ajoute de l'acide fluorhydrique au résidu ; on évapore le tout à sec et on fusionne avec 0,5 g du mélange suivant : borax et carbonate de sodium (1 : 2) ou avec d'autres composants qu'on utilise pour la fusion. On lessive l'alliage par l'eau, puis on ajoute 5 mL de l'acide chlorhydrique (d 1,19) ; on chauffe

jusqu'à la dissolution des sels, ensuite on verse cette solution dans la solution basique ; enfin on ajoute de l'eau ou HCl 0,2 N jusqu'au trait de jauge et on agite.

#### - Mesure de l'absorption atomique des solutions

On mesure la valeur d'absorption atomique de la radiation résonnante dans la solution préparée par la méthode qui vient d'être décrite, à l'aide des atomes neutres d'un élément à déterminer. On dilue la solution par l'acide chlorhydrique 2,5 N de façon à avoir la valeur de concentration dans la zone linéaire du graphe. On mesure la valeur de l'absorption atomique en utilisant la méthode du graphe calibré.

Cette méthode est utilisée pour les déterminations ordinaires standardisées quand la teneur en élément ne dépasse pas 5 %.

En se servant de cette méthode, on effectue successivement la photométrie des solutions standards et à analyser. On effectue deux fois les mesures.

Après chaque mesure, on atomise de l'eau bidistillée 5-7 sec. Après chaque 10 mesures, on effectue la photométrie d'une ou deux solutions standards. Si la sensibilité a changé, ce qui peut être provoqué par le changement des conditions de l'analyse (pression et consommation de gaz, type, couleur de la flamme, obstruction de l'atomiseur etc.), on refait la photométrie de toute la série des solutions standards.

On construit le graphe calibré pour les solutions standards avec les coordonnées suivantes : A et C

où : *A* : valeur d'absorption en unités relatives ;

*C* : concentration de l'élément à déterminer dans les solutions standards.

Conformément au graphe construit, on trouve la concentration de l'élément (C) dans la solution à analyser. On calcule une moyenne des résultats de deux déterminations obtenues simultanément. On calcule la teneur en élément à déterminer dans l'échantillon en poudre (Cx) d'après la formule suivante :

$$C_x = C.V.K.100/m.1000\ 000$$

où :

*C* : teneur en élément dans la solution, trouvée selon le graphe en  $\mu\text{g.mL}^{-1}$

*V* : volume total de la solution, obtenu pendant la décomposition de l'échantillon (volume de la fiole jaugée) en mL

*K* : coefficient de dilution

*m* : pesée en g

## 4. Résultats expérimentaux

### 4.1. Etude du sol et du sédiment du site de Kherzet Youcef

#### 4.1.1. Etude du sédiment

L'étude du sédiment a porté sur la lithologie, la minéralogie et la géochimie (éléments majeurs et ETM).

##### 4.1.1.1. Etude lithologique

###### 4.1.1.1.1. Granulométrie

La caractérisation physico-chimique du sédiment a été effectuée sur un échantillon prélevé à environ 200 m de l'oued Ennza, en aval de la digue. Cet échantillon a été séché à l'air libre avant d'être tamisé à 2mm.

Les résultats de ces analyses montrent que le sédiment est caractérisé par une texture sableuse (tableau 21).

Tableau 21: Texture du sédiment prélevé dans la région de Kherzet Youcef

Diamètre des particules (mm)	1 à 0,063	0,063 à 0,01	0,01 à 0,005	0,005 à 0,001	<0.001	Masse volumique (g.cm <sup>-3</sup> )
Texture	Sableuse	Poussiéreuse		Argileuse		
Pourcentage des fractions	51,77	29,99	5,72	6,36	6,16	2,667

Il est moyennement riche en carbonates avec une teneur de 18% ; la teneur en carbone organique est de 88,14 g.kg<sup>-1</sup>, donc très élevé, et la CEC est de l'ordre de 16,57 méq/100 g (tableau 22). Il est par ailleurs légèrement basique.

Tableau 22: Composition physico-chimique du sédiment

Caractéristiques physico-chimiques		Valeurs
pH		7,5
C org. (g.kg <sup>-1</sup> )		88,14
CE (dm.m <sup>-1</sup> )		0,63
CaCO <sub>3</sub> total (%)		18
CEC (méq/100g)		16,57
Bases échangeables (%)	Ca <sup>2+</sup>	2,34
	Mg <sup>2+</sup>	0,59
	Na <sup>+</sup>	0,62
	K <sup>+</sup>	3,2



#### 4.1.1.2. Etude minéralogique

Les résultats de l'étude minéralogique sont rapportés dans le tableau 23 et le diffractogramme figure dans l'annexe.

**Tableau 23: Composition minéralogique du sédiment**

Minéral	Formule chimique	Teneurs (%)
Gypse	CaSO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O	3
Calcite	CaCO <sub>3</sub>	1
Dolomite	CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	72
Muscovite	K Al <sub>3</sub> Si <sub>3</sub> O <sub>10</sub> (OH) <sub>2</sub>	4
Oxyde de fer	Fe <sub>x</sub> O <sub>y</sub>	12
Quartz	SiO <sub>2</sub>	8

Elle met en évidence une composition dans laquelle la dolomite et les oxydes de fer sont prépondérants avec des teneurs respectives de 72% et 12%. Le sédiment prélevé renferme également du quartz, de la muscovite, du gypse et de la calcite dans des proportions relativement faibles (voir annexe).

#### 4.1.1.3. Géochimie des échantillons prélevés

La composition géochimique du sédiment est rapportée dans le tableau 24.

**Tableau 24: Composition géochimique du sédiment**

Eléments majeurs	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	MnO	SO <sub>3</sub>	PAF
Teneurs (%)	8,416	2,121	11,160	23,353	12,656	0,401	0,250	0,089	0,026	0,086	0,05	34,500

Ces teneurs en éléments majeurs sont faibles, sauf pour Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, MgO, SiO<sub>2</sub> et plus particulièrement CaO, avec une teneur de 23,353%.

Le tableau 25 donne les teneurs en plomb et en zinc dans les sédiments.

**Tableau 25: Teneurs en plomb et en zinc dans les sédiments**

N° de l'échantillon	Coordonnées en UTM*		Pb (ppm)	Zn (ppm)
	X	Y		
1	720 720	396 7766	2,800	21,000
2	721 941	396 7916	3,300	220,000
3	722 162	396 7852	3,100	42,000
4	722 421	396 7814	15,000	70,000
5	723 200	396 8141	0,200	0,700
6	723 783	396 8136	0,200	0,300
7	723 844	396 8136	8,300	49,000
8	724 130	396 8209	0,700	1,400
9	724 413	396 8419	0,300	0,400

\* UTM : Universal Transverse Mercator

Les résultats obtenus montrent des teneurs en Zn plus élevées pour les 4 premiers points situés à proximité de la digue (entre 21 et 220 ppm). En allant vers l'Est, on remarque une nette diminution des teneurs (entre 1,4 et 0,3 ppm), à l'exception du point 7 dont la teneur en zinc est de 49 ppm.

En ce qui concerne le plomb dans le sédiment, le tableau 25 montre également des teneurs plus élevées pour les 4 premiers points de prélèvement (entre 2,8 et 15 ppm) puis une diminution jusqu'à une teneur de 0,2 ppm, sauf pour le point 7 (8 ppm).

Nous constatons par ailleurs que les teneurs en plomb et en zinc sont plus élevées dans les échantillons prélevés les plus près de l'oued Ennza et de ses affluents (points 2, 3, 4 et 7) dans lequel étaient déversées les eaux de process chargées en ETM (fig.18 et 19).

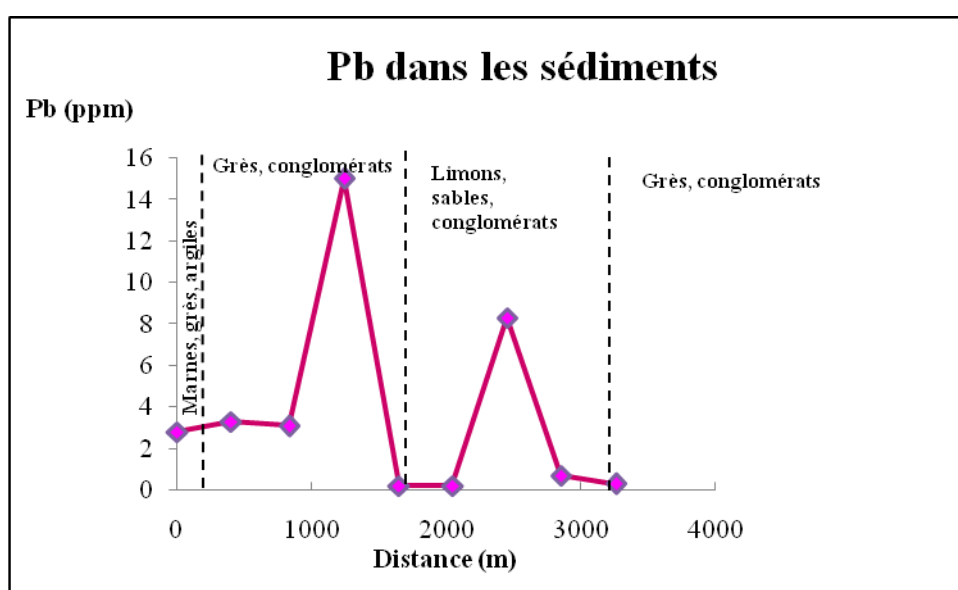


Figure 18: Répartition géochimique spatiale du plomb dans le sédiment dans la région de Kherzet Youcef

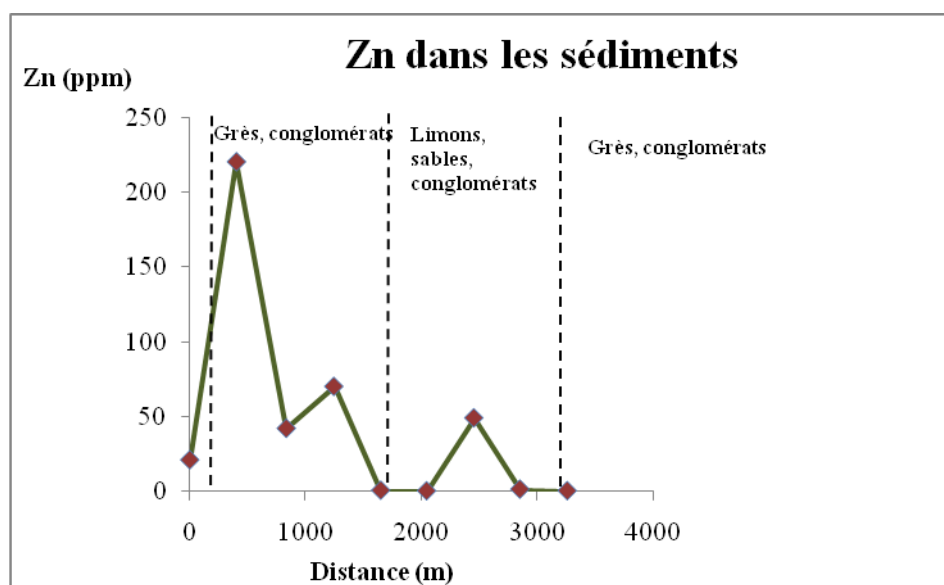


Figure 19: Répartition géochimique spatiale du zinc dans le sédiment de la région de Kherzet Youcef

#### 4.1.2. Etude du sol

Les études lithologique, minéralogique et géochimique (éléments majeurs et ETM) ont été effectuées, de la même manière que pour le sédiment, sur l'échantillon de sol prélevé au niveau de la région de Kherzet Youcef.

##### 4.1.2.1. Etude lithologique

L'analyse du sol (tableau 26) et l'utilisation du triangle des textures du sol (fig. 20) révèlent que ce dernier a une texture limono-argileuse, avec des teneurs respectives en limon et en argile de 41,03 et 27,32%.

Tableau 26: Texture du sol de la région de Kherzet Youcef

Diamètre des particules (mm)	1 à 0,063	0,063 à 0,01	0,01 à 0,005	0,005 à 0,001	< 0,001	Masse volumique (g.cm <sup>-3</sup> )
Texture	Sableuse	Poussiéreuse (limoneuse)		Argileuse		2,285
Pourcentage des fractions	31,650	26,390	14,640	3,040	24,280	

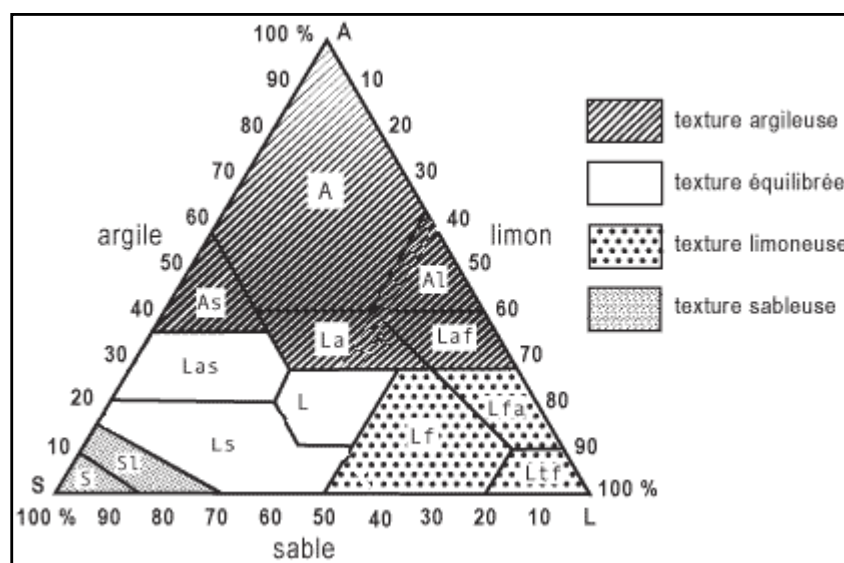


Figure 20: Triangle des textures du sol (<http://crdp.ac-amiens.fr.htm>)

Par ailleurs, l'échantillon de sol montre l'abondance en matières organiques, avec une teneur en carbone organique de 66,3 g.kg<sup>-1</sup> qui reste toutefois inférieure à celle dans le sédiment ; le milieu est légèrement alcalin avec un pH de 7,4 et la CEC est de 18,71 méq/100 g (tableau 27).

**Tableau 27: Composition physico-chimique du sol**

Caractéristiques physico-chimiques		Valeurs
pH		7,4
C org. (g.kg <sup>-1</sup> )		66,3
CE (dm.m <sup>-1</sup> )		0,24
CaCO <sub>3</sub> total (%)		4,5
CEC (méq/100g)		18,71
Bases échangeables (%)	Ca <sup>2+</sup>	1,45
	Mg <sup>2+</sup>	0,62
	Na <sup>+</sup>	0,75
	K <sup>+</sup>	3,01

#### 4.1.2.2. Etude minéralogique

L'analyse minéralogique de l'échantillon de sol révèle une prédominance du quartz (31%), comme nous le montre le diffractogramme qui figure dans l'annexe, bien supérieur à ce qui a été trouvé dans le sédiment. Les teneurs en calcite et en dolomite sont respectivement de 23% et 21% (tableau 28).

**Tableau 28: Composition minéralogique du sol**

Minéral	Formule	Teneurs (%)
Calcite	CaCO <sub>3</sub>	23
Dolomite	CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	21
FDK (orthose)	KS <sub>3</sub> AlO <sub>6</sub>	6
Albite	NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	2
Kaolinite	Al <sub>2</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (OH) <sub>4</sub>	8
Muscovite	K Al <sub>3</sub> Si <sub>3</sub> O <sub>10</sub> (OH) <sub>2</sub>	4
Oxyde de fer	Fe <sub>x</sub> O <sub>y</sub>	4
Pyrite	FeS <sub>2</sub>	1
Quartz	SiO <sub>2</sub>	31

En comparant les résultats dans le sol (tableau 28) et dans le sédiment (tableau 22), on constate une composition minérale différente.

#### 4.1.2.3. Géochimie des échantillons prélevés

L'analyse en éléments majeurs de l'échantillon de sol a été effectuée par fluorescence X. Les résultats sont rapportés dans le tableau 29.

**Tableau 29: Composition géochimique du sol**

Eléments majeurs	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	MnO	SO <sub>3</sub>	PAF
Teneurs (%)	40,314	6,174	4,619	17,295	4,581	1,382	0,130	0,370	0,116	0,058	0,050	23,500

Les éléments majoritairement présents dans l'échantillon analysé sont la silice (SiO<sub>2</sub>) et l'oxyde de calcium (CaO) avec des teneurs respectives de 40,314% et 17,295%.

Par ailleurs, la caractérisation des sols agricoles de la région en polluants métalliques (tableau 30 et fig. 21 et 22), montre que les teneurs en Pb et Zn sont faibles comparativement aux normes (tableau 31), et qu'elles sont du même ordre de grandeurs pour les différents échantillons (<2,5 ppm). Néanmoins, des teneurs plus élevées (7,1 ppm pour Pb et 45 ppm pour Zn) sont observée au niveau du point 14.

**Tableau 30: Teneurs en plomb et en zinc dans le sol**

N° de l'échantillon	Coordonnées en UTM		Pb (ppm)	Zn (ppm)
	X	Y		
1	721 397	396 8153	0,4	0,2
2	722 092	396 8086	2,3	12,00
3	722 139	396 8100	0,8	2
4	722 295	396 8119	0,5	0,5
5	722 396	396 8123	0,8	2,3
6	722 488	396 8130	0,5	0,7
7	722 587	396 8142	0,7	1,6
8	722 689	396 8151	0,5	0,6
9	722 787	396 8159	0,5	0,7
10	722 893	396 8164	0,3	0,4
11	722 972	396 8167	0,5	0,7
12	723 095	396 8168	0,3	1,5
13	723 187	396 8165	0,6	2,3
14	723 289	396 8162	7,10	45
15	723 505	396 8151	0,5	1,1
16	723 607	396 8134	0,3	0,5
17	723 713	396 8116	0,4	0,5
18	723 823	396 8149	0,4	0,1
19	723 933	396 8186	0,7	2,2
20	724 008	396 8234	0,2	0,2
21	724 125	396 8200	0,7	1,8
22	724 208	396 8295	0,6	1,40
23	724 319	396 8344	0,4	0,3

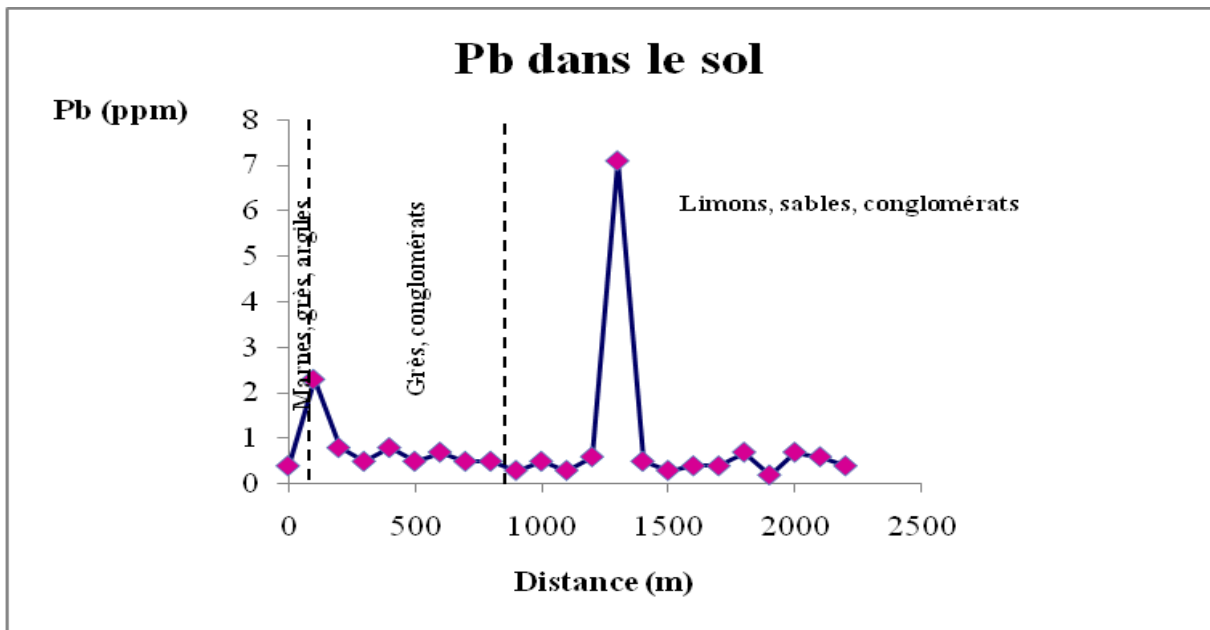


Figure 21: Répartition géochimique du plomb dans le sol de la région de Kherzet Youcef

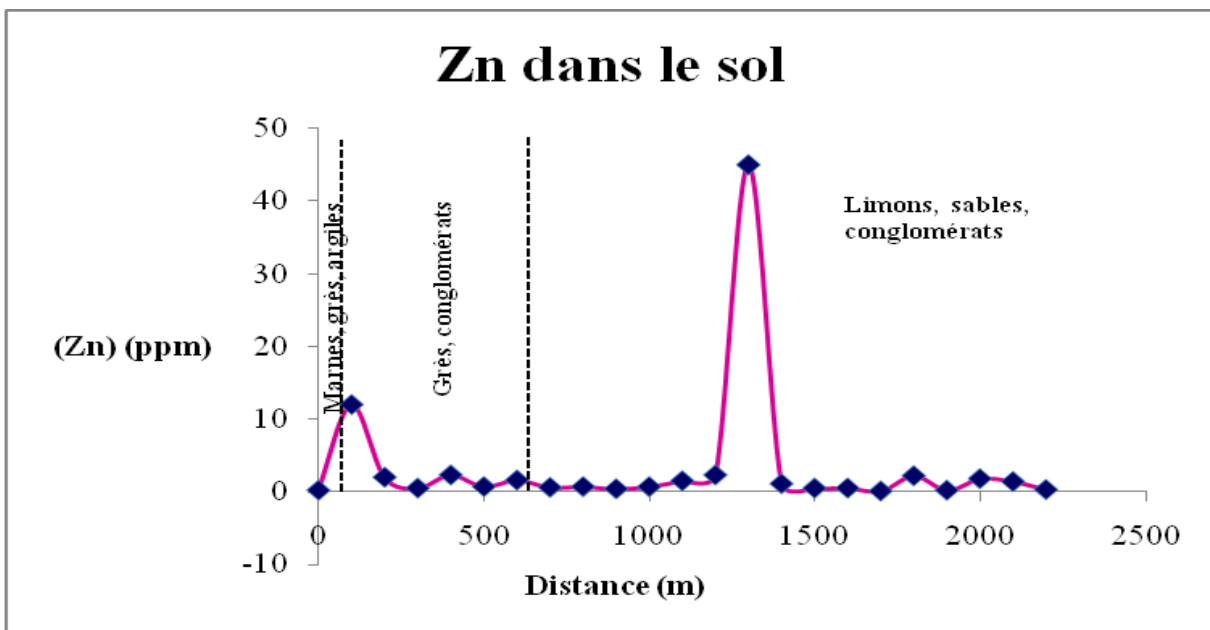


Figure 22: Répartition géochimique du zinc dans le sol de la région de Kherzet Youcef

**Tableau 31 : Valeurs limites des concentrations en ETM dans les sols (Norme NFU 44051)**

ETM	Valeur limite (mg.kg <sup>-1</sup> de MS ou ppm)
Plomb	100
Zinc	300

## 4.2. Interprétations et discussion

La région d'étude est caractérisée par la présence d'importants gisements polymétalliques de Pb-Zn auxquels sont probablement associés, comme c'est le cas habituellement, d'autres éléments métalliques (Cd, As... etc.), de moindre importance, mais dont la présence, même à de faibles teneurs, présente des impacts majeurs sur l'environnement.

Cette étude, réalisée dans le cadre de notre travail, révèle :

- **Pour le sédiment** : une texture sableuse et peu argileuse et un pH légèrement alcalin (7,5) ; il est par ailleurs très riche en C<sub>organique</sub> (88,14 g.kg<sup>-1</sup>), riche en dolomite (72%) et en oxyde de fer (12%) et moyennement riche en carbonate (18%) ; la CEC a une valeur moyenne à assez bonne (16,57 méq.100 g<sup>-1</sup>). Les teneurs en Pb (entre 0,200 ppm et 15 ppm) et en Zn (entre 0,300 ppm et 220 ppm) montrent que le sédiment de l'oued Ennza est plus riche en Zn qu'en Pb et que les concentrations les plus élevées correspondent aux points les plus proches de la digue et de l'oued Ennza. Ce résultat s'explique par le fait que la digue est le lieu de dépôt des résidus et que l'oued a constitué le siège des déversements des eaux minières issues du traitement du minerai.
- **Pour le sol** : une texture limono-argileuse, donc relativement perméable, et un pH légèrement basique (7,4), ce qui favorise la rétention des ETM en surface, sur la matière organique, les carbonates et les silicates ; il est par ailleurs riche en C<sub>organique</sub> (66,3 g.kg<sup>-1</sup>) et très peu calcaire (teneur en carbonate de 4,5%) ; il est cependant moyennement riche en quartz (31%) puis en calcite (23%), en dolomite (21%) et en oxyde de calcium (17,295%) ; la CEC (18,71 méq.100 g<sup>-1</sup>) est moyenne à assez bonne. Les teneurs en Pb (entre 0,200 ppm et 7,10 ppm) et en Zn (entre 0,1 ppm et 12 ppm et un point à 45 ppm) montrent que le sol, tout comme le sédiment, contient plus de Zn que de Pb et que les concentrations les plus élevées correspondent aux points les plus proches de la digue et ceux les plus près de l'oued Ennza et de ses affluents.

Les valeurs de la CEC et des bases échangeables laissent penser que le sol est non saturé ; il dispose donc de sites libres pour la fixation des ETM par échange cationique.

- Dans les deux cas (sédiment et sol), on note des teneurs en Pb et en Zn inférieures à 10 ppm pour la majorité des points et donc inférieures aux normes, avec toutefois des teneurs dans le sédiment supérieures à celles dans le sol. Cependant, une étude antérieure (**Attouchek, 2006**) montrait une forte contamination des sols du site étudié (plus de 10 fois supérieure aux normes pour Zn et plus de 3 fois supérieure pour Pb). Ces résultats confirment ceux obtenus par **Medkour, 1994** et **l'ANRH, 2005** effectués lors du fonctionnement de la laverie.

Une étude comparative entre les travaux de **Attouchek, 2006**, et les nôtres dans les sols (tableau 32) indique un abattement considérable des teneurs en Pb et Zn entre 2004 et 2008.

Les teneurs les plus élevées trouvées se localisent dans les matières organiques MO (dont la teneur est élevée dans notre cas) responsables de la rétention des ETM au niveau des 30 premiers centimètres du sol où a eu lieu notre échantillonnage.

Les teneurs au niveau des sols arables qui ceinturent le complexe minier de Kherzet Youcef sont faibles, nettement inférieures aux seuils réglementaires. Cependant, dans ces sols sont contenues les argiles pouvant retenir certaines quantités d'ETM en surface (7,10 ppm pour le plomb et 45 ppm pour le zinc).

En conclusion, les niveaux superficiels du sol ne présentent pas une forte contamination en plomb et en zinc actuellement. Ceci peut être attribué au fait que l'échantillonnage a été effectué trois ans après l'arrêt des activités du complexe minier, mais aussi à la perméabilité du sol qui est de texture limono-argileuse, à l'éventuel lessivage, à la mobilité des ETM (le zinc et certaines formes du plomb sont relativement mobiles) ainsi qu'à la tectonique de la région, puisque dans ce site on retrouve la faille de Kherzet Youcef.

Il serait néanmoins nécessaire de faire des investigations plus poussées en procédant par exemple à une extraction séquentielle des ETM et en étudiant également les horizons plus profonds du sol.



**Tableau 32 : Tableau comparatif entre les teneurs en Pb et en Zn obtenues par Attouчек, 2006 (résultats de mars 2004) et celles dans les mêmes sols obtenues dans la cadre de notre travail en date du 10/03/2008**

N° de l'échantillon	Teneurs en Pb et en Zn obtenues par L. Attouчек, 2006 (résultats de mars 2004)		Teneurs en Pb et en Zn dans les sols prélevés en date du 10/03/2008	
	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
1	400	5200	0,4	0,2
2	350	5000	2,3	12,00
3	240	4500	0,8	2
4	200	4000	0,5	0,5
5	180	3200	0,8	2,3
6	160	3000	0,5	0,7
7	200	3200	0,7	1,6
8	100	400	0,5	0,6
9	110	600	0,5	0,7
10	150	800	0,3	0,4
11	150	1200	0,5	0,7
12	100	1400	0,3	1,5
13	100	1000	0,6	2,3
14	100	1500	7,1	45
15	100	1200	0,5	1,1
16	80	900	0,3	0,5
17	80	1500	0,4	0,5
18	50	1800	0,4	0,1
19	50	800	0,7	2,2
20	60	2200	0,2	0,2
21	55	1900	0,7	1,8
22	65	2800	0,6	1,4
23	30	2400	0,4	0,3
24	30	1200		
25	35	500		
26	30	300		
27	20	80		

**C . ETUDE DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET  
PROPOSITIONS DE MESURES D'ATTENUATION  
ET DE GESTION**

## **CHAPITRE I : IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT**

Dans la partie expérimentale, notre principale préoccupation a été l'évaluation de la contamination en ETM, qui est un phénomène commun à toutes les exploitations minières de gisements polymétalliques, sur la base de travaux antérieurs et de nos travaux.

Cependant, d'autres impacts environnementaux peuvent être également induits par d'autres phénomènes, parmi lesquels ceux développés dans cette partie et qui sont les suivants :

- Impacts sur les eaux souterraines ;
- Rejet des eaux résiduaires ;
- Drainage minier acide ;
- Impact sur le sol ;
- Impacts sur les sédiments des cours d'eaux ;
- Impact sur la digue ;
- Impact sur la végétation.

### **1. Impact sur les eaux souterraines**

Le creusement des galeries modifie profondément les voies naturelles de circulation des eaux souterraines et crée des exhaures à flanc de collines (**Bril et Floch, 2001**).

L'étude réalisée par **Attouhek, 2006**, montre que les eaux provenant de la nappe Mio-Plio-Quaternaire n'ont pas été contaminées par les ETM (Pb, Zn, Cd et Cu) dont les teneurs sont inférieures aux normes admises.

L'analyse des eaux de la nappe barrémienne traversée par la mine de Kherzet Youcef et qui représente le puits de mine, montre que les ETM qui font l'objet de notre étude, à savoir le zinc et le plomb, se trouvent sous forme particulaire et dissoute dont les quantités sont supérieures aux précédentes. Plus de 90% du zinc se retrouve dans la fraction dissoute de l'eau (Attouhek, 2006), le plomb se présente également sous forme dissoute avec une fraction pouvant dépasser 70%.

L'analyse des eaux provenant de la nappe barrémienne révèle une contamination par les ETM mise en évidence par des valeurs supérieures aux normes définissant les limites de qualité de consommation (tableau 33).

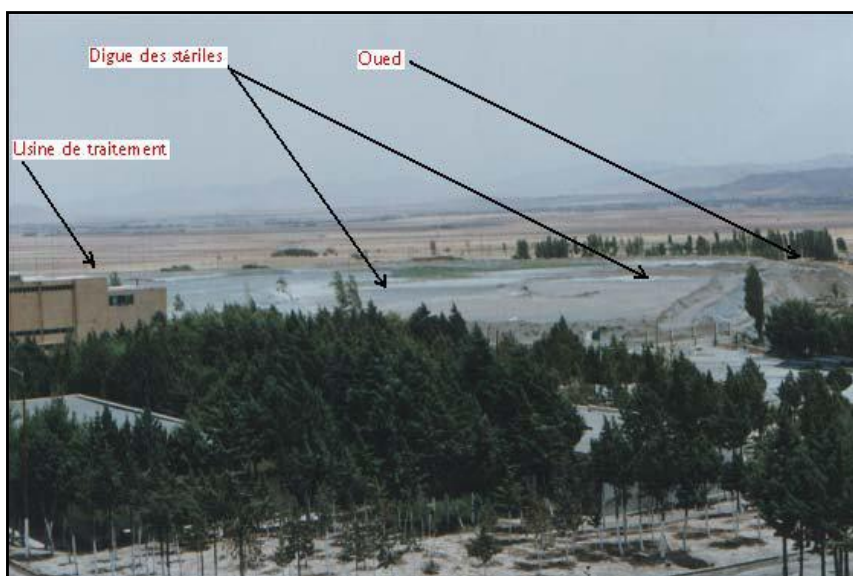
**Tableau 33: Comparaison des teneurs en ETM des eaux de la nappe barrémienne aux normes (OMS et AFNOR) (Attouchek, 2006)**

Elément métallique	Teneurs en mg.L <sup>-1</sup>		Norme OMS (mg.L <sup>-1</sup> )	Norme AFNOR (mg.L <sup>-1</sup> )
	Période sèche	Période humide		
Pb	0,10 - 0,38	0,15 - 0,50	0,1	0,5
Zn	2,40 - 5,75	2,80 - 8,25	3	5

Les données précédemment citées concernant les eaux provenant de la nappe barrémienne, nous amènent à penser à une forte contamination des cultures, de la végétation et de toute la plaine d'Ain Azel. En effet, comme vu précédemment, ces eaux sont utilisées pour l'irrigation des terres agricoles situées à proximité du complexe minier de Kherzet Youcef.

## 2. Rejet des eaux résiduaires

La laverie du complexe minier de Kherzet Youcef et la digue de tailing sont situées à proximité de l'Oued Ennza (fig. 23) qui est un cours d'eau dont l'écoulement est à caractère temporaire, donc généralement à sec la majeure partie de l'année à l'exception des périodes de grandes pluies.



**Figure 23: Photo montrant le complexe minier de Kherzet Youcef (N. REZIGAT ; K.IMCHAL, 2006)**

Les eaux résiduaires qui résultent des activités de traitement des minerais polymétalliques sont les suivantes :

- Les eaux de process de traitement de minerai au niveau de la laverie. Ces eaux moyennant un réseau de canalisations aménagées à cet effet, sont acheminées vers l'aire de stockage du stérile. Elles sont par la suite rejetées dans l'Oued Ennza ;

- Les eaux usées domestiques et de refroidissement des machines, sont également rejetées dans le cours d'eau précédemment cité.

### **2.1. Contamination par les métaux lourds**

Les déchets miniers sont rassemblés en terrils ou en bassins de décantation qui contiennent plusieurs centaines de milliers à quelques millions de tonnes de stériles riches en ETM. De plus, le broyage du minerai, préalable nécessaire au traitement du minerai, les a réduits en une poudre fine qui augmente la surface spécifique totale et donc les possibilités de contact entre les eaux et les phases solides porteuses des éléments traces métalliques.

L'étude des eaux résiduaires contenues dans la digue et celles se trouvant déversées dans l'Oued Ennza effectuée par **Attouckek, 2006** révèle une contamination par le plomb, le zinc et le cadmium. Les teneurs de ces polluants avaient tendance à baisser pendant la période humide comparativement à celles obtenues pendant la saison sèche, ce qui peut être expliqué par l'effet de dilution pouvant avoir lieu en raison des précipitations.

La fraction retenue sous forme dissoute représente moins de la moitié des ETM ; le reste est sous forme particulaire où les polluants métalliques sont fixés par les matières en suspension. En effet, l'étude réalisée par **Attouckek, 2006**, montre ce qui suit :

- La fraction de zinc fixée par les MES dans l'Oued Ennza peut dépasser 60% alors que dans la digue elle est de l'ordre de 57% ;
- Dans l'Oued Ennza et la digue, les proportions de plomb sous forme particulaire dépassent respectivement 50 et 60% ;
- La fraction particulaire du cadmium dans les eaux présentes dans l'Oued Ennza et dans la digue peut dépasser respectivement 60 et 50%.

Les complexes organo-métalliques sont constitués des MES, responsables de la rétention des ETM présents dans les eaux résiduaires. Ils sont des colloïdes représentés par des micelles argileuses et des bactéries responsables de la complexation des métaux lourds.

### **2.2. Autres contaminants**

Le traitement des minerais polymétalliques fait appel à l'usage de réactifs cyanurés. Dans notre cas, il s'agit du cyanure de sodium (NaCN) utilisé comme agent déprimant. Les eaux rejetées contiennent de faibles quantités résiduelles de ce polluant qui doit faire l'objet d'une prise en charge.

Les cyanures, complexes inorganiques, se forment avec le fer, le cuivre et le zinc et aboutissent à la formation de complexes persistants dans l'environnement ; ils se lient également avec les composés soufrés pour former des thiocyanates.

Le cyanure libre est la forme la plus toxique de ce contaminant. Il résulte de la dissociation du cyanure simple en milieu aqueux.

Il est peu probable de constater un empoisonnement de l'être humain par les cyanures contenues dans les eaux usées minières (**Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé, 1999**).

Néanmoins, ce polluant peut être dégradé dans l'eau sous l'effet des rayonnements solaires (les rayonnements UV) observés durant une longue période annuelle. Ce type de traitement naturel nécessite la rétention des eaux contaminées dans des bassins ayant de grandes surfaces. Mais en période de gel pendant l'hiver, cette dégradation ne peut avoir lieu, ce qui aggrave la pollution du milieu récepteur qui se fera sentir pendant la période printanière. De ce fait, il devient nécessaire de récupérer toutes les eaux polluées rejetées de novembre à avril et de prévoir un traitement adapté ainsi qu'une gestion des boues contaminées.

La contamination hydrique du site de Kherzet Youcef peut également provenir des boues et des eaux de traitement du minerai qui contiennent différents réactifs ayant servi lors de la flottation pour l'enrichissement du minerai ainsi que des traces de graisse et d'huile provenant de l'entretien des équipements (**Potvin, 2004**). Ces eaux résiduares sont acheminées vers la digue avec les résidus de traitement.

La composition des rejets est la suivante :

- La partie liquide est constituée d'eau, de solides dissous et de faibles quantités de réactifs non consommés lors du processus de flottation ;
- La partie solide est constituée de résidus.

**Potvin, 2004**, cite que les concentrations des réactifs de flottation qui entraîne la mort de 50% des individus d'espèces de poissons et des organismes aquatiques varient entre 0,05 et 10 000 ppm (TL<sub>50</sub>).

Les réactifs ont été classés suivant un ordre de toxicité décroissant comme suit :

- le cyanure de sodium (TL<sub>50</sub> de 0,05 à 10 ppm) ;
- les xanthates (TL<sub>50</sub> de 0,18 à 1,8 ppm pour Na isopropyl xanthate chez la truite arc-en-ciel) ;

- dithiophosphates (TL<sub>50</sub> de 0,1 à 1,0 ppm pour le Na diisopropyl dithiophosphate chez *Daphnia magna*).

Par ailleurs, l'analyse environnementale de la toxicité de ces composés doit tenir compte des conditions de l'exploitation minière (dosage et concentrations résiduelles). Sachant que les concentrations rencontrées sont généralement inférieures à 2 mg.L<sup>-1</sup> et ne dépassent que rarement 4 mg.L<sup>-1</sup>, les études réalisées s'intéressent aux composés toxiques dont les teneurs engendrent des impacts écologiques notoires. Parmi ces composés, nous pouvons citer les xanthates et certains agents moussants tels que le pentanol, le propylène glycol, l'huile de pin et l'acide cresylique.

### **3. Drainage minier acide (DMA)**

Le traitement des minerais polymétalliques consiste en premier lieu en un concassage et un broyage des sulfures pour être séparés de la gangue qui sera par la suite déposé dans le parc à résidus.

Les rejets miniers acides (ou drainage minier acide) affectent de manière parfois spectaculaire l'environnement ; une forte coloration orange des eaux et des sédiments peut être observée (**Bril et Floch, 2001**). Dans notre cas, cette coloration n'a pas été observée.

Ils sont le résultat de la transformation sous l'action de l'eau, des sulfures tels la pyrite (FeS<sub>2</sub>), en composés oxydés du fer. Ils constituent la manifestation la plus connue de l'impact des activités minières. Les réactions d'oxydation sont facilitées par les fissures des galeries et la faible granulométrie des matériaux au travers desquels percolent les eaux.

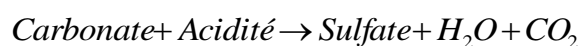
Le tableau 34 reprend les mécanismes et réactions régissant le drainage minier acide.

**Tableau 34 : Mécanismes et réactions du drainage minier acide (DMA)**

Mécanisme	Réaction
Oxydation directe de la pyrite par l'oxygène produisant des sulfates ( $SO_4^{2-}$ ), du fer ferreux ( $Fe^{2+}$ ) et une certaine acidité ( $H^+$ )	$2 FeS_2 + 7O_2 + 2H_2O \rightarrow 2Fe^{2+} + 4SO_4^{2-} + 4H^+$
Oxydation du fer ferreux en fer ferrique ( $Fe^{3+}$ ) pouvant être catalysée par des bactéries (acidithiobacillus ferrooxidans)	$2Fe^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + 2H^+ \rightarrow 2Fe^{3+} + H_2O$
Production de l'acidité par l'hydroxyde de fer $FeO(OH)$ à partir du fer ferreux	$Fe^{2+} + \frac{1}{4}O_2 + \frac{3}{2}H_2O \rightarrow FeOOH + 2H^+$
À un pH > 4, le $Fe^{3+}$ est précipité sous forme d'hydroxyde ferrique ( $Fe(OH)_3$ ), ce qui fait décroître le pH	$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+$
Si le pH est < 4, le fer ferrique peut demeurer soluble et oxyder directement la pyrite, en augmentant l'acidité dans l'environnement :	$FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+$
Oxydation de la pyrite	$FeS_2 + \frac{15}{4}O_2 + \frac{7}{2}H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2H_2SO_4$

L'acidité libérée suite au phénomène du drainage minier acide favorise la mise en solution des métaux lourds (**Potvin, 2004**).

L'acidité est dans un premier temps neutralisée par les carbonates (le site qui fait l'objet de notre étude est riche en carbonates). Une fois le potentiel de neutralisation épuisé, le milieu s'acidifie et le DMA s'amplifie (**Deschamps et al., 2006**), comme le montre la réaction suivante :



#### 4. Impact sur le sol

L'utilisation des explosifs fragilise les zones riches en éléments traces métalliques, en multipliant les réseaux de microfissures. Il en résulte une augmentation importante de la perméabilité des zones exploitées, même si les anciennes galeries sont parfois remblayées avec les résidus du traitement (**Bril et Floch, 2001**).



Les travaux de **Attouchek, 2006**, ont révélé qu'en 2004, durant la période d'activité du site minier, une pollution élevée en Pb et Zn a été observée aussi bien dans les eaux, que dans le sol et le sédiment de la région d'Ain Azel, bien supérieure aux normes maximales admises.

Cependant, les travaux de **Medkour, 1994**, montrent qu'en 1988 dix ans après la reprise de l'exploitation du gisement de Kherzet Youcef, les teneurs étaient inférieures à celles obtenues par Attouchek et ce 26 ans après l'exploitation du gisement.

Les travaux de Medkour et d'Attouchek prouvent que l'accumulation des métaux lourds au niveau du sol de Kherzet Youcef est fortement liée à la durée de fonctionnement et à l'activité de la laverie.

Ceci est en accord avec nos résultats expérimentaux qui, après 3 ans d'arrêt d'activités d'exploitation du complexe minier, montrent des teneurs en Zn et en Pb, dans la partie superficielle (30 cm) des sols et des sédiments, inférieures aux normes admises.

Les résultats obtenus peuvent s'expliquer en partie par le lessivage des polluants et ceux des minerais en place, car nos prélèvements ont été effectués au niveau d'un sol alluvionnaire constitué de sables, marnes, grés et de limons. De plus, la nature perméable du sol favorise la migration des polluants parmi lesquels on retrouve le zinc caractérisé par une grande mobilité.

On serait alors tenté de penser qu'il n'y a plus de problème de pollution de la région par Pb et Zn.

Néanmoins, une étude complémentaire s'avère nécessaire pour expliquer les abattements que nous avons obtenus par rapport aux travaux antérieurs. Il s'agit de comprendre où ont migré ces polluants et d'identifier les formes chimiques sous lesquelles ces contaminants se trouvent. Une étude des horizons inférieurs du sol et une analyse des eaux sont en particulier indispensables.

Par ailleurs, dans le cas d'une reprise des activités, un nouveau problème de pollution risque de surgir.

Le sol est un habitat privilégié des micro-organismes ; dans ce milieu ont lieu des interactions entre les microorganismes et les métaux lourds.

Nous nous intéresserons au zinc puisqu'il constitue le métal le plus répandu dans notre sol, où il peut être aussi naturellement présent dans le sol. Sa présence peut également résulter de différents apports anthropiques.

En effet, **Crosnier et Delolme, 1998**, affirment que les bactéries isolées d'un sol pollué tolèrent en moyenne des concentrations en zinc de l'ordre de  $75 \text{ mg.L}^{-1}$  en solution mais seulement  $26 \text{ mg.L}^{-1}$  pour les bactéries isolées d'un sol sain.

Les métaux lourds peuvent interagir par accumulation intracellulaire, association métal/paroi cellulaire, interactions polymère extracellulaire / métal etc. ...ces interactions conduisent à une immobilisation ou une remobilisation dans certaines conditions.

Les travaux de **Crosnier et Delolme, 1998**, montrent que pour un sol ayant reçu un apport nutritif, la microflore du sol est stimulée. Le suivi de la concentration du zinc et du pH indique que dans un premier temps, lorsque l'exposition est de courte durée, l'immobilisation observée est liée à l'activité microbienne ainsi qu'à l'adsorption. Ensuite, du fait d'une longue exposition, il s'en suit une remobilisation du zinc.

La solubilisation d'une quantité importante de métaux lourds au sein du sol peut avoir lieu moyennant des microorganismes hétérotrophes grâce aux métabolites extraits principalement représentés par les acides dérivés de l'acide tricarboxylique et les acides aminés. Ces deux groupes de composés contribuent à l'apport des protons et une capacité complexante favorables à la solubilisation des métaux (**Crosnier et Delolme, 1998**). Néanmoins, ces acides carboxyliques contribuent au lessivage.

## 5. Impact sur les sédiments des cours d'eau

L'impact le plus évident (mais le moins connu) des travaux miniers sur les sédiments est l'augmentation dans des proportions considérables des surfaces spécifiques des matériaux concernés. Ceci résulte du fait de la fragmentation des roches lors des tirs à l'explosif nécessaires à l'abattage du minerai et lors du broyage qui précède le traitement.

A chaque période pluvieuse, les stériles et les anciennes galeries sont soumis à une forte érosion. En effet, à chaque fois, plusieurs tonnes de déchets miniers, c'est à dire plusieurs dizaines de kilogrammes d'ETM sont transportés vers le réseau hydrographique sous forme de MES. Il s'agit du mode principal d'exportation de ces éléments (**Bril et Floch, 2001**).

Les ETM se retrouvent dans le sol, le sédiment et les eaux à partir des affleurements du gisement polymétallique de Kherzet Youcef en chapeau de fer qui constituent des lieux d'oxydation où on y retrouve des minerais polymétallique de fer, plomb, zinc et autres éléments métalliques.

Notre étude montre que les plus fortes teneurs en plomb et en zinc sont observées au niveau des points situés à proximité de la digue et des affluents de l'Oued Enza. Ceci

s'explique par le fait que ce cours d'eau a longtemps été le siège des déversements des eaux issues du traitement du minerai.

## 6. Impact sur la digue

Dans la laverie s'effectue le traitement des minerais polymétalliques dont les rejets sous forme de pulpe sont acheminés vers le parc à résidu (fig. 23).

Néanmoins, ces rejets posent le problème du risque d'instabilité physique des ouvrages de retenue et de confinement et la stabilité chimique des rejets (**Aubertin et al., 2002**). L'instabilité physique est liée à la saturation du matériel en place qui, avec le temps, devient dans un état lâche ; ce matériel est caractérisé par une consolidation lente. Ceci est lié :

- Au mode de mise en place ;
- A la teneur en eau initiale du matériel en place ;
- A la faible conductivité hydraulique du matériel en place.

Les facteurs qui seraient à l'origine de l'instabilité de la digue sont les suivants :

- La submersion de la crête par une crue des eaux excessives dans le bassin ;
- L'érosion régressive du matériau dans la digue et dans la fondation ;
- L'érosion de surface due à l'entraînement des particules par l'eau ou le vent et le glissement de zones instables le long de la pente attribuable aux sollicitations statiques et dynamiques ;
- Le potentiel de liquéfaction en raison des sollicitations dynamiques et de la capacité des matériaux de fondation face au tassement et à la rupture.

La stabilité chimique est un aspect environnemental qui doit attirer l'attention de l'exploitant minier et dont il doit se préoccuper en raison de l'utilisation ultérieure des rejets comme matériau de base pour du remblai cimenté sous terre. En effet, les compositions minéralogique et chimique des rejets influent sur leur stabilité chimique.

Les matériaux situés sur le trajet des eaux souterraines (galeries de mines) ou stockés au sein des haldes, sont sujets à une forte instabilité chimique dans les nouvelles conditions d'oxydo-réduction auxquelles ils sont soumis puisqu'ils contiennent naturellement une forte concentration en sulfures de métaux, instables en conditions oxydantes. Cette altération, est très rapide (de quelques mois à quelques années ou dizaines d'années après l'ouverture des travaux). Elle conduit à la libération de métaux et de grandes quantités d'ions sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).

Selon l'étanchéité des digues, les ETM mis en solution peuvent être immobilisés sur place ou à proximité du site. Ils peuvent aussi être exportés et leurs concentrations dans l'eau peuvent varier dans de fortes proportions.

Au niveau du site de Kherzet Youcef se pose le problème de la saturation de la digue par les rejets mis en place durant la période de l'exploitation du complexe minier. Cette digue ne pourra plus contenir d'autres rejets dans le cas de la reprise d'une activité au niveau de ce site. Aussi, l'exploitant devra faire appel aux services d'un expert pour établir un plan de gestion de la digue.

## 7. Impact sur la végétation

L'étude réalisée par **Medkour, 1994**, montre que les plantes qui poussent sur des sols contaminés présentent des teneurs importantes en ETM.

Les teneurs des contaminants métalliques exprimées en ppm/g MS sont résumées dans le tableau 35.

**Tableau 35: Teneurs en Pb et Zn de quelques végétaux\* dans la région de Kherzet Youcef (Medkour, 1994)**

Plante	Teneur en Pb (ppm/g)	Teneur en Zn (ppm/g)
Roseau ( <i>Typha angustifolia</i> )	56	487
Laitue ( <i>Lactuca sativa</i> )	89	331
Moutarde ( <i>Hirschfeldia incana</i> )	23	252
Blé ( <i>Triticum aestivum</i> )	462	1716
Orge ( <i>Hordeum vulgare</i> )	99	2046

\* : les végétaux ont été prélevés en mai 1989 et correspondent à la zone située au voisinage d'une pente raide à proximité du complexe minier de Kherzet Youcef.

Les plantes qui poussent sur des sols peu contaminés présentent de faibles teneurs en ETM ; elles varient entre 9 à 84 ppm/g MS pour le Zinc et entre 3 et 14 ppm/ g MS pour le Plomb. Par ailleurs, la végétation prélevée aux alentours du site minier de Kherzet Youcef présente des teneurs en Zn pouvant dépasser 2040 ppm/g de cendre et en plomb de 450 ppm/g de cendre. Les résultats obtenus par **Medkour, 1994**, révèlent une forte contamination de la végétation dans la région de Kherzet Youcef.

Cependant, lors de notre campagne de prélèvements en Mars 2008, nous n'avons pas observé de détérioration particulière de la végétation.

## **CHAPITRE II : PROPOSITIONS DE MESURES D'ATTENUATION ET DE GESTION**

Le risque d'impacts environnementaux décrits plus haut doivent faire l'objet d'une mise en place et d'un suivi de mesures d'atténuation en vue d'une gestion environnementale adaptée de l'exploitation du complexe minier de Kherzet Youcef.

Cette partie décrit les mesures d'atténuation relatives aux éléments suivants :

- Les déchets ;
- L'eau ;
- Le DMA ;
- Le sol.

### **1. Gestion des déchets**

Au niveau du site minier de Kherzet Youcef, le traitement des minerais polymétalliques génère différents types de rejets dont la gestion qui figure dans le tableau 36 doit être prise en compte.

**Tableau 36: Bonnes Pratiques pour la gestion des déchets (Cottard, 2007)**

<b>Eléments à priorité environnementale</b>	<b>Bonnes Pratiques</b>
Gestion des stériles	Plan de gestion des stériles
	Backfilling
	Localisation, conception et construction
	Recyclage des stériles
Gestion des résidus	Plan de gestion
	Evaluation des risques
	Plan d'urgence
	Couvertures innovantes
Gestion des substances dangereuses	Plan de gestion
	Gestion des cyanures

On développera dans cette partie la gestion des stériles et des résidus.

Dans une mine, déplacer des stériles ou des roches de couverture est la principale activité physique ; aussi leur gestion est critique pour des raisons économiques et environnementales. Le transport des contaminants dans l'environnement est assuré par les

instabilités géotechniques et les mouvements en masse de ce type de matériaux, l'érosion et la dissolution.

Par ailleurs, la localisation, la quantité et les caractéristiques de ces déchets ainsi que des ouvrages de stockage doivent être soigneusement examinés de façon à pouvoir les gérer en minimisant les impacts sur l'environnement et l'homme.

### **1.1. Gestion des stériles**

D'une façon générale, un plan de gestion des déchets est conçu pour s'assurer que tous les déchets sont gérés de façon responsable et que les risques sont minimisés tout en optimisant l'utilisation de l'espace pour la mine, mais aussi pour les riverains :

Un plan de gestion des stériles doit contenir les éléments suivants :

- Caractérisation des déchets produits (Caractéristiques physiques et minéralogiques) ;
- Définition de la stratégie de gestion (où, quand, comment ?) ;
- Application de l'arrêté du 19 mai 2004 fixant les règles de sécurité relatives aux terrils, dépôts de stériles, espaces clos, silos et trémies ;
- Backfilling qui consiste en un remplissage des vides créés par les travaux d'extraction par les déchets représentés par des stériles et des résidus seuls ou en association avec d'autres produits. Ceci permet d'assurer la gestion des stériles et des résidus ainsi que la stabilité des galeries aménagées pour l'exploitation du minerai polymétallique ;
- Planification des emplacements et de la construction des ouvrages de stockage de stériles avant et pendant les travaux miniers, en vue de réaliser des ouvrages stabilisés respectueux de l'environnement en accord avec la future utilisation du site après sa fermeture.

Les principaux paramètres relatifs à la conception et la construction de ces ouvrages sont les suivants :

- Forte stabilité des strates ;
- Faible perméabilité de la strate sous-jacente ;
- Distance de transport la plus courte depuis la mine ;
- Bonnes possibilités de réutilisation ;
- Recyclage des stériles.

De nombreux types de stériles sont généralement adaptés pour être réutilisés sur site ou en dehors du site dans la construction d'ouvrages ; ceci doit tenir compte des paramètres suivants :

- Critères de performance ;
- Cahier des charges d'utilisation ;
- Propriétés d'utilisation ;
- Mise en place et compactage ;
- Plan de gestion des résidus (tailings).

### **1.2. Gestion des résidus de traitement**

La mise en œuvre effective d'un plan de gestion des résidus n'aura pas uniquement pour conséquence un ouvrage plus sécuritaire de stockage de résidus mais permettra aussi de réduire les coûts associés à l'opération et à sa fermeture.

La mise en œuvre d'un Système de Management Environnemental (SME) dans le cadre de la gestion environnementale du site minier de Kherzet Youcef doit inclure un Plan de gestion des résidus qui couvre 4 actions clés:

- Conception et inspection ;
- Identification des composantes clés (risques, maintenance, surveillance, réhabilitation...);
- Comité de pilotage du plan de gestion ;
- Contrôle extérieur (audit).

## **2. Plan de gestion des eaux**

Comme cela a été vu précédemment, l'exploitation du complexe minier de Kherzet Youcef est génératrice d'eaux résiduaires issues du traitement du minerai de composition complexe, pouvant induire différents impacts environnementaux qui nécessitent la mise en œuvre des Bonnes Pratiques qui figurent dans le tableau 37.



**Tableau 37: Bonnes Pratiques pour la gestion des eaux (Cottard, 2007)**

<b>Gestion des eaux</b>	<b>Bonnes Pratiques</b>
Gestion des eaux	Plan de gestion des eaux
	Plan de contrôle de l'érosion et des sédiments
	Plan de gestion des risques d'inondation (ce qui a déjà eu lieu dans le site de Kherzet Youcef)

## **2.1. Gestion des eaux**

La gestion des eaux est un des facteurs cruciaux sur le site minier de Kherzet Youcef car la pollution des eaux est liée à d'autres aspects environnementaux comme la gestion des résidus et des stériles et la gestion du drainage minier acide.

Il y a trois principaux types d'eaux à gérer:

- Les eaux propres en provenance du site;
- Les eaux minières en provenance des stockages de déchets (stériles), des zones d'atelier et de secteurs potentiellement contaminés;
- Les eaux de process, incluant les eaux de décantation.

La gestion des eaux passe, durant les différentes phases du projet, par les actions rapportées dans le tableau 38.

**Tableau 38: Requis nécessaires dans la mise en œuvre d'un Plan de Gestion des Eaux pendant le cycle minier de Kherzet Youcef (Cottard, 2007)**

Étape	Éléments importants du Plan de Gestion des Eaux
Développement	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Contrôle de l'érosion générée par les routes semi-permanentes</li> <li>- Début de l'acquisition de données pour la ligne de base: hydrologique, hydrogéologique, climatique, biologique (faune &amp; flore) et géochimique</li> </ul>
Conception	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Déterminer les besoins en eaux de l'opération - qualité et quantité</li> <li>- Développer un bilan hydrique pour le site</li> <li>- Réaliser un audit portant sur les contaminants potentiels</li> <li>- Quantifier les transferts potentiels de contaminants et les flux attendus pendant le transport</li> <li>- Définir les impacts environnementaux potentiels</li> <li>- Entreprendre une modélisation pour évaluer la fiabilité des ressources en eaux et les impacts potentiels sur l'environnement</li> <li>- Entreprendre la réalisation d'une Evaluation Des Risques</li> <li>- Développer des stratégies pour minimiser le risque de contamination des eaux</li> <li>- Concevoir un système préliminaire de transfert des eaux pour satisfaire à la ressource en eaux et aux contraintes locales</li> <li>- Développer un système de drainage des eaux d'écoulement (gestion des eaux d'orage)</li> </ul>
Opération et réhabilitation	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Valider les prédictions de conception et acquérir les données pour réduire les incertitudes</li> <li>- Surveiller et contrôler la performance environnementale et opérationnelle du système de gestion des eaux</li> <li>- Développer les données comptables en relation avec la maintenance du système de gestion des eaux et la mise en œuvre des procédures obligatoires</li> <li>- Former les opérateurs dans ces domaines</li> <li>- Utiliser un système qui tienne compte des nouvelles technologies en vue de minimiser les impacts environnementaux</li> <li>- Identifier et gérer les risques</li> <li>- Développer les techniques pour mettre en place une réhabilitation progressive</li> </ul>

## **2.2. Plan de contrôle de l'érosion hydrique du sol et la revégétalisation**

La lutte contre l'érosion en vue de la gestion des eaux passe une intensification de la végétalisation des terrains pour la protection des sols contre l'envol des poussières, le ruissellement et le transport de matières en suspension. De plus, les racines des plantes favorisent l'infiltration, réduisant le volume du ruissellement.

L'érosion est inévitable pendant les travaux de réhabilitation préliminaire et un contrôle inadapté entraîne une augmentation des besoins en traitement des eaux pour

supprimer les particules en suspensions. Ceci rend la phase de revégétalisation difficile et qui s'avère être une opération onéreuse, dépassant bien souvent les capacités financières des entreprises exploitantes.

La revégétalisation doit être effectuée dans des délais brefs sur des surfaces préalablement stabilisées et retravaillées (retalutage).

### **2.3. Gestion des eaux de surface**

En vue d'une gestion des eaux de surface tel que l'Oued Ennza, situé à proximité immédiate de la digue (fig. 23), il faudra diviser les eaux de surface en 5 catégories ou flux en fonction de leur source, niveaux de contamination, et la nécessité de les traiter avant leur rejet ou leur utilisation :

- Ruissellement en provenance des zones non contaminées : dans ces zones, les eaux de bonne qualité, dans le but de réduire les besoins de leur traitement doivent être détournées ; il faudra procéder à leur détournement autour et loin des infrastructures minières ;
- Ruissellement en provenance des zones contaminées : ces eaux peuvent être polluées par les MES ; elles ont besoin d'être traitées avant leur rejet dans le milieu naturel. Un système de canaux et de fossés doivent drainer ce ruissellement.

Une étude complémentaire s'avère être alors nécessaire avant la reprise de l'activité du site minier de Kherzet Youcef, dans le but de définir avec précision les zones contaminées et non contaminées.

- Ruissellement en provenance des ateliers: eaux souvent contaminées par les hydrocarbures ; elles nécessitent d'être traitées séparément (séparateur d'huile par exemple) pour être réutilisées localement ;
- Eaux usées en provenance de la laverie, eaux de décantation et de drainage des installations de stockage de résidus: souvent chargées en contaminants (réactifs, métaux) ; elles doivent être maintenues en circuit fermé et traitées (ajustement de pH, décantation, détoxification) pour être recyclées dans l'usine de traitement ;
- Eaux de pompage des eaux souterraines : en fonction de leur qualité, elles doivent être séparées des autres flux et éventuellement traitées ou réutilisées sur le site (suppression des métaux lourds).

## 2.4. Traitement des eaux chargées en métaux lourds

Le procédé le plus fréquent est la précipitation de ces effluents sous forme d'hydroxydes. La précipitation optimale est obtenue à des valeurs de pH variant de 7-10,5 qui permettent une précipitation optimale des métaux lourds les plus toxiques.

En co-précipitation de carbonates, sous forme d'hydroxycarbonates moins solubles, le seuil d'élimination peut être amélioré, ce qui est le cas du plomb.

Les valeurs résiduelles de métaux ionisés varient de 0,1 à 2 mg.L<sup>-1</sup> indépendamment des hydroxydes pouvant rester en dispersion colloïdale suivant la qualité de la floculation et de la décantation (**Degrémont, 1989**).

D'autres techniques de traitement ont été classées en fonction de la forme soluble des résidus dans le déchet.

Pour les formes solubles, les méthodes de traitements des eaux chargées en ces éléments sont l'adsorption, la céméntation, l'électrolyse, l'échange d'ions, la séparation par membranes (MF, UF, OI et la technique des membranes liquides) et l'extraction par solvants.

Pour les formes insolubles on applique: la flottation, la séparation biologique, magnétique, la pirométtallurgie (**Popescu et Pasăre, 2006**).

## 3. Mesures d'atténuation du drainage minier acide (DMA) sur le site de Kherzet Youcef

### 3.1. Prévention du drainage minier acide

Une prévention du DMA peut se faire par les actions suivantes :

- Confinement des stériles et des encaissants ;
- Eloignement des matériaux de l'eau et de l'air ;
- Traitement et suivi d'un relargage contrôlé des rejets ;
- Traitement des rejets ;
- Collecte et recyclage des rejets ;
- Confinement des galeries et des forages ;
- Solidification et stabilisation des solides avec des matériaux alcalins.

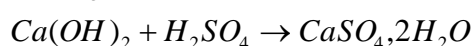
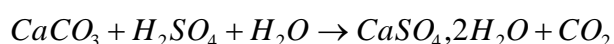
L'efficacité de ces contrôles dépend des conditions spécifiques de chaque site, des éventuels vecteurs et des récepteurs (**Cottard, 2007**). Une étude plus approfondie reste à réaliser au niveau du site de Kherzet Youcef.

## 3.2. Traitement du drainage minier acide

### 3.2.1. Traitement chimique

L'élimination des métaux du DMA se fait par de multiples méthodes dont on peut citer : la neutralisation chimique, l'osmose inverse, l'extraction par solvant ou par électrolyse et la distillation (Potvin, 2004).

La neutralisation pourrait s'opérer par ajout de substances neutralisantes telles que la calcite (très répandue dans cette région) et la chaux, dont la réaction avec l'acide sulfurique peut produire le gypse suivant la réaction :



Dans l'eau acide, les métaux, par ce type de traitement, précipitent sous forme d'hydroxydes ; l'efficacité de ce procédé est liée au pH du milieu.

La neutralisation du DMA peut se faire également par d'autres méthodes dont les drains anoxiques calcaires (DAC), le chaulage conventionnel et le traitement par boues de haute densité (BHD) (Potvin, 2004). L'usine à Boues Haute Densité est considérée comme un moyen intéressant pour le contrôle du DMA, en raison de l'espace réduit occupé attribué au pourcentage réduit de solide qui ne nécessite pas de grandes superficies d'entreposage des résidus. Ce procédé présente également l'avantage de pouvoir traiter un grand débit de DMA.

### 3.2.2. Traitement biologique

Le traitement du DMA qui consiste en une concentration en métaux et une neutralisation de l'acidité peut se faire par des procédés biologiques. Ils impliquent principalement 5 mécanismes :

- Précipitation de sulfures et de carbonates catalysés par des bactéries sulfato-réductrices dans la zone anaérobie ;
- Précipitation d'hydroxydes et d'oxydes catalysées par des bactéries dans la zone aérobie ;
- Filtration des matériaux en suspension ;
- Emprisonnement des métaux à l'intérieur des tissus des plantes vivantes ;
- Adsorption et échanges avec les matériaux biologiques ;
- Biofiltres Passifs Sulfato-Réducteurs (BPSR).



Les BSR neutrophiles résistent à des conditions défavorables lorsqu'elles sont bien établies et après avoir formé un biofilm.

Les BSR agissent par une production de l'alcalinité et des sulfures en milieu acide riche en métaux lourds en anaérobiose ; par ailleurs, d'autres mécanismes peuvent avoir lieu tels que la biosorption.

A l'échelle industrielle, pour la précipitation des métaux, le H<sub>2</sub>S est produit dans un réacteur par les BSR auxquelles est ajoutée l'eau à traiter dans un mélangeur pour ensuite être envoyé dans un épaisseur. La boue peut ensuite être séchée grâce à un système de filtres et les métaux récupérés (**Potvin, 2004**).

#### **4. Gestion des boues de traitement**

L'exploitant minier, conformément à la réglementation en vigueur des rejets de ses activités, doit assurer une prise en charge des eaux de process par des traitements physico-chimiques générant des boues d'épuration (**Aubertin et al., 2002**).

Les boues issues de l'enrichissement du minerai doivent faire l'objet d'une caractérisation en vue de l'identification de la technique de traitement adaptée. Ces boues seront stockées en attente de l'ouverture du centre d'enfouissement des déchets industriels.

#### **5. Traitement des sols**

##### **5.1. Stabilisation des métaux lourds dans le sol par l'ajout des substances minérales**

La stabilisation est une méthode de réduction du potentiel dangereux de la lixivibilité d'un sol en transformant les métaux lourds en des formes moins solubles et moins toxiques (**Deschamps et al., 2006**).

On associe à la stabilisation la notion de solidification (stabilisation/solidification S/S). La solidification transforme un matériau en monolithe solide ayant une bonne intégrité physique et structurellement homogène (**Deschamps et al., 2006**).

Deux phénomènes sont observés :

- *Dans le cas d'une solidification*, un piégeage mécanique est observé, lié à l'absence d'une réaction chimique entre le solide et l'agent de solidification ;
- *Dans le cas d'une stabilisation*, une modification de l'environnement est observée.

La stabilisation n'implique pas forcément une solidification.

La stabilisation des métaux lourds dans les sols est utilisée pour la réduction de leur mobilité ; elle peut être coûteuse et efficace pour le traitement des sols contaminés par le plomb (**Deschamps et al., 2006**).

#### **5.1.1. Utilisation des phosphates**

Cette méthode est utilisée pour la réduction de la mobilité des métaux lourds. Elle est peu coûteuse. Des expériences ont montré qu'une précipitation des minéraux phosphato-métalliques par l'ajout d'apatite ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{X}_2$ , où X peut être un ion  $\text{Cl}^-$  ou  $\text{F}^-$ , permet de réduire la mobilité des contaminants métalliques. Cependant, cette méthode présente l'inconvénient d'acidifier le sol, ce qui doit être corrigé par l'ajout de chaux (**Deschamps et al., 2006**).

#### **5.1.2. Utilisation des argiles**

Les argiles sont caractérisées par une grande capacité de rétention des métaux lourds ; parmi ces argiles, on retrouve la palygorskite ( $\text{Mg, Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_4\text{H}_2\text{O}$ ) dont la rétention en plomb, chrome, nickel et cuivre s'avère être très intéressante à partir d'une solution aqueuse. Une étude a montré que ces capacités d'adsorption dépendent peu des variations de pH, à l'exception du plomb, mais d'avantage de la taille des particules (**Deschamps et al., 2006**). Cette étude révèle qu'avec un ajout de 1-4% de palygorskite, on obtient une diminution de la mobilité du zinc dans les sols contaminés.

Par ailleurs, il est possible d'utiliser de la bentonite, abondante en Algérie, notamment dans les régions de Mostaganem et de Maghnia.

#### **5.1.3. Les oxydes métalliques**

Ces éléments sont d'excellents adsorbants et sont ajoutés au sol comme amendement pour améliorer la rétention des métaux lourds. Des études ont montré que la goethite adsorbe mieux le  $\text{Pb}^{2+}$  et le  $\text{Cd}^{2+}$  que l'oxyde d'aluminium ou de fer (**Deschamps et al., 2006**).

#### **5.1.4. La chaux et le MgO**

Le MgO est contenu dans la dolomite qui est abondante dans le site de Kherzet Youcef. Le MgO et la chaux sont utilisés en vue de l'augmentation du pH et peuvent être employés seuls ou avec des additifs (**Deschamps et al., 2006**).



## 5.2. La phyto-remédiation

La réhabilitation des sols contaminés par les métaux lourds peut s'opérer par voie physico-chimique qui donne des résultats rapides et satisfaisants mais présentent deux inconvénients majeurs :

- Ces traitement donnent lieu à la formation de boues parfois toxiques devant faire l'objet d'une gestion ;
- Ces procédés s'avèrent être coûteux, pouvant dépasser bien souvent les capacités financières des organismes exploitants.

Depuis quelques années, les scientifiques ont pensé à la phytoremédiation qui est définie comme le traitement des milieux (sols, eaux, sédiments) basé sur l'utilisation de plantes pour stabiliser ou éliminer les polluants (**Morel et al., 2005**).

La phytoextraction est basée sur l'utilisation d'espèces hyper-accumulatrices des ETM dans le but de dépolluer les sols contaminés (**Saidi, 2006**).

La phytoremédiation doit être effectuée à l'aide d'espèces végétales tolérantes aux milieux pollués et dont la couverture stabiliserait les couches des sols, limitant ainsi la dispersion des métaux lourds par ruissellement, par percolation et par le vent (**Saidi, 2006**).

Parmi les plantes répondant au critère cité plus haut, on retrouve *Vetiveria zizanioides* (Vetiver grass), caractérisée par sa capacité à la stabilisation du sol.

Vetiver grass est une graminée de la famille des Poaceae (fig.24). Elle ne fleurit pas, ne se propage pas (**Saidi, 2006**). Elle n'est pas présente actuellement sur le site de Kherzet Youcef, mais elle pourrait y être introduite dans le cadre d'une décontamination.

Elle présente les avantages suivants :

- Tolérance aux niveaux élevés en métaux lourds ;
- Résistance aux conditions défavorables telles que la sécheresse, l'inondation, les températures extrêmes de  $-14^{\circ}\text{C}$  à  $55^{\circ}\text{C}$  qui lui laisse une place de choix comme technique de décontamination des sols pollués de Kherzet Youcef ;
- Ralentissement et étalement de l'écoulement de l'eau ;
- Lutte contre l'érosion ;
- Conservation de l'humidité du sol.



**Figure 24:** *Vetiveria zizanioides* (SAIDI, 2006)

Les travaux de **Saidi, 2006**, effectués sur des sols contaminés dans la région de la Haute Moulouya (Maroc) (district plombifère) montrent que le transfert des métaux lourds vers les parties aériennes de *Vetiveria zizanioides* (Vetiver grass) paraît être limité. Ceci est un avantage de l'utilisation de cette plante puisque certaines plantes sont caractérisées par le passage des ETM dans leurs parties aériennes, qui sont consommées par les animaux ; ceci pose alors le risque du passage des contaminants dans la chaîne alimentaire.

L'étude réalisée par **Saidi, 2006** a montré que *Vetiveria zizanioides* (Vetiver grass) possède un système racinaire massif, robuste et fibreux. De plus, il est vertical et non envahissant, pouvant atteindre 3 m.

La réhabilitation des sols contaminés de Kherzet Youcef pourrait donc s'effectuer, et ce de manière efficace, en tenant compte des conditions climatiques et des teneurs en métaux lourds par la culture de *Vetiveria zizanioides* (Vetiver grass).

### **5.3. Essais pilotes industriels**

**Mercier et al., 2007**, ont mené une étude sur des essais pilotes portant sur la décontamination à l'échelle pilote de sols pollués en métaux toxiques par des procédés miniers et lixiviation chimique. Ces procédés consistent en un tamisage, un tri gravimétrique, un hydrocyclonage et une dissolution chimique.

Cette étude a montré que la fraction dont la taille dépasse 2 mm et qui constitue 70% du sol n'était pas contaminée et représente un avantage financier de l'exploitant minier en réduisant le coût de traitement.

L'utilisation de l'hydrocyclone industriel permet la séparation d'une fraction représentant 6,18% de Pb ( $5150 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$ ). Cette technique offre l'avantage de réduire la

teneur en métaux lourds libérés par les fractions fines caractérisées par une grande surface spécifique lors des tests de lixiviation.

L'utilisation de la spirale, d'un hydrocyclone et d'un procédé chimique permet une réduction de 91,1% du Pb.

La production du résidu métallique par un traitement chimique est de 1,87% du sol global.

Ce procédé nécessite l'excavation et la mise en place d'équipements nécessitant un espace considérable, ce qui ne constitue pas un inconvénient au niveau du site de Kherzet Youcef, vu la superficie du périmètre minier.

En conclusion, la reprise de l'activité du site minier de Kherzet Youcef nécessite l'évaluation expérimentale détaillée des impacts environnementaux cités plus haut en mettant l'accent sur l'impact sur le sol, les eaux et les végétaux. Cependant, une fois évalués, les impacts environnementaux doivent faire l'objet d'une gestion à travers la mise en place et le suivi de mesures d'atténuation adaptées.

Au niveau du site minier de Kherzet Youcef, il y a lieu de prendre en charge la gestion de la digue, la détermination des différentes zones contaminées du sol et de mettre à jour les teneurs en éléments métalliques au niveau des végétaux et des eaux superficielles et souterraines.

## CONCLUSION GENERALE

La réalisation de cette étude nous a permis d'avoir un aperçu sur l'évolution de la pollution en plomb et en zinc dans la région de Kherzet Youcef, en liaison avec l'exploitation des gisements polymétalliques ainsi que le traitement du minerai.

Différentes études antérieures (Medkour, 1994 ; ANRH, 2005 et Attouchek, 2006) avaient mis en évidence une contamination importante par les ETM, essentiellement par Pb et Zn (plus de 10 fois supérieure aux normes pour Zn et plus de trois fois pour Pb), des eaux et des sols en surface, et ce après une période d'activité importante du site (27 ans pour la dernière étude).

Les faibles teneurs en Pb et Zn trouvées lors de nos investigations, 3 ans après l'arrêt d'activité du complexe minier de Kherzet Youcef, peuvent être expliquées d'une part par l'inactivité du site (plus d'apports nouveaux de pollution), mais aussi par le lessivage et la migration des métaux lourds vers les nappes souterraines (nos travaux ont montré une texture du sol limono-argileuse, donc relativement perméable), et par leur transport par les eaux en direction de zones plus lointaines, vers l'Est ; cette pollution pourrait se retrouver concentrée au niveau de Sebkhet El Hamiet.

Cependant, en dépit du fait que les teneurs en Pb et Zn sont relativement faibles actuellement dans l'horizon superficiel du sol et dans le sédiment (entre 0 et 30 cm), ces éléments polluants n'ont probablement pas été dégradés mais pourraient se retrouver localisés à des niveaux plus profonds et éventuellement atteindre les eaux souterraines existant dans cette région. Ceci laisse entrevoir de futures études de recherche pour confirmer nos conclusions et pour assurer un suivi et une prise en charge rapide et efficace. Ce travail doit être réalisé conjointement entre les laboratoires de recherche spécialisés, l'entreprise exploitante et les organismes chargés du contrôle minier.

Une évaluation des impacts de l'exploitation du site de Kherzet Youcef sur la région a également été réalisée sur la base de nos résultats, de nos observations lors de la campagne de prélèvements et des travaux antérieurs. Cette étude nous a permis d'identifier la région et d'évaluer les impacts environnementaux potentiels suivants :

- Contamination des eaux superficielles par les métaux lourds et éventuellement les cyanures ainsi que par différents contaminants ;
- Contamination des eaux souterraines par les éléments traces métalliques ;

- Contamination du sol et du sédiment des cours d'eau par les éléments traces métalliques ;
- Le drainage minier acide ;
- L'instabilité physique et chimique de la digue ;
- Contamination des espèces végétales présentes au niveau du site de Kherzet Youcef mais aussi dans toute la plaine d'Ain Azel.

Cette étape précédente nous a permis ensuite de proposer des mesures d'atténuation en vue d'une meilleure gestion de cette possible pollution :

- Gestion des déchets ;
- Gestion des eaux (résiduaires et superficielles) ;
- Traitement du drainage minier acide qui assure une décontamination en éléments traces métalliques ;
- Traitement des sols.

Les recommandations que nous faisons recourent celles faites pour ce type d'exploitations minières dans ces régions (**Cottard, 2007**) :

- Caractériser le danger au niveau de la région étudiée par le calcul des volumes des zones riches en ETM, niveau des teneurs en roche totale ou en sol total ; connaissance aussi de la forme chimique des ETM (spéciation). L'étude de l'écoulement et des transferts d'eau ou d'oxygène au sein des haldes sont nécessaires ;
- Il importe de savoir quel est le devenir des eaux superficielles et souterraines ;
- Le type de réaménagement le plus simple consiste à confiner les sites, c'est à dire à restreindre le mouvement des eaux de pores en provenance des haldes et chargées en ETM, vers les eaux environnantes superficielles ou souterraines. La stabilisation et la remise en état de la digue du site de Kherzet Youcef ou l'aménagement de bassins de rétention empêche l'érosion des haldes, ce qui stopperait l'exportation des ETM sous forme de matières en suspension dans les cours d'eau (oued Ennza), et limiterait ainsi le dépôt de sédiments riches en métaux.
- D'autres interventions, plus technologiques, privilégieraient le contrôle de l'oxydation des sulfures par l'implantation complémentaires de barrières organiques.

Une étude de la gestion de la contamination des sols de Kherzet Youcef pourrait se faire à l'échelle pilote, portant sur la stabilisation des ETM, en privilégiant les solutions locales peu coûteuses et qui s'avèrent être intéressantes et efficaces (ajout de chaux, de dolomite, de bentonite, d'oxydes métalliques...). Cette solution peut être couplée à une

dépollution biologique des sols « phytoremédiation » permettant d'assurer la remise en état du site par sa revégétalisation grâce à des espèces accumulatrices des contaminants métalliques. Ce procédé de réduction de la contamination en ETM évite la formation de boues (issues du traitement physico-chimique) devant faire elles même l'objet d'une prise en charge.

De plus, l'impact réel de l'exploitation du site de Kherzet Youcef sur la santé de la population devra être évalué sur la base d'examens épidémiologiques.

Il apparaît donc que l'évaluation des impacts environnementaux doit être pluridisciplinaire et est complexe et fastidieuse. Nous espérons y avoir apporté notre modeste contribution scientifique.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- ABLAIN Frédérique**, 2002, Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boues de stations d'épuration dans un sol agricole. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, France, pp 12.
- AMRATE Salim**, 2000, Extraction des métaux lourds à partir des boues industrielles par procédés chimiques et électrochimiques, Magistère en chimie et physique des matériaux inorganiques, Université des Sciences et de la Technologie Houari Bumédiène, Algérie.
- ANGCM**, 2007, Guide pour l'élaboration d'une étude d'impact sur l'environnement pour les exploitations minières , Agence Nationale de la Géologie et du Contrôle Minier.
- ANRH**, 2003, Reconnaissance pédologique du périmètre de Kherzet Youcef (AIN AZEL - W. DE SETIF), Agence Nationale des Ressources Hydrauliques.
- ATHAMENA Malika**, 2006, Etude des ressources thermales de l'ensemble allochtone Sud sétifien, Magistère en mobilisation des ressources hydriques, Université de Batna, Algérie, pp 26, 31, 46.
- ATTOUCHEK Lynda**, 2006, Etude géochimique des rejets du complexe minier de Kherzet Youcef (Sétif) et son impact sur l'environnement, Magistère en géologie minière, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumédiène, Algérie, 82 p.
- AUBERTIN Michel**, **BUSSIERE Bruno**, **BERNIER Louis**, **CHAPUIS Robert**, **JULIEN Michel**, **BELEM Tikou**, **SIMON Richard**, **MBONIMPA Mamert**, **BENZA AZOUA Mostafa**, **LI Li**, 2002 ; La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement, Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil, Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering, Montréal, Québec, Canada 5-8 juin 2002, pp 1-10.
- BOUFTOUHA Youcef**, 1981, Contribution à l'étude géologique et gîtologique de l'indice zincifère de Chaâbet El Hamra – Région d'Ain Azel – Hodna, Projet de Fin d'Etudes, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumédiène, Algérie, pp 10-18.
- BOULKROUCHE Yacine**, 1994, Enrichissement d'un minerai polymétallique, cas du gisement polymétallique de Chaâbet El Hamra, Projet de Fin d'Etudes, Ecole Nationale Polytechnique, Algérie, p 20.
- BOUTALEB Abdoulhak**, 2001, Les minéralisations à Pb-Zn du domaine sétifien-Hodna : gîtologie, pétrographie des dolomies, micro-thermométrie et implications



métallogéniques, Thèse de doctorat, FSTGAT, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumédiène, Algérie, 350 p.

**BRGM**, 2001, Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes, Applications dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau, Documents du BRGM 300.

**BRGM/RP-51960-FR**, 2003, Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle : mécanismes et mise en œuvre, Rapport final.

**BRGM/RP 52881**, 2004, Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués, Rapport final.

**BRGM RP-54417-FR**, 2005, Atténuation des métaux à l'aval des sites de stockage de déchets, Synthèse bibliographique, rapport final, Décembre 2005.

**BRIL** Hubert et **FLOC'H** Jean Pierre, 2001, Revue "Géologues" publiée par l'Union française des Géologues, N° 130/131, pages 233 – 241.

**CNRS**, 2002, Fiche toxicologique N°75, Zinc et composés minéraux (Cahiers de notes documentaires – hygiène et sécurité du travail – N°187).

**COLLINET** Gilles, 2003, Eléments traces métalliques dans les sols. Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge, Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de docteur en environnement, Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux, Belgique.

**COTTARD** Francis, 2007, Gestion des Problèmes environnementaux dans les différentes phases de l'activité minière, 2<sup>ème</sup> Séminaire sur la protection de l'environnement lié aux activités minières, Alger.

**CROSNIER** Jérôme et **DELOLME** Cécile, 1998, Influence des micro-organismes sur la mobilité des métaux lourds dans le sol, 16<sup>ème</sup> Congrès Mondial du Sciences du Sol, Montpellier.

**DAVET** Pierre, 1996, Vie microbienne du sol et production végétale, Institut National de Recherche Agronomique, INRA Editions (20 septembre 1996).

**Degrémont**, 1989, Mémento technique de l'eau, Edition du Cinquantenaire 1989, Neuvième édition, Tome 1, Lavoisier – Technique et Documentation.

- DELMAS-GADRAS** Carole, 2000, Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier, Thèse de doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, France, pp 36-41.
- DERE** Cristelle, **LAMY** Isabelle, **VAN OORT** Folkert, **BAIZE** Denis et **CORNU** Sophie, 2006, Reconstitution des apports en éléments traces métalliques et bilan de leur migration dans un Luvisol sableux soumis à 100 ans d'irrigation massive par des eaux usées brutes, C.R. Geoscience N°338, 8, pp 565-573.
- DESCHAMPS** Tomas, **BENZA AZOUA** Mostafa, **BUSSIERE** Bruno, **BELEM** Tikou, **MBONIMPA** Mamert, 2006, Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels, VertigO – La revue en sciences de l'environnement, Vol 7, N°2, pp 1-11.
- DJORDEM** Amel, 2000, Voies chimique et électrochimique pour la décontamination d'un sol pollué par des métaux lourds, Magistère en chimie et physique des matériaux inorganiques, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumédiène, Algérie.
- DUCHAUFOR** Philippe, 2001, Introduction à la science du sol – Sol, végétation, environnement, Dunod, Paris, pp 6,17-27, 301.
- EDR** sédiments, 2002, Enlèvement des sédiments – Guide méthodologique – Evaluation Détaillée des Risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage (santé humaine et ressources en eau), France, pp 110-111.
- EI KASS** K., **LAACHACH** A., **AZZI** M., 2006, L'évaluation de la rétention et la distribution Cu, Zn, Cd et Pb dans un sol pollué, Journal Africain des Sciences de l'Environnement, Numéro 1, pp 21-28.
- EREM**, 1983, Rapport sur la recherche-prospection pour l'alimentation en eau du complexe minier-Kherzet Youcef.
- FERNANDEZ-CORNUDET** Christelle, 2006, Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude. Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux, Thèse de doctorat, Institut National d'Agronomie, Paris-Grignon, France, p 15.
- Guide** canadien d'évaluation des incidences sur la santé, 1999, Prise de décisions en matière d'évaluation des incidences de l'environnement sur la santé, pp 166-169.

- HENNI** Abderrahmane, 1998, Minéralogie, géochimie du gisement Pb-Zn de Kherzet Youcef, Mémoires du Service Géologique d'Algérie, N°9, ORGM, pp 77-114.
- IMCHAL** Nor Eddine et **REZIGAT** Karim, 2008, Contribution à l'étude des problèmes environnementaux et de sécurité sur l'exemple de la mine souterraine de Chaâbet El-Hamra (Ain Azel, Wilaya de Sétif), Projet de Fin d'Etudes, Université Ferhat Abbas, Sétif, Algérie, pp 70-72.
- INERIS**, 2004, Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM, Rapport technique.
- INERIS**, 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques Zinc et ses dérivées.
- INERIS**, 2006, Eléments traces métalliques Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, Rapport final INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a.
- JORADP** N°35, Loi n° 01-10 du 3 juillet 2001 portant loi minière, pp 3-32.
- JORADP** N°53, Arrêté du 19 mai 2004 fixant les règles de sécurité relatives aux terrils, dépôts de stériles, espaces clos, silos et trémies, pp 24-25.
- JORADP** N°34, Décret exécutif n°06-198 du 31 mai 2006 définissant la réglementation applicable aux établissements classés pour la protection de l'environnement, pp 3-104.
- JORADP** N°34, Décret exécutif n°07-145 du 19 mai 2007 déterminant le champ d'application, le contenu et les modalités d'approbation des études et des notices d'impact sur l'environnement, pp 105-108.
- KHALDI** Allaoua, 1987, Le gisement de Kherzet Youcef : une minéralisation Pb-Zn-Fe-(Ba) stratiforme dans le membre médian marno-carbonaté du Barrémien de la région de Ain Azel (Hodna, Algérie), Thèse de doctorat de 3<sup>ème</sup> cycle, ENSG, Nancy, France, pp 35-61.
- LIONS** Julie, 2004, Etude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, étude in situ, modélisations, Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, France, pp 11-12, 21.
- MARCOS** Laurent, 2001, Etude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans les milieux sableux modèles, Thèse de doctorat, Ecole polytechnique de l'université de Nantes, France, pp 7-8.

- MARTINELLI** Isabelle, 1999, Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain vers une approche globale et pluridisciplinaire, Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, pp 112-118.
- MEDKOUR** Noureddine, 1994, Influence des eaux minières sur les sols et contamination par le plomb et le zinc dans la région d'Ain Azel (Wilaya de Sétif), Magistère en science du sol, Institut National Agronomique, Algérie, 162 p.
- MEFTAH** Lamine, 2005, Rapport sur la Cessation d'activité de la mine de Chaâbet El Hamra et fermeture de l'unité de zinc de Kherzet Youcef (Ain Azel, Sétif).
- MERCIER** Guy, **BLAIS** Jean François et **CHARTIER** Myriam, 2007, Décontamination à l'échelle pilote de sols pollués en métaux toxiques par des procédés miniers et lixiviation chimique, Journal of Environmental Engineering and Science, Volume 6, pp 53-64.
- MIRAMOND** Nicolas, **MIAU** Delphine, **BROCHARD** Fabrice, 2006, Diagnostic du phénomène Drainage Minier Acide sur des mines d'or primaire en Guyane française, Evaluation des risques associés, GEM Impact – DIREN, Guyane Française, <http://www.guyane.ecologie.gouv.fr>.
- MOREL** Jean Louis, **SCHWARTZ** Christophe, **ECHEVARRIA** Guillaume, **SIRGUEY** Catherine, 2005, La phytoremédiation des sols pollués par les métaux lourds, Laboratoire Sols et Environnement, INPL/INRA, <http://www.inpact.inp-toulouse.fr>.
- PANFILI** Frédéric, 2004, Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation, Thèse de doctorat, Université de Provence - Aix-Marseille I, France, pp 10-12.
- PANSU** Marc et **GAUTHEYROU** Jacques, 2003, L'analyse du sol – minéralogique, organique, minérale, Springer-Verlag, pp 335-340, 669-670.
- PEREIRA** Benoît et **SONNET** Philippe, 2007, La contamination des sols par les éléments traces métalliques en région wallonne, Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon, Université Catholique de Louvain, Belgique, pp 4-8.
- POPESCU** Georgeta et **PASARE** Liliana, 2006, Séparation des métaux lourds existants dans les eaux usées, Analele Universităţii din Bucureşti – Chimie, Anul XV (serie nouă), vol. II, pp 7-14.

**POTVIN** Robin, 2004, Réduction de la toxicité des effluents des mines de métaux de base et précieux à l'aide de méthodes de traitement biologique, Rapport de Synthèse environnementale présenté comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, pp 7-23.

**SAIDI** Nadia, 2006, Essais de phytoremédiation par VETIVER GRASS VETIVERIA ZIZANIOIDES, Laboratoire des Géosciences Appliquées, Equipe : Pollution & Phytoremédiation, Faculté des Sciences, Kenitra, Maroc, <http://www.vetiver.com>.

**SIRVEN** Jean Baptist, 2006, Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS), Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, France, pp 27, 34-37.

**SONATRACH**, 2007, Base de données cartographiques de la localisation des installations de SONATRACH par rapport au patrimoine naturel et culturel mondial.

**TOUAHRI** Belkacem, 1991, Géochimie et métallogénie des minéralisations à plomb et zinc du Nord de l'Algérie, Mémoires n°4, Publications de l'Office National de la Géologie, Algérie, pp 145-164.

**VILA** Jean Marie, 1977, Notice explicative de la carte géologique d'Ain Azel au 1/50 000, SONATRACH, Division Hydrocarbures, Direction exploration.

**Sites web :**

Académie d'Amiens, Origines et compositions du sol. Disponible en ligne sur : [http://crdp.ac-amiens.fr/enviro/sols/sol\\_maj\\_detailp2\\_1.htm](http://crdp.ac-amiens.fr/enviro/sols/sol_maj_detailp2_1.htm).

Lenntec, Chemical properties of zinc- Health effects of zinc- Environmental effects of zinc. Disponible en ligne sur : <http://www.lenntech.com/periodic/elements/zn.htm>.

Lenntec, Plomb, propriétés chimiques- Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. Disponible en ligne sur : <http://www.lenntech.fr/data-perio/pb.htm>.

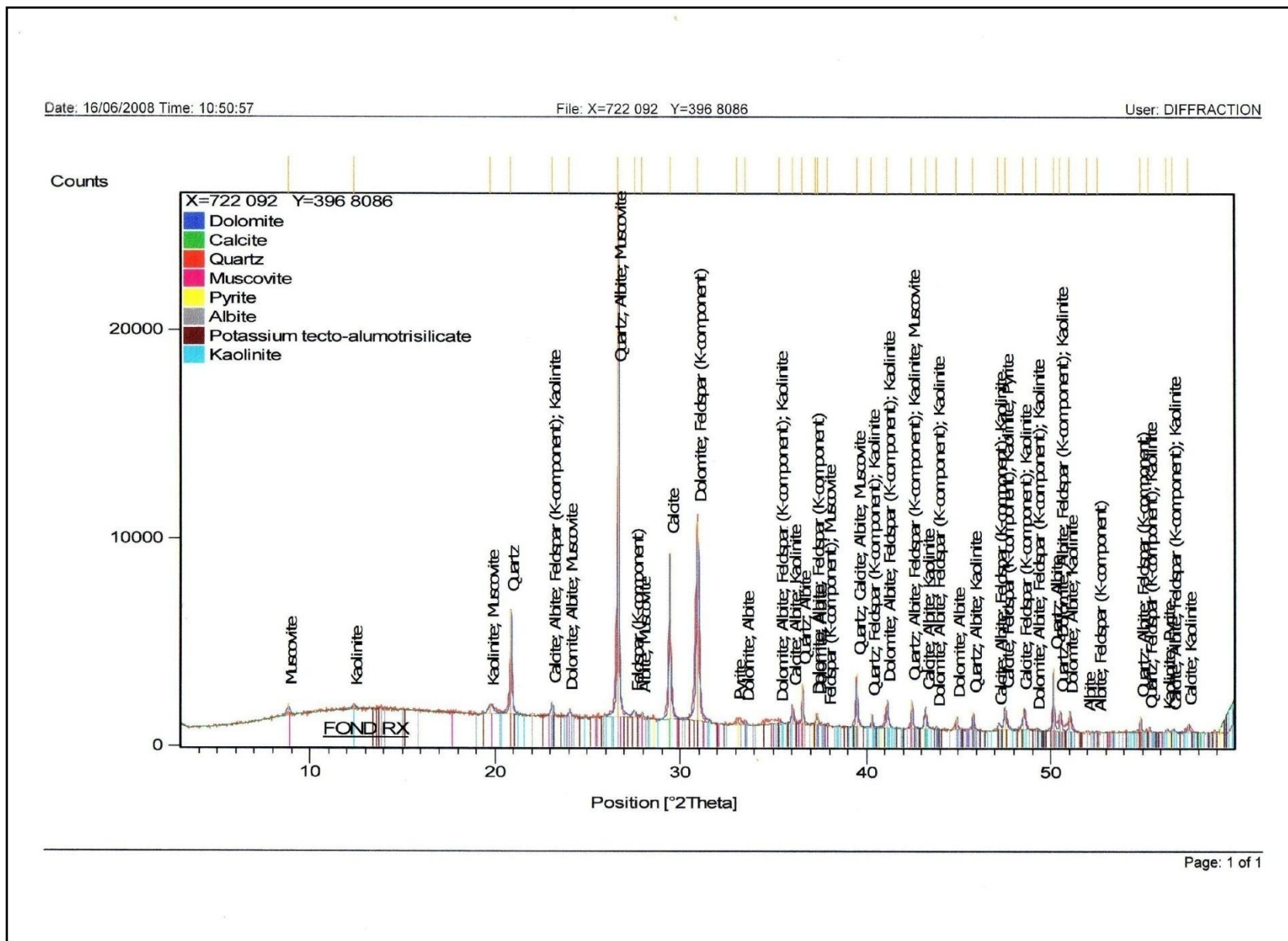
Ressources naturelles du Canada, secteur des minéraux et des métaux, Canada, 2005. Disponible en ligne sur : <http://www.nrcan.gc.ca>.

International Lead and Zinc Study Group, Lead and Zinc Statistics. Disponible en ligne sur : <http://www.ILZSG.org/static/statistics.aspx>.

## **A N N E X E S**

# DIFRACTOGRAMMES

## 1. Diffractogramme de l'échantillon de sol



## 2. Diffractogramme de l'échantillon de sédiment

