

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

BADJI MOKHTAR-ANNABAUNIVERSITY

جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR-ANNABA



Faculté des Sciences de la terre  
Département de Géologie

Mémoire

Présenté En vue de l'obtention du Diplôme de Magister

**Evaluation du risque sur la santé humaine  
dans quelques sites pollués du Nord-Est Algérien**

Option : *Géoscience*

Présentée par :

**KAFI Fatiha**

(Ingénieur d'Etat en Hydrogéologie)

Soutenu Le 06 Juillet 2009

Devant le jury suivant:

|                             |                            |
|-----------------------------|----------------------------|
| <b>Président :</b>          | <b>S CHAAB, MC UBMA</b>    |
| <b>Examineurs</b>           | <b>S DJORFI, MC UBMA</b>   |
|                             | <b>M BENHAMZA, MC UBMA</b> |
| <b>Directeur de Mémoire</b> | <b>A HANI, Pr. UBMA</b>    |

## **Remerciements**

Avant tout, je remercie le bon Dieu, comme je tiens à remercier toute personne ayant participé de près ou de loin à l'élaboration de ce présent mémoire et en particulier un très grand remerciement à mon promoteur **Mr. HANI Azzedine**, pour son soutien moral, pour sa gentillesse et ses conseils judicieux.

J'adresse également mes sincères remerciements aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce modeste travail :

***Mr. CHAAB.S, Mr. DJORFI.S et Mr. BENHAMZA.M.***

J'adresse aussi mes sincères remerciements à tous les enseignants du département de géologie surtout le chef de département

***Mr. CHAAB.S***

qui est aussi le président du jury.

Ainsi que ***Mr. DJAMAI.R*** et ***Mr LAIFA.A*** du département de Biologie.

Comme j'adresse aussi mes remerciements à mes amies :

***B.Sabah, K.Samira et M.Souad.***

Sans oublier toute ma famille surtout mes très chers parents, ainsi celui qui partage ma vie pour son affection et son soutien moral (et toute sa famille).

*A tous merci beaucoup.*

## ملخص

التنمية الصناعية الكبرى في شمال شرق الجزائر، أدت إلى زيادة التصريف مما تسبب في تدهور البيئة ونوعية المياه السطحية والمياه الجوفية. التحليل الإحصائي والبيانات التي تم الحصول عليها من نماذج نقل الملوثات يسمح الحصول على نموذج بياني عن المواقع الملوثة، وتحديد التعرض لمختلف السيناريوهات.

النتائج التي تم الحصول عليها تظهر أن تلقي البشرية والحيوانات والنظام البيئي للنهر تتأثر بالآليات الأولية والثانوية لنقل الملوثات. إن طرق التعرض هي استنشاق المواد الطيارة والاتصال المباشر مع التربة (ابتلاع، الاتصال الجلدي)، والتي يمكن أن تهدد الحياة البرية والناس حولها. وبالإضافة إلى المياه الجوفية تشكل خطرا محتملا على النظام البيئي وخصوصا وادي مبعوجه ، سيبوس ،فندق، غارق والبحر الأبيض المتوسط ، واستخراج المياه (الري وعلف الماشية).

الكلمات الرئيسية : التلوث ،الكروم ،الزئبق، النمذجة الصناعية ،التقييم المفصل للأخطار ،التسمم، عنابه (الجزائر).

## ABSTRACT

The continuous increase of industrial activities in the NE of Algeria resulted in an increase of waste disposal inducing environmental pollution and contamination of surface water and groundwater. The available data on soil and groundwater contamination was used to develop a conceptual model for the contaminated regions and to identify the exposure scenarios to pollution. The obtained results highlight that the receptor (humans, wildlife, ecosystem) were linked to primary and secondary transport mechanisms. The considered exposure pathways were the inhalation of volatile substances and the direct contact with soil (ingestion and dermal contact) that could threaten either humans or wildlife, on-site or off-site. In addition, the groundwater was considered to be a potential risk pathway, especially for the ecosystem of rivers (Meboudja, Seybouse, Fendek, Ghereg), and Mediterranean Sea and for the alluvial aquifer.

**Keywords:** Pollution, Chromium, Mercury, Industrial wastes, Numerical modelling, detailed Assessment of the risk, toxicity, Annaba (Algeria).

## RÉSUMÉ

L'important développement industriel dans le Nord Est de l'Algérie s'est traduit par un accroissement des rejets induisant une dégradation de l'environnement et de la qualité des eaux superficielles et souterraines. L'analyse statistique des données acquises et la modélisation du transport de polluant ont permis d'élaborer le schéma conceptuel du site contaminé et d'identifier les différents scénarios d'exposition.

Les résultats obtenus montrent que les milieux récepteurs (humain, faune, écosystème des oueds) sont touchés par les mécanismes primaires et secondaires de transport de polluants. Les voies d'exposition sont l'inhalation des substances volatiles et du contact direct avec le sol (ingestion et contact cutané) qui peut menacer les populations et la faune environnante. Par ailleurs, les eaux souterraines présentent également un risque potentiel particulièrement pour l'écosystème des oueds Meboudja, Seybouse, Ghereg, Fendek, la mer Méditerranée et pour les captages d'eau (irrigation et alimentation du bétail).

**Mots clés :** Pollution, Chrome, Mercure, Rejets industriels, Modélisation numérique, Evaluation détaillée du risque, Annaba (Algérie).

## Table des matières

Remerciements

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction générale..... 1-3

1. Bref rappel de la problématique ..... 1

2. Objectifs du projet..... 3

### PARTIE I

**Impacts des rejets industriels sur la qualité du milieu et sur les eaux souterraines.**

**Cas de la région d'Annaba (Algérie) 4-23**

1. Introduction..... 4

2. Aperçus géologique et hydrogéologique..... 5

3. Matériel et méthodes..... 6

4. Résultats, analyse et interprétation..... 7

4.1 Evaluation détaillée des risques sur la santé humaine..... 9

4.1.1. Toxicité du Chrome ..... 9

4.1.2. Évaluation détaillée des risques du Chrome sur la santé humaine ..... 10

4.1.3. Conclusion..... 13

4.2. Evaluation détaillée des risques sur les eaux souterraines ..... 13

4.2.1. Modélisation des écoulements souterrains et du transport de masse ..... 13

4.2.2. Schématisation des mécanismes d'écoulement et de transport ..... 16

4.2.3. Modèle des écoulements souterrains..... 16

4.2.4. Modèle de transport de masse ..... 18

4.3. Développement du modèle conceptuel et du diagramme d'exposition ..... 19

5. Conclusion ..... 22

### PARTIE II

**Évaluation de la qualité des eaux souterraines de la plaine de Oued Zied. Influences de la**

**décharge de Berka Zerga (Annaba, Algérie) 24-56**

1. Introduction..... 24

2. Aperçu hydroclimatique, géologique et hydrogéologique..... 24

|   |    |
|---|----|
| 3. Etude hydrogéochimique et identification de la pollution.....  | 25 |
| 3.1. Matériels et méthodes.....   | 26 |
| 3.2. Interprétation des résultats.....  | 27 |
| 3.2.1. Les caractéristiques physiques .....   | 27 |
| 3.2.1.1. La température.....  | 27 |
| 3.2.1.2. Le pH .....  | 27 |
| 3.2.1.3. La conductivité électrique (CE) .....  | 27 |
| 3.2.2. Les métaux lourds .....  | 28 |
| 3.2.2.1. Le Plomb.....  | 29 |
| 3.2.2.2. Le Zinc .....  | 29 |
| 3.2.2.3. Le Cuivre.....   | 30 |
| 3.2.2.4. Le Chrome .....  | 31 |
| 3.2.2.5. Le Fer.....  | 32 |
| 3.2.3. La DBO5 .....  | 33 |
| 3.3. Evolution temporelle de la pollution.....  | 33 |
| 4. Application d'une évaluation détaillée des risques. Exemple : cas de la décharge de Berka Zerga..... | 37 |
| 4.1. Etablissement du schéma conceptuel du site.....  | 37 |
| 4.1.1. Modèle conceptuel du site .....  | 37 |
| 4.1.2. Polluants susceptibles de causer un risque significatif.....                                     | 39 |
| 4.1.3. Identification des Cibles Potentielles.....  | 39 |
| 4.2. Évaluation de l'exposition.....  | 40 |
| 4.3. Évaluation de la toxicité des substances .....   | 40 |
| 4.3.1. Le Cadmium et toxicité.....  | 41 |
| 4.3.2. Le Cuivre : Toxicité et norme.....   | 41 |
| 4.3.3 Le Plomb : Toxicité et norme.....   | 42 |
| 4.3.4. Le Zinc : Toxicité et norme.....   | 42 |
| 4.4. Résultats de l'EDR.....  | 43 |
| 4.4.1. Définition des concentrations d'exposition.....  | 43 |
| 4.4.1.1. Concentration dans le sol .....  | 43 |
| 4.4.1.2. Concentrations accumulées dans les légumes .....   | 43 |
| 4.4.1.3. Concentration dans les tissus musculaires de la vache .....                                    | 44 |
| 4.4.1.4. Concentration dans le lait de vache .....  | 44 |

|   |    |
|---|----|
| 4.4.2. Estimation des doses d'exposition (DJE).....                           | 45 |
| 4.4.2.1. DJE pour l'ingestion de sol.....                                     | 45 |
| 4.4.2.2. DJE pour l'inhalation de poussières.....                             | 45 |
| 4.4.2.3. DJE pour contact dermique avec le sol .....                          | 46 |
| 4.4.2.4. DJE pour l'ingestion des légumes cultivés sur les sols pollués ..... | 46 |
| 4.4.2.5. DJE pour l'ingestion de viande bovine .....                          | 47 |
| 4.4.2.6. DJE pour l'ingestion de lait de vache .....                          | 47 |
| 4.4.3. Estimation des risques .....   | 47 |
| 4.4.3.1. Estimation du risque non cancérigène.....                            | 47 |
| 4.4.3.2. Estimation du risque cancérigène .....                               | 47 |
| 5. Conclusion.....  | 56 |

### **PARTIE III**

#### **Evaluation du risque sur la santé humaine dans la zone Mercurielle d'Azzaba 57-84**

|   |    |
|---|----|
| 1. Introduction .....   | 57 |
| 2. Présentation de la région de Azzaba.....   | 58 |
| 2.1. Situation géographique .....   | 58 |
| 2.2. Contexte géologique, hydrogéologique et hydroclimatologique.....                   | 60 |
| 2.3. Etude et interprétation de la piézométrie.....                                     | 62 |
| 2.4. Alimentation de l'aquifère alluviale.....  | 63 |
| 3. Matériel et méthode.....   | 64 |
| 3.1. Origines de Hg et S des gisements de mercure.....                                  | 64 |
| 3.2. Gisements de mercure.....  | 64 |
| 3.2.1. Gisement de mercure de Ras el Ma .....   | 64 |
| 3.2.2. Gisement de mercure d'Ismaël .....   | 65 |
| 3.2.3. Gisement de mercure de Fendek .....  | 65 |
| 3.2.4. Gisement de mercure de Guenicha .....  | 65 |
| 3.2.5. Gisement de mercure de Mra Sma .....   | 65 |
| 3.2.6. Gisement de mercure de Koudiet Sma .....   | 66 |
| 3.3. Description des sources de pollution.....  | 66 |
| 3.3.1. Conséquences de l'exploitation des gisements mercuriels sur l'environnement..... | 66 |
| 3.3.1.1. Aperçu sur l'usine du mercure.....   | 66 |
| 3.3.1.2. Les rejets du complexe.....  | 66 |
| 3.3.2. Pollutions générées .....  | 67 |

|  |           |
|--|-----------|
| a) Pollution hydrique .....  | 67        |
| b) Pollution atmosphérique .....   | 67        |
| c) Pollution des sols irrigués au voisinage du complexe .....  | 68        |
| 4. Résultats et discussion .....   | 70        |
| 4.1. Evaluation des concentrations dans les milieux d'exposition .....                                 | 70        |
| 4.1.1. Concentration dans le milieu Eau .....  | 70        |
| 4.1.2. Concentration dans le milieu Sol .....  | 70        |
| 4.1.3. Concentration dans le milieu Bryophytes .....   | 71        |
| 4.1.4. Concentration dans le milieu Air .....  | 71        |
| 4.2. Evolution des teneurs en Hg dans les sols en fonction de la distance à l'usine émettrice<br>..... | 72        |
| 4.3. Les milieux récepteurs et voies d'exposition.....   | 75        |
| 4.4. Les facteurs d'exposition .....   | 75        |
| 4.5. Estimation du risque.....   | 77        |
| 4.5.1 Effets du mercure sur la santé .....   | 77        |
| 4.5.2 Effets du mercure sur l'environnement .....  | 77        |
| 4.6. Caractérisation des risques sanitaires .....  | 78        |
| 4.6.1. Quantification des risques sanitaires pour les effets à seuil .....                             | 78        |
| 4.6.2. Quantification des risques sanitaires pour les effets sans seuil : effets<br>cancérogènes.....  | 83        |
| 5. Conclusion .....  | 84        |
| <b>Conclusion générale et recommandations.....</b>   | <b>85</b> |

**Bibliographie**

| <u>Liste des figures</u>   | Pages |
|--|-------|
| <b>PARTIE I</b>  |       |
| <b>Figure 1.</b> Situation et esquisse géologique de la zone d'étude.....  | 5     |
| <b>Figure 2.</b> Coupe hydrogéologique au travers des alluvions de la basse Seybouse.....  | 6     |
| <b>Figure 3.</b> Evolution des valeurs du chrome dans le sol depuis le complexe sidérurgique jusqu'à la mer.....   | 8     |
| <b>Figure 4.</b> ACP appliquée aux eaux souterraines du sous bassin de la Meboudja – Cercle des variables.....   | 9     |
| <b>Figure 5.</b> Les différents scénarios envisagés.....   | 12    |
| <b>Figure 6.</b> Cartes piézométriques de la nappe superficielle du mois de février 2005.....  | 18    |
| <b>Figure 7.</b> Concentrations en chrome ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans la nappe superficielle du sous bassin de la Meboudja calculées par le modèle pour le mois de février 2005.....             | 19    |
| <b>Figure 8.</b> Schéma conceptuel du site pollué du sous bassin de la Meboudja montrant l'évolution du Cr dans les eaux de surface depuis la source jusqu'à la confluence avec la Seybouse..... | 21    |
| <b>Figure 9.</b> Diagramme des expositions du site pollué du sous bassin de la Meboudja.....   | 22    |
| <b>PARTIE II</b>   |       |
| <b>Fig.10 :</b> Carte géologique schématique de la plaine de oued Zied.....  | 25    |
| <b>Fig. 11 :</b> Carte piézométrique et d'inventaire des points d'échantillonnage (juin 2006).....   | 26    |
| <b>Fig. 12 :</b> Carte des conductivités ( $\mu\text{S/cm}$ ), Campagne de juin 2006.....  | 28    |
| <b>Fig. 13 :</b> Carte des teneurs en Pb ( $\text{mg/l}$ ), Campagne de juin 2006.....   | 29    |
| <b>Fig. 14 :</b> Carte des teneurs en Zn ( $\text{mg/l}$ ), Campagne de juin 2006.....   | 30    |
| <b>Fig. 15 :</b> Carte des teneurs en Cu ( $\text{mg/l}$ ), Campagne de juin 2006.....   | 31    |
| <b>Fig. 16 :</b> Carte des teneurs en Cr ( $\text{mg/l}$ ), Campagne de juin 2006.....   | 31    |
| <b>Fig. 17 :</b> Carte des teneurs en Fe ( $\text{mg/l}$ ), Campagne de juin 2006.....   | 32    |
| <b>Fig. 18 :</b> Carte des valeurs de la $\text{DBO}_5$ ( $\text{mg/l}$ ), Campagne de juin 2006.....  | 33    |
| <b>Fig. 19 :</b> Localisation des points choisis pour l'étude des variations temporelles.....  | 33    |
| <b>Fig. 20 :</b> Variations temporelle des paramètres physiques dans la plaine et la décharge...   | 34    |
| <b>Fig. 21 :</b> Variations temporelle des teneurs en Zinc, Chrome et Cuivre dans la plaine et la décharge.....  | 35    |
| <b>Fig. 22 :</b> Variations temporelles des teneurs en Plomb et en Fer dans la plaine et la décharge.....  | 36    |

|  |    |
|--|----|
| <b>Fig.23</b> : Schéma Conceptuel – Culture.....   | 38 |
| <b>Fig.24</b> : Schéma Conceptuel – Élevage.....   | 38 |
| <b>Fig.25</b> : Photo représentatif du scénario agricole (site de la décharge de Berka Zerga)....  | 38 |
| <b>PARTIE III</b>  |    |
| <b>Fig. 26</b> : Carte de la situation géographique de la zone d'étude Azzaba.....   | 59 |
| <b>Fig.27</b> : Carte géologique schématique de la zone mercurielle Nord numidique (D'après BENHAMZA, 1996).....   | 61 |
| <b>Fig.28</b> : Carte piézométrique de la plaine de Azzaba (mai 2004).....   | 63 |
| <b>Fig.29</b> : Cartographie de la pollution mercurielle dans la zone de Azzaba à l'aide des transplants de <i>Xanthoria parietina</i> (ALIOUA, 1995)..... | 68 |
| <b>Fig.30</b> : Distribution spatiale des teneurs en mercure dans le sol pendant la saison sèche et la saison humide.....                                  | 69 |
| <b>Fig.31</b> : Teneurs en mercure total du sol en fonction de la distance par rapport au complexe mercuriel.....  | 69 |
| <b>Fig.32</b> : Diagramme des sources potentielles de pollution par le mercure (in BENHAMZA, 2007).....  | 70 |
| <b>Fig.33</b> : Distribution spatiale des teneurs en mercure dans l'air, le sol, les eaux souterraines et les Bryophytes.....                              | 71 |
| <b>Fig.34</b> : Teneurs en mercure total des eaux en fonction de la distance par rapport aux complexe mercuriel.....                                       | 72 |
| <b>Fig.35</b> : Teneurs en mercure total dans l'air en fonction de la distance par rapport aux complexe mercuriel.....                                     | 73 |
| <b>Fig.36</b> : secteurs des indices de risque de différentes voies d'exposition au mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour adulte).....           | 81 |
| <b>Fig.37</b> : Histogramme des différentes voies d'exposition au Mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour adulte).....                             | 81 |
| <b>Fig.38</b> : secteurs des indices de risque de différentes voies d'exposition au mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour enfant).....           | 82 |
| <b>Fig.39</b> : Histogramme des différentes voies d'exposition au Mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour enfant).....                             | 82 |
| <b>Fig.40</b> : Histogramme des différentes voies d'exposition au Mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour adulte et enfant).....                   | 83 |

| <u>Liste des tableaux</u>   | <b>Pages</b> |
|---|--------------|
| <b>PARTIE I</b>   |              |
| <b>Tableau 1.</b> Statistiques élémentaires des résultats analytiques de l'échantillonnage des eaux de la nappe superficielle du mois de février 2005.....    | 7            |
| <b>Tableau 2.</b> Scénarios et résultats de l'évaluation des risques.....   | 12           |
| <b>PARTIE II</b>  |              |
| <b>Tableau 3.</b> Comparaison des normes de l'OMS et des teneurs en métaux lourds de site d'étude.....  | 28           |
| <b>Tableau 4.</b> Concentration moyenne des traceurs sélectionnés (mg/kg).....  | 39           |
| <b>Tableau 5.</b> Évaluation de l'exposition : les voies d'exposition (ad. & enf.) du site.....   | 40           |
| <b>Tableau 6.</b> Liste des paramètres.....   | 48           |
| <b>Tableau 7.</b> Données Physico-chimiques.....  | 49           |
| <b>Tableau 8.</b> Données Toxicologiques.....   | 50           |
| <b>Tableau 9.</b> hypothèses d'exposition humaine.....  | 51           |
| <b>Tableau 10.</b> Hypothèses d'Exposition pour le Modèle « Vache ».....  | 52           |
| <b>Tableau 11.</b> Estimation des Concentrations dans les Légumes.....  | 52           |
| <b>Tableau 12.</b> Estimation des concentrations dans les Vaches (mg/kg).....   | 53           |
| <b>Tableau 13.</b> Dose Journalière d'Exposition/Estimation de risques : ScénariAgriculture-activités Agricoles.....  | 54           |
| <b>Tableau 14.</b> Dose Journalière d'Exposition / Estimation des risques : Scénario Agricole - Ingestion de légumes.....                                     | 54           |
| <b>Tableau 15.</b> Dose Journalière d'Exposition / Estimation des risques : Scénario Élevage.....   | 55           |
| <b>PARTIE III</b>   |              |
| <b>Tableau 16.</b> Synthèse des teneurs en Hg dans différentes mémoires et thèses.....  | 74           |
| <b>Tableau 17.</b> Tableau récapitulatif des facteurs de calcul des risques dans le logiciel RISC 4,0.....  | 76           |
| <b>Tableau 18.</b> Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour le sol dans la zone mercurielle d'Azzaba (enfant & adulte).....                | 79           |
| <b>Tableau 19.</b> Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour les eaux souterraines dans la zone mercurielle d'Azzaba (enfant & adulte)..... | 79           |
| <b>Tableau 20.</b> Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour l'air  |              |

|   |    |
|---|----|
| d'extérieur dans la zone mercurielle d'Azzaba (enfant & adulte).....  | 80 |
| <b>Tableau 21.</b> Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour les eaux superficielles dans la zone mercurielle d'Azzaba (enfant & adulte)..... | 80 |

# **Première Partie**

## **1. Bref rappel de la problématique du mémoire**

L'industrie moderne est apparue dans le monde il y a deux siècles environ. A cette époque, les problèmes liés à la contamination des sols ne se posaient pas. Le sol était considéré comme un milieu apte à absorber toutes sortes de produits (métaux lourds, déchets) sans qu'il y ait aucune altération de son fonctionnement normal. De plus, les quelques pratiques environnementales existantes ne disposaient pas des connaissances actuelles, notamment en matière d'élimination des déchets. Aujourd'hui, cette mauvaise gestion des sites industriels a pour conséquences :

☛ **Des problèmes de santé publique** : par le biais des ressources naturelles (eau, air...), les sites et sols pollués exposent l'homme à des dangers souvent inacceptables. Les substances toxiques sont transportées le long de la chaîne alimentaire de la source de pollution vers l'homme.

☛ **Des problèmes d'aménagement du territoire** : les friches industrielles ou les sites trop pollués pour être revendus, constituent, de par leur implantation, un intérêt économique non négligeable. La reconversion de ces sites semble être la solution la plus judicieuse pour enrayer le phénomène d'extension des villes et pour permettre le développement durable des agglomérations. La revalorisation économique de ces terrains implique des études d'évaluation des risques et de réhabilitation, tout en tenant compte du contexte socio-économique.

En Algérie, la prise de conscience de l'importance des ressources naturelles ne date que de quelques années. Le pays a décidé enfin d'investir dans le développement durable. Ceci constitue le principe fondamental de la stratégie de l'environnement et signifie que l'Algérie entend donner une place prépondérante aux aspects sociaux et écologiques dans ses choix de modèles de société et de développement économique, et rompre par conséquent de manière irréversible avec les politiques et méthodes des trois dernières décennies. La politique nationale de gestion des sites (anciennes décharges, dépôts de déchets ou de produits chimiques) et sols pollués mise en place prend en compte les conséquences du développement industriel qu'a connu l'Algérie durant les trois dernières décennies.

La région d'Annaba, située à l'extrême Est du pays, que nous étudions dans le cadre de ce projet a fait l'objet, durant ces dernières années, de nombreux travaux d'expertise et de recherche. Les résultats de ces travaux ont soulevé les problèmes de la dégradation de la qualité de l'environnement et des ressources naturelles (sol, eau, air,...) d'une manière générale.

Les études réalisées par exemple sur les rejets des unités industrielles situées sur l'axe reliant El-Hadjar à Annaba montrent de très fortes concentrations en éléments chimiques potentiellement nuisibles et qui ont pour corollaire une dégradation de la qualité des eaux superficielles de la Seybouse, une détérioration des eaux de baignade et des impacts négatifs sur la faune et la flore. Le stockage des déchets industriels, au niveau du complexe sidérurgique d'El-Hadjar, directement sur le sol a provoqué une contamination des eaux superficielles et souterraines par plusieurs métaux lourds, notamment le chrome et l'étain.

Par ailleurs, Les résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur les rejets d'origines urbaines et industrielles au niveau de la décharge de la ville de Annaba, montrent une forte pollution véhiculée par les eaux et une dégradation qualitative des eaux souterraines, surtout dans les parties situées dans les secteurs situés à l'aval hydraulique de la décharge en relation avec des écosystèmes très fragiles (lac Fetzara). Les travaux réalisés au niveau du complexe de phosphates d'Asmidal ont montré les effets néfastes des rejets liquides et solides sur la santé des populations des agglomérations limitrophes. L'évaluation simplifiée des risques réalisée par les bureaux d'études canadiens a conclu à la nécessité d'approfondir les investigations sur ce site.

Les résultats tirés de ces quatre exemples démontrent clairement que l'étendue de la gravité des problèmes environnementaux dans cette région affecte :

- la santé et la qualité de vie de la population,
- la productivité et la durabilité du capital naturel,
- l'environnement global.

La contamination de l'environnement par le mercure a fait l'objet de plusieurs études en Algérie et dans le monde.

Le mercure est un polluant très toxique sous toutes ses formes, malgré les nombreuses études qui lui ont été consacrées durant plusieurs années, il reste un thème de recherche insuffisamment abordé. Grâce à la forte mobilité de ce métal, par les divers processus de son cycle biogéochimique, sa dispersion dans la biosphère est très large ; ce qui rend la surveillance de ses niveaux de concentration dans les différents milieux naturels une exigence absolue surtout dans les zones qui entourent le complexe mercuriel d'Ismail et les gisements de mercure de la zone Nord numidique qui sont situés sur le flanc Nord de la chaîne calcaire, au Sud de la ville de Azzaba, Nord-Est Algérie.

Même après la fermeture de ce complexe le mois de juin 2005, l'étude de RADJI (2006) faite après une année de la clôture, permis de déterminer des teneurs élevées de ce métal dans les eaux souterraines de la plaine de Azzaba (170µg/l).

## **2. Objectifs du projet**

L'évaluation des risques proposée ici a pour objectifs :

- d'identifier les différents types de risques qui peuvent découler de la pollution de chaque site,
- de quantifier ces risques,
- de définir les objectifs de réhabilitation pour les usages actuels ou un autre usage de chaque site et de son environnement,
- de déterminer les actions qui vont réduire le risque pour le rendre acceptable : la stratégie de réhabilitation.

L'évaluation de l'impact, sur la base d'une quantification des risques, s'appuie sur un diagnostic approfondi de la pollution : caractéristiques, extension, compréhension des mécanismes de transfert, évaluation éventuelle des impacts. A cet effet, des informations sur les sources, les voies d'exposition et les cibles sont collectées. La qualité d'une évaluation des risques est fonction de la qualité des données acquises sur le terrain et de la pertinence de la méthode pour les interpréter.

# **Deuxième Partie**

## **1. Introduction**

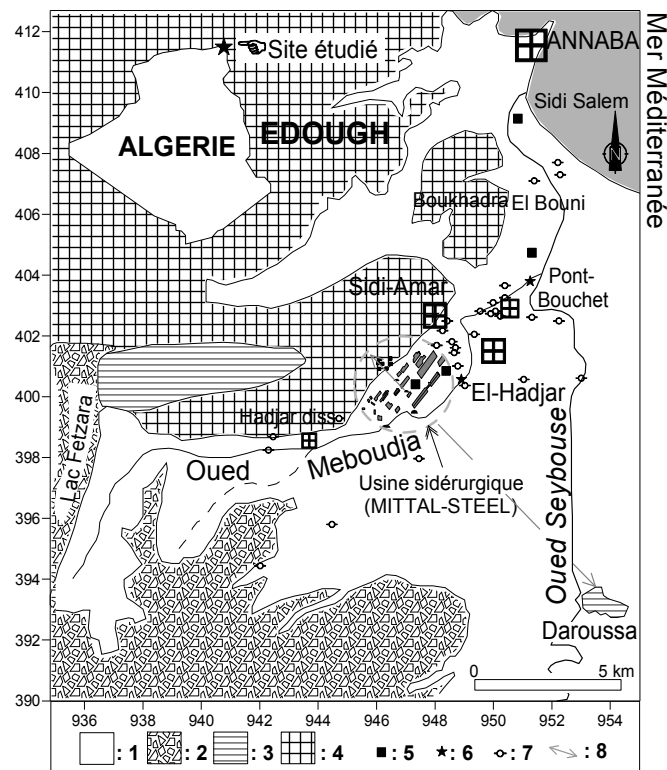
L'accroissement des déchets solides et liquides est étroitement lié au développement économique et à la démographie. En effet, ce développement entraîne des impacts négatifs sur l'environnement et l'économie de beaucoup de pays. L'accroissement des populations et l'intensification des activités économiques en Algérie sont accompagnés d'une augmentation des rejets de toute nature (Debièche., 2002; Hani., 2003; Djabri et al. 2003) qui vont rejoindre directement le milieu récepteur sans aucun traitement préalable ou du moins sans réduire les quantités de polluants selon les normes admises. Cette situation commence à avoir des répercussions très négatives sur la santé publique, sur les écosystèmes et sur l'économie elle-même.

Actuellement, les effluents industriels, situés dans la région d'étude, contiennent d'importantes quantités de produits chimiques organiques et inorganiques et autres substances polluantes. La plupart des industries ne sont pas raccordées à un quelconque réseau d'assainissement et même s'il existe, ces derniers ne fonctionnent pas d'une manière appropriée. Par conséquent, les effluents chimiques fortement colorés et toxiques rejoignent l'oued Meboudja, un affluent de l'oued Seybouse, polluant de ce fait les eaux de surface et les eaux souterraines. Autour de l'oued Meboudja, le degré de contamination a été si intense que dans certains secteurs, notamment au niveau de la confluence oued Meboudja-oued Seybouse, l'environnement est devenu indésirable pour la santé humaine et pour la faune et la flore. Autrefois, la région avait une vocation agricole et aucune des unités industrielles n'a pris de disposition sûre pour réduire les effluents industriels jusqu'à l'an 2000. Le sol était considéré comme un milieu apte à absorber toutes sortes de produits (métaux lourds, déchets) sans qu'il y ait aucune altération de son fonctionnement normal. Aujourd'hui, les teneurs en éléments toxiques dans le sol, l'eau et l'air dépassent largement les limites autorisées (US EPA, 1989). La production agricole a diminué considérablement et la vie aquatique dans l'oued Seybouse, devenu fortement pollué, a disparu.

L'objectif de cette étude est de déterminer l'impact des effluents solides et liquides du complexe sidérurgique « Mittal steel » sur la qualité du milieu et sur les eaux souterraines. Pour ce faire, les résultats des analyses physico-chimiques, effectuées sur les échantillons de sol et des eaux de surface et souterraines durant la période 1999-2005, ont été utilisés. Les informations acquises sur la contamination des sols et des eaux superficielles et souterraines ont été utilisées pour élaborer le schéma conceptuel du site contaminé et pour identifier les différents scénarios d'exposition.

## 2. Aperçus géologique et hydrogéologique

Le secteur étudié fait partie de la basse plaine de la Seybouse (NE Algérie), dans le sous bassin de l'oued Meboudja (fig. 1), et il appartient au système aquifère de la région de Annaba. Sur la bordure ouest de ce secteur, les terrains métamorphiques du massif de l'Edough sont composés de roches gneissiques d'âge Néo-protérozoïque à la base, de micaschistes à grenats, dithène, sillimanite et andalousite avec des niveaux de marbres (série intermédiaire) et des séricitoschistes, chloritoschistes et graphitoschistes d'âge paléozoïque au sommet (Hily, 1962; Ilavsky et Snopkova, 1987; Gleizes et al., 1988; Brunel et al., 1988; Hammor et Lancelot, 1998; Ahmed-Said et al.; 1993; Laouar et al., 2002). Au sud, affleurent les alluvions de haut niveau du lac Fetzara et à l'est c'est l'oued Seybouse qui parcourt la plaine de Annaba du sud vers la Méditerranée. La chaîne numidienne des monts de la Cheffia forme le cordon de montagnes de direction SW-NE. Au niveau du secteur d'étude, les sédiments mio-plio-quaternaires sont venus combler une zone d'effondrement comportant deux fosses séparées par un haut fond qui porte la butte de Daroussa (Djabri et al. 2003).

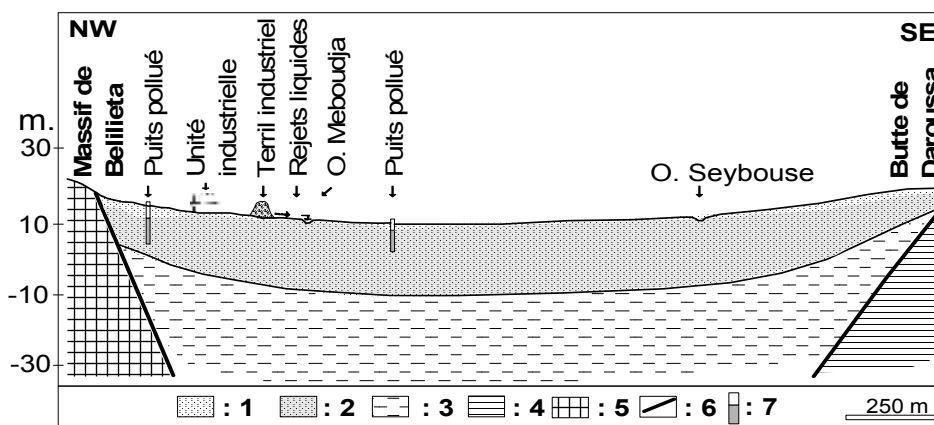


- 1: Quaternaire indifférencié ; 2: Alluvions anciennes ; 3 : Grès et argiles du Numidien ;  
4: Formations métamorphiques ; 5 : Sol échantillonné ; 6 : Eau de surface échantillonnée ;  
7 : Puits échantillonné ; 8 : Coupe.

**Figure 1. Situation et esquisse géologique de la zone d'étude**

L'oued Meboudja est caractérisé par un écoulement permanent en hiver. Son alimentation est assurée par les eaux de pluie où les précipitations moyennes annuelles s'élèvent à 650 mm, et du drainage du lac Fetzara. Son débit peut atteindre alors  $16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . En été, les apports sont constitués principalement par les sorties du lac (le débit oscille entre 1 et  $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). L'oued reçoit également sur son parcours les rejets urbains (ex: villages de Hadjar Diss, Sidi Amar, El-Hadjar) et industriels (ex: usine sidérurgique «Mittal steel, zone industrielle de Chaiba, Pont Bouchet).

La région renferme dans son sous sol un réservoir aquifère composé de formations alluvionnaires avec 70% de sables et 30% d'argiles (Zenati, 1999) (fig. 2). La perméabilité moyenne varie entre  $10^{-3}$  et  $10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ . L'infiltration efficace est d'environ 15% des précipitations, soit près de 100 mm par an qui s'infiltrer vers la nappe (Debièche, 2002 ; Hani, 2003, Hani et al. 2003).



1 : Alluvions (zone non saturée), 2 : Alluvions aquifères, 3 : Grès et argiles numidiens, 4 : Formations métamorphiques, 5 : Failles, 6 : Puits

**Figure 2. Coupe hydrogéologique au travers des alluvions de la basse Seybouse.**

### 3. Matériel et méthodes

Les nombreux travaux, réalisés dans la région (Kherici., 1993; Louhi., 1997; Djabri., 1996; Debièche., 2002; Hani., 2003; Djabri et al. 2003) ont permis de suivre l'évolution des niveaux piézométriques de la nappe et de surveiller la qualité des eaux.

Les mesures et les prélèvements effectués sur les eaux superficielles et souterraines ont touché près de 30 puits (fig.1), utilisés généralement pour l'alimentation du bétail et pour l'irrigation. La température (T), la conductivité électrique (CE) et le pH ont été mesurés in situ en utilisant un multiparamètre WTW (multiligne P3 PH/LF-SET) et un Oxymètre (WTW) avec

une sonde (CellOx 325) pour la mesure de l'oxygène dissous. L'analyse des éléments chimiques s'est effectuée selon deux méthodes : l'absorption atomique à flamme (Perkin-Elmer 1100) pour le dosage des cations majeurs et le spectrophotomètre Photolab Spektral de marque WTW pour l'analyse des anions et des éléments en traces.

Les analyses du sol ont permis d'estimer la concentration d'exposition dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques sur la santé humaine. L'échantillonnage et le dosage ont été effectués selon les protocoles décrits par Rodier (1996). Les prélèvements du sol ont été effectués sur quatre sites alignés selon une direction S-N: les deux premiers à proximité des terrils du complexe sidérurgique, le troisième à El-Bouni et le quatrième en bordure de mer.

Les analyses du sol ont permis d'estimer la concentration d'exposition dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques sur la santé humaine.

Le dépouillement et l'analyse des données géologiques (coupes de forage) et hydrodynamiques (pompages d'essai et piézométrie) permettent d'élaborer le schéma conceptuel pour aborder la modélisation hydrodynamique et le transport de masse.

#### 4. Résultats, analyse et interprétation

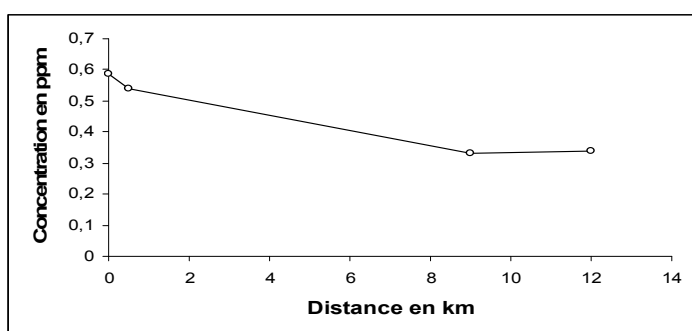
Le Tableau 1 résume les paramètres statistiques des principales caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines, déterminées à partir des prélèvements effectués en février 2005. 32 points d'eau ont été échantillonnés sur l'ensemble du sous bassin de l'oued Meboudja.

| Variables        | Min  | Max  | Moy   | Ds    | Variables                | Min  | Max   | Moy   | Ds    |
|------------------|------|------|-------|-------|--------------------------|------|-------|-------|-------|
| T(°C)            | 19.8 | 25.7 | 22.9  | 1.64  | NO <sub>3</sub>          | 0    | 296   | 43.85 | 64.12 |
| pH               | 6.88 | 8.4  | 7.4   | 0.31  | NO <sub>2</sub>          | 0.07 | 0.73  | 0.25  | 0.21  |
| hE (mV)          | 238  | 416  | 356   | 32    | PO <sub>4</sub>          | 0.11 | 1.72  | 0.50  | 0.45  |
| Si               | 4.2  | 12.2 | 7.16  | 1.95  | NH <sub>4</sub>          | 0    | 4.5   | 0.18  | 0.77  |
| Ca               | 44   | 746  | 209   | 156   | CE(μS.cm <sup>-1</sup> ) | 558  | 20333 | 3222  | 3592  |
| Mg               | 12   | 495  | 78.5  | 94.3  | Cr(T)                    | 0.02 | 1.25  | 0.07  | 0.21  |
| Na               | 35   | 3670 | 419.8 | 642.6 | Mn                       | 0    | 2.48  | 0.13  | 0.46  |
| K                | 1    | 56   | 8.7   | 13.2  | Fe(T)                    | 0.01 | 2.81  | 0.22  | 0.61  |
| Cl               | 48   | 6274 | 658   | 1148  | Ni                       | 0.02 | 0.55  | 0.1   | 0.10  |
| SO <sub>4</sub>  | 60   | 883  | 204   | 147   | Sn                       | 0    | 0.24  | 0.03  | 0.04  |
| HCO <sub>3</sub> | 188  | 610  | 416   | 108   | Al                       | 0    | 0.06  | 0.02  | 0.01  |
| F                | 0.05 | 1.62 | 0.62  | 0.40  | Sr                       | 0.3  | 6.8   | 1.5   | 1.3   |

Ds : écart type ; CE : conductivité électrique ; les teneurs chimiques en mg.l<sup>-1</sup>.

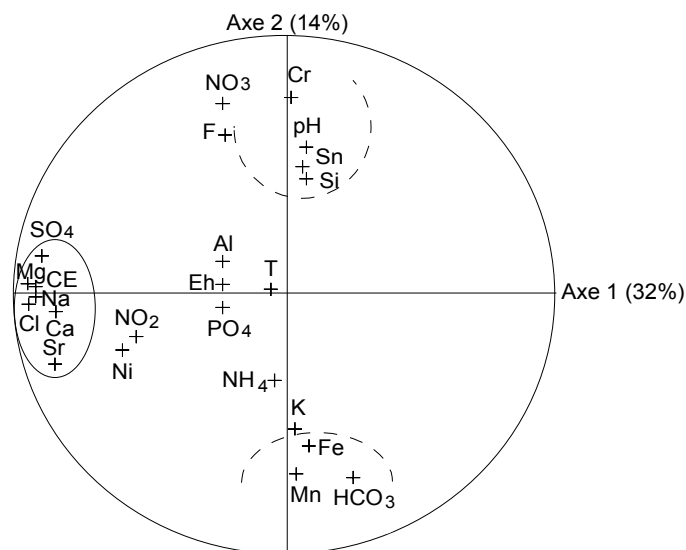
**Tableau 1. Statistiques élémentaires des résultats analytiques de l'échantillonnage des eaux de la nappe superficielle du mois de février 2005.**

La conductivité électrique des eaux présente des valeurs comprises entre  $560 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  et  $20000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Les valeurs les plus élevées correspondent aux eaux situées en bordure de l'oued, pour lesquelles les concentrations en chlorures peuvent atteindre  $6000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Des teneurs élevées en chrome ( $0,02\text{-}1,25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) ont été également obtenues notamment autour du complexe sidérurgique et en bordure de l'oued Meboudja. Pour comparaison, des analyses du sol ont été effectuées sur quatre sites alignés selon une direction S-N: les deux premiers à proximité des terrils du complexe sidérurgique, le troisième à El-Bouni et le quatrième en bordure de mer. Les résultats obtenus montrent une décroissance assez nette des valeurs du chrome qui passent de  $0,59$  à  $0,34 \text{ mg/l}$  du Sud vers le Nord (fig. 3).



**Figure 3. Evolution des valeurs du chrome dans le sol depuis le complexe sidérurgique jusqu'à la mer.**

Pour mieux apprécier les principaux traits de la qualité des eaux souterraines, les résultats des analyses ont été traités par une analyse en composantes principales (ACP) (Fig. 4). L'axe 1, avec 32% de la variance totale, est expliqué par l'ensemble des éléments de la minéralisation ; conductivité, sulfate, calcium, magnésium, chlorure, sodium et strontium. L'axe 2, 15% de la variance, est expliqué, entre autres, par les nitrates, le chrome et l'étain. Le premier est due à l'utilisation des engrais chimiques dans l'agriculture et les deux autres sont liés aux rejets industriels dans l'oued Meboudja et au stockage des déchets directement sur le sol (Debièche et al., 2001).



**Figure 4. ACP appliquée aux eaux souterraines du sou bassin de la Meboudja – Cercle des variables**

#### 4.1. Evaluation détaillée des risques sur la santé humaine

L'analyse des résultats obtenus démontre clairement que l'étendue de la gravité des problèmes environnementaux dans cette région, notamment la pollution par le chrome, affecte les eaux superficielles et souterraines et, par conséquent, la santé publique. L'évaluation des risques élaborée ici a pour objectifs de: (1) identifier les différents types de risques qui peuvent découler de la pollution; (2) quantifier ces risques; (3) définir les objectifs de réhabilitation pour mettre en conformité le site vis-à-vis de la réglementation sur l'environnement; et (4) déterminer les actions qui vont réduire le risque pour le rendre acceptable (la stratégie de réhabilitation).

##### 4.1.1. Toxicité du Chrome :

Le métal lui-même n'est pas toxique, mais les sels de chrome trivalent et surtout l'acide chromique et ses sels sont des poisons. Le cation Cr<sup>3+</sup> se fixe sur l'hémoglobine et les protéines du plasma (BRGM, 2000a). L'acide chromique, les bichromates et les chromates attaquent la peau et les voies respiratoires, provoquant des ulcères, des dermatoses, de l'irritation chronique, de graves lésions telles que la perforation de la cloison nasale. Pour l'homme, la dose mortelle de bichromate de potassium, poison méthémoglobinisant, est de 0,25 à 0,30 g. Les chromates jouissent de propriétés bactéricides. Le Chrome est également très dangereux lorsqu'il apparaît sous la forme hexavalente (Cr<sup>6+</sup>), il peut provoquer le cancer des poumons chez l'homme (BRGM, 2000b ; BRGM, 2001).

#### 4.1.2. Évaluation détaillée des risques du Chrome sur la santé humaine :

Elle est basée sur:

**(1) La définition des concentrations d'exposition** où la première phase de l'analyse détaillée des risques consiste à estimer les concentrations du chrome présent dans le site aux différents points d'exposition (la concentration employée est la concentration moyenne observée dans les terres qui est égale à 658 mg /kg);

**(2) L'estimation des doses d'exposition** où la **dose journalière d'exposition (DJE)** est la dose de substance reçue par l'organisme rapportée au poids de l'individu et au nombre de jours d'exposition. Elle a pour but de définir une quantité de polluant administrée, exprimée en mg/kg/j. Le calcul de la DJE pour les différents scénarios d'exposition se déroule toujours en appliquant les mêmes équations adaptées pour chacune des voies d'exposition. Ces équations se présentent de la manière suivante:

$$DJE = \frac{C \times Q \times F_{sp} \times D_e \times F_e}{P \times t}$$

avec : DJE : Dose journalière exposée (mg/kg.j) ;

C : concentration dans le milieu d'exposition (mg/ kg).

Q : quantité ingérée (kg).

F<sub>sp</sub> : facteur d'absorption.

D<sub>e</sub> : durée d'exposition (années).

F<sub>e</sub> : fréquence d'exposition (j / an).

P : poids de l'individu (Kg).

t : période de temps sur la quelle l'exposition est moyennée (jours).

- L'équation utilisée pour le calcul de la dose journalière d'exposition due au contact dermique avec le sol est basée sur des hypothèses de fraction de peau exposée, de la fraction du sol qui adhère à la peau et des propriétés de la peau à absorber le composant chimique. La DJE pour la voie d'exposition par contact dermique est estimé par l'équation suivante :

$$DJE = Cs \times Sa \times Fs \times SL \times 0,000001 \times EF \times Z / Bw \times 365$$

avec : DJE : Dose journalière exposée(mg/kg.j) ;

Cs : Concentration du composé dans le sol (mg/kg) ;

Sa : Surface de peau (cm<sup>2</sup>) ;

Fs : Facteur d'adsorption ;

SL : Facteur climatique (sans dimension) ;

EF : Fréquence d'exposition (j/an) ;

Z : Poids du corps (kg) ;

Bw : Fraction de peau exposée.

- La dose journalière acceptable (DJA) est la quantité de substance chimique que peut ingérer un homme par jour, au cours de sa vie, sans aucun risque appréciable pour sa santé.

### **(3) Estimation du risque :**

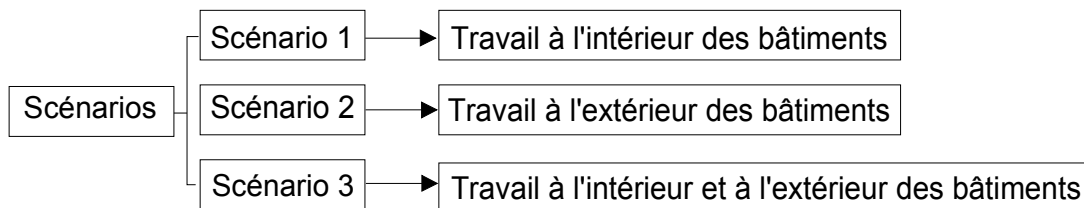
Elle est différente en fonction de la substance qui peut être cancérigène ou non cancérigène. L'estimation du risque non cancérigène est exprimée par le rapport entre la dose journalière d'exposition et la dose journalière acceptable. Le rapport est appelé indice de risque IR.

$$IR = DJE / DJA$$

Si IR est inférieur à 1, alors le risque toxique est considéré comme acceptable.

Le risque cancérigène est estimé par la notion d'excès de risque individuel (ERI) qui est obtenu par multiplication de la dose journalière d'exposition par l'excès de risque unitaire (ERU); soit une probabilité d'attraper un cancer de 1 sur 1 million comme niveau de risque certainement acceptable. Si par contre la valeur atteint 10<sup>-4</sup> le risque sera considéré comme certainement inacceptable en terme de santé publique.

Dans ce travail, uniquement les personnes qui travaillent sur le site (près de 8000 employés) ont été considérées (fig. 5).



**Figure 5. Les différents scénarios envisagés**

| Scénarios                                   | Voies de transfert                    | Milieux d'exposition | Cibles  | Indice de risque IR  | Observation                         |
|---|---------------------------------------|----------------------|---------|----------------------|-------------------------------------|
| Travail A l'intérieur des bâtiments         | Inhalation de poussière en suspension | Air                  | Adultes | $7,56 \cdot 10^{-3}$ | 0,007 < 1<br>Risque acceptable      |
|   |                                       |                      |         |                      |                                     |
| Travail A l'extérieur des bâtiments         | Contact cutané                        | Sol pollué           | Adultes | 1,41                 | 4.29 > 1<br>Risque inacceptable     |
|   | Ingestion                             | Sol pollué           | Adultes | 0,007                |                                     |
|   | Inhalation                            | Air                  | Adultes | 2,88                 |                                     |
| <b>Indice de risque total du scénario 2</b> |                                       |                      |         | <b>4.29</b>          |                                     |
| Travail mixte                               | Contact cutané                        | Sol pollué           | Adultes | 1,41                 | 0,007 à 4.29<br>Risque inacceptable |
|   | Ingestion                             | Sol pollué           | Adultes | 0,007                |                                     |
|   | Inhalation                            | Air                  | Adultes | 2,88                 |                                     |
| <b>Indice de risque total du scénario 3</b> |                                       |                      |         | <b>0,007 - 4.29</b>  |                                     |

**Tableau 2. Scénarios et résultats de l'évaluation des risques.**

Le Tableau 2 a été élaboré sur la base des trois scénarios envisagés. Compte tenu des caractéristiques cancérigènes du chrome, il est nécessaire d'estimer l'excès de risque individuel (ERI) selon la relation :

$$ERI = DJE.ERU$$

$$ERI = 0,007 \times 4 \cdot 10^{-2} = \mathbf{2,8 \cdot 10^{-4}}$$

Cette valeur est supérieure à  $10^{-5}$ , et donc le risque est inacceptable.

#### 4.1.3. Conclusion :

L'étude sur la santé des travailleurs montre que ce sont surtout l'inhalation et le contact dermique qui présentent les risques les plus élevés pour les travailleurs à l'extérieur des bâtiments. Le risque cancérigène par inhalation du chrome reste toutefois inférieur à la probabilité qu'il y ait une personne sur 100 000 habitants qui soit atteinte par le cancer. Des mesures doivent être prises pour réduire ces risques et les rendre acceptables pour les travailleurs :

- ➔ Le port des masques pour réduire le risque d'inhalation,
- ➔ Le port du casque et des gants pour réduire le risque du contact cutané avec les poussières pollués,
- ➔ Réduire les rejets atmosphériques par l'installation de filtre.

#### 4.2. Evaluation détaillée du risque sur les eaux souterraines :

##### 4.2.1. Modélisation des écoulements souterrains et du transport de masse :

La contamination des eaux souterraines est régie par les mécanismes de transport de masse. Ces processus déterminent l'ampleur de la diffusion du polluant et la distribution géométrique de la substance polluante. L'advection est de loin le mécanisme le plus dominant dans la migration de contaminant. La dispersion hydrodynamique est habituellement un processus de second degré. L'importance et la direction du transport advectif sont régies par la configuration de l'aquifère ou de la surface piézométrique, les conditions aux limites, la distribution des perméabilités, etc. La distribution des écoulements souterrains est donnée par la solution de l'équation de diffusivité en trois dimensions (Bear., 1972) :

$$\frac{\partial}{\partial \chi_i} \left[ K_{ii} \frac{\partial h}{\partial \chi_j} \right] + q_s = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

où  $S_s$  : représente le coefficient d'emménagement spécifique du milieu poreux;

$K_{ii}$  : la composante principale du tenseur de perméabilité;

$h$  : la charge hydraulique;

$\chi_i$  : la distance selon les coordonnées cartésiennes;

t : le temps;

L'équation de transport est liée à l'équation d'écoulement par la vitesse d'écoulement donnée par :

$$v_i = \frac{K_{ii}}{\theta} \frac{\partial h}{\partial \chi_i} \quad (2)$$

où

$\theta$  : la porosité du milieu poreux.

MODFLOW software (McDonald et Harbaugh, 1988) est utilisé pour la modélisation des écoulements souterrains. Ces derniers sont indispensables pour le calcul de la vitesse d'écoulement qui régit le transport advectif. L'addition des paramètres de la dispersion au transport par advection provoque des variations importantes de la forme de la propagation du polluant. Un autre processus important pour le contrôle du contaminant est la sorption.

L'équation simplifiée décrivant le transport des contaminants dans les eaux souterraines en 3D (Javandel et al. 1984) peut être écrite de la manière suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial \chi_i} \left[ D_{ij} \frac{\partial C}{\partial \chi_j} \right] - \frac{\partial}{\partial \chi_i} (v_i C) + \frac{q_s}{\theta} C_s + \sum_{K=1}^N R_k \quad (3)$$

où

C : la concentration du contaminant dans les eaux souterraines;

t : le temps;

$\chi_i$  : la distance selon les coordonnées cartésiennes;

$D_i$  : le coefficient de dispersion hydrodynamique;

$v_i$  : l'infiltration ou la vitesse de l'eau dans les pores;

$q_s$  : flux de l'eau par unité de volume de l'aquifère représenté par une injection (positif) ou un prélèvement (négatif);

$C_s$  : la concentration de l'eau injectée ou prélevée;

$\theta$  : la porosité du milieu poreux;

$R_k$  : terme représentatif des réactions chimiques.

Si la sorption est linéaire et isotherme, le terme représentant la réaction chimique peut être donné par (Grove et Stollenwerk, 1984) :

$$\sum_{k=1}^N R_k = -\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} - \lambda \left[ C + \frac{\rho_b}{\theta} \bar{C} \right] \quad (4)$$

où:

$\bar{C}$  : la concentration des contaminants absorbé par le milieu poreux;

$\lambda$  : la constante de premier ordre (réactions);

$\rho_b$  : la densité du milieu poreux.

L'équation (4) peut s'écrire alors :

$$\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial C}{\partial t} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} \quad (5)$$

En combinant les équations (4) et (5), l'équation (3) peut être réécrite comme suit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial \chi_i} \left[ D_{ij} \frac{\partial C}{\partial \chi_j} \right] - \frac{\partial}{\partial \chi_i} (v_i C) + \frac{q_s}{\theta} C_s - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial C}{\partial t} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} - \lambda \left( C + \frac{\rho_b}{\theta} \bar{C} \right) \quad (6)$$

En combinant les différents termes, l'équation du transport de masse serait :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial \chi_i} \left[ D_{ij} \frac{\partial C}{\partial \chi_j} \right] - \frac{\partial}{\partial \chi_j} (v_j C) + \frac{q_s}{\theta} C_s - \lambda \left( C + \frac{\rho_b}{\theta} \bar{C} \right) \quad (7)$$

où R représente le facteur de retard qui peut être défini par la relation suivante :

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial \bar{C}}{\partial C} \quad (8)$$

#### **4.2.2. Schématisation des mécanismes d'écoulement et de transport :**

Plusieurs pompages d'essai ont été réalisés pour identifier les caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère. La transmissivité varie de  $10^{-6}$  et  $10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les perméabilités oscillent autour  $10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ , les valeurs les plus élevées sont localisées au voisinage des oueds Meboudja et Seybouse ce qui, par conséquent, peut favoriser les interactions oued-nappe. Les eaux de surface de l'oued Meboudja, véhiculant une quantité importante de polluants, peuvent s'infiltrer et souiller les eaux souterraines. L'examen des données physico-chimiques montre que le processus le plus important qui régit le transport de masse dans les eaux souterraines est l'advection. La dispersion longitudinale est relativement significative par contre la dispersion transversale pourrait être négligée. La concentration en chrome a été choisie pour une étude détaillée du risque sur les ressources en eau à l'aide du modèle de transport parce que: (a) elle a montré une évolution régulière des concentrations entre 1,25-0,06  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  le long du parcours de l'oued Meboudja; et (b) les concentrations en chrome dans les eaux souterraines sont uniformes et oscillent en général autour de 0.02  $\text{mg l}^{-1}$ . Les données introduites dans le modèle peuvent être résumées comme suit :

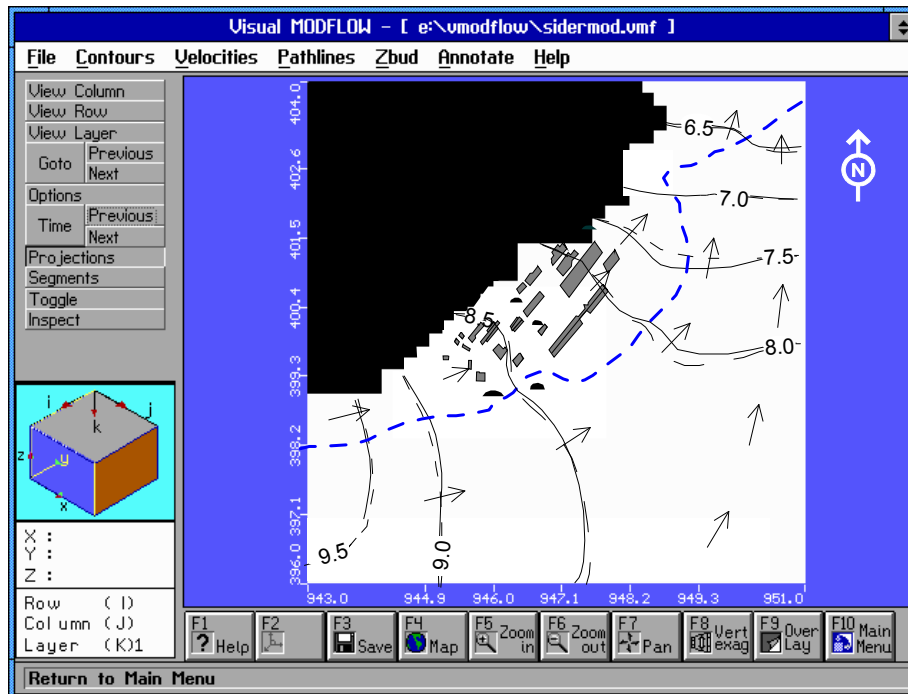
- les rejets dans l'oued Meboudja sont pris en considération en tenant compte des concentrations mesurées en différents points de mesure dans l'oued, de l'usine jusqu'à sa confluence avec l'oued Seybouse;
- les limites du modèle correspondent approximativement aux limites du sous bassin versant de l'oued Meboudja;
- la recharge pluviale se produit verticalement à partir de la surface du sol;
- les pompages en continu effectués dans les ouvrages captant la nappe superficielle ont provoqué un appel d'eau de l'oued Meboudja en particulier dans les secteurs de Sidi-Amar ;
- dans certains secteurs la concentration en chrome des eaux souterraines est presque identique à celle des eaux de surface, en particulier le cas du secteur de Pont Bouchet;
- les rejets dans l'oued Meboudja ont été considérés comme une source de pollution diffuse tout au long de son parcours jusqu'à la confluence avec la Seybouse.

#### **4.2.3. Modèle des écoulements souterrains:**

Pour résoudre les équations de transport de masse, le modèle utilise les approximations de l'équation d'advection-dispersion (7). Il s'agit ensuite d'affecter des conditions aux limites en assignant des concentrations sur toutes les mailles de bordure du domaine discrétisé.

L'infiltration à partir de l'oued Meboudja a été simulée en assignant une recharge additionnelle au modèle. Une concentration constante a été affectée en différentes sections de l'oued Meboudja en tenant compte de la distribution géographique des concentrations obtenues dans les eaux souterraines lors des campagnes de prélèvements. Les relevés piézométriques de février 1999 ont été utilisés pour résoudre l'équation d'écoulement en régime permanent. Le champ des vitesses obtenu est utilisé pour la simulation du transport masse pour chacun des essais réalisés.

Le domaine discrétisé comporte 40 lignes et 40 colonnes de 200 m de côté sur une seule couche (nappe superficielle) couvrant un domaine de 8000 x 8000 m. La couche étudiée est contenue dans les alluvions de 10 à 15 m d'épaisseur le long de l'oued Meboudja. La recharge de la nappe est estimée à 100 mm par an. L'infiltration continue des rejets de l'oued Meboudja a été assignée en tant que recharge additionnelle dans le modèle. La première étape du modèle est la simulation des écoulements souterrains. La répartition des lignes de courant et par conséquent le champ des vitesses n'est pas affecté par la migration du polluant car la densité et la viscosité des eaux souterraines polluées est presque identique à celles des eaux non contaminées dans le secteur. L'équation d'écoulement est donc résolue indépendamment de l'équation de transport de masse. De plus, les relevés piézométriques dans le secteur indiquent que les gradients hydrauliques ne changent pas de manière significative avec le temps. On peut donc considérer que l'écoulement souterrain est en état d'équilibre et les lignes de courant ont été calculées par Visual MODFLOW (Guiger et Frantz, 1996) utilisant le Pack Slice Successive Over Relaxation (SSOR) (McDonald and Harbaugh, 1988). Le calage du modèle d'écoulement a été effectué par un simple procédé manuel d'essai-erreur jusqu'à l'obtention d'une superposition correcte des données mesurées et calculées (fig. 6). Les critères employés pour juger de la fiabilité des résultats sont l'erreur moyenne, l'erreur moyenne absolue et la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne calculée sur 10 puits d'observation. Les valeurs obtenues sont respectivement de -0,14; 3,2 et 3,6 m.



Flèches : lignes de courant ; lignes en tirées : courbes simulées ;  
Lignes continues : courbes mesurées. Equidistance : 0.5 m.

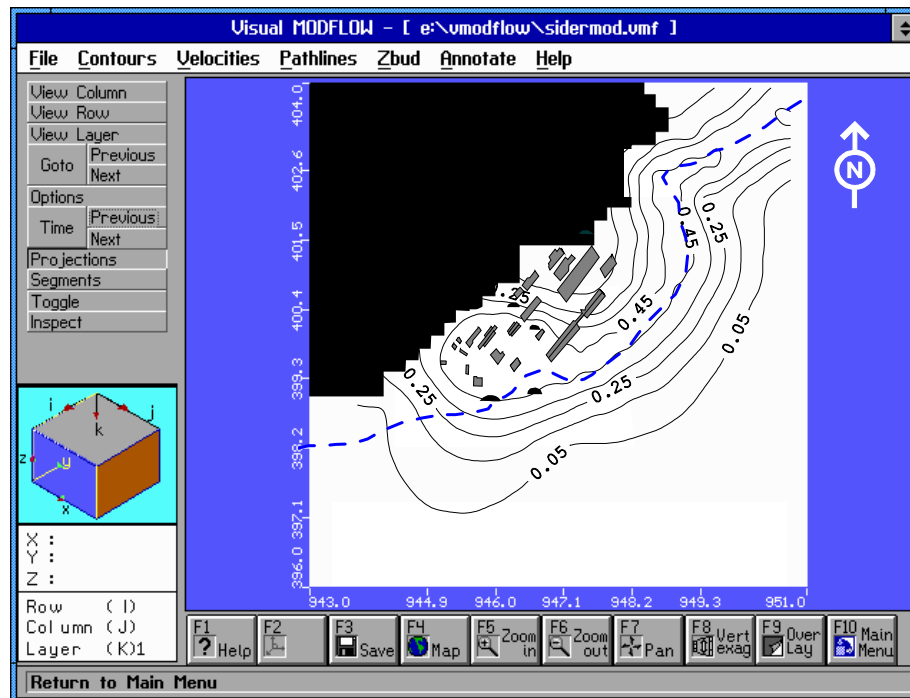
**Figure 6. Cartes piézométriques de la nappe superficielle du mois de février 2005.**

#### 4.2.4. Modèle de transport de masse:

Le modèle MT3D (Zheng, 1990) a été utilisé pour la simulation de transport de masse dans la nappe (convection, dispersion et réactions chimiques). Ce modèle est en prise directe avec le logiciel MODFLOW de l'United States Geological Survey (USGS) qui prend en charge la modélisation des écoulements souterrains en différences finies. Les valeurs de dispersivité dans les directions x, y et z sont prises égales respectivement à 10, 1 et 0,1 m (Kimbrough et al. 1999; Domenico et Schwartz, 1990; Tevissen, 1993). La tendance pour que  $\alpha_L$  soit environ 10 fois plus grande que  $\alpha_T$  et 100 fois  $\alpha_Z$  est en conformité avec les concentrations observées dans le secteur. La concentration initiale en chrome assignée dans le reste du secteur est d'environ  $0.02 \text{ mg.l}^{-1}$ . La diminution progressive des concentrations en chrome en s'éloignant de l'oued Meboudja traduit une recharge relativement constante du polluant à partir de l'oued. Ainsi, une concentration constante en chrome a été assignée aux différents noeuds de l'oued Meboudja, avec une valeur de  $1.25 \text{ mg.l}^{-1}$  à la source (au niveau des rejets de l'usine Mittal steel) près du Sidi Amar et  $0.06 \text{ mg.l}^{-1}$  au niveau de sa confluence avec l'oued Seybouse. Les courbes d'égales concentrations établies pour l'année 2005 (fig. 5) indiquent que les particules suivent le sens

d'écoulement traduisant la prédominance du processus d'advection dans la migration du polluant.

La migration des polluants liés aux rejets dans l'oued Meboudja a pu être identifiée pour la période allant de 1999 à 2005. La propagation du chrome, pendant les 6 dernières années, s'étend sur une largeur de près de 600 m de part et d'autre de l'oued Meboudja (fig. 7). Les écarts entre les concentrations calculées et mesurées sont vraisemblablement dues aux hypothèses relatives: (1) aux pompages considérés comme uniforme sur l'ensemble des puits, et (2) à la concentration affectée à l'ensemble des nœuds de l'oued Meboudja considérée comme étant une source diffuse, ce qui est difficile à identifier compte tenu de la complexité des interactions entre l'oued et la nappe.



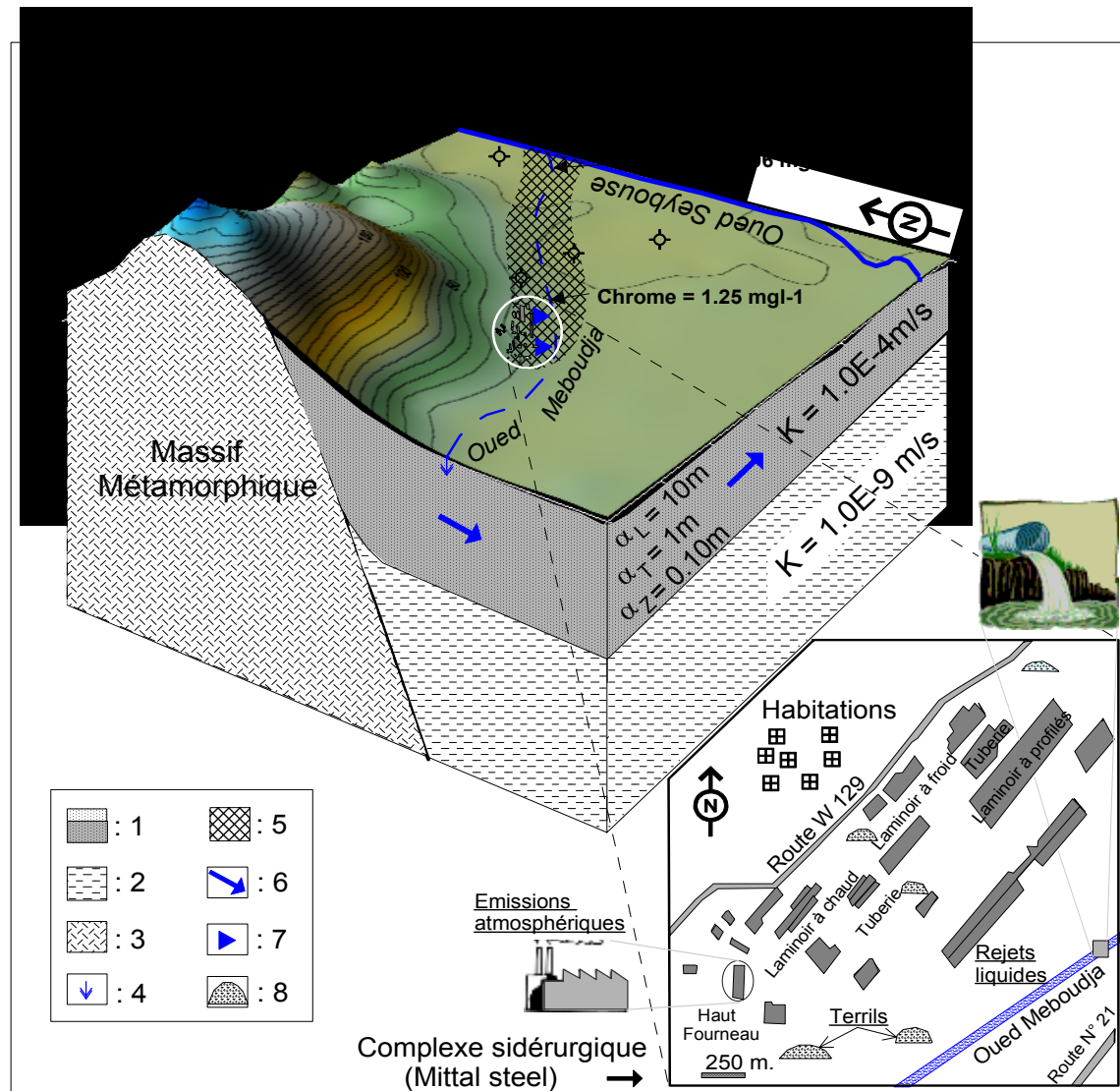
— 0.05 — : Courbes d'égale concentration

**Figure 7. Concentrations en chrome ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans la nappe superficielle du sous bassin de la Meboudja calculées par le modèle pour le mois de février 2005**

#### 4.3. Développement du modèle conceptuel et du diagramme d'exposition

Les données acquises sur la contamination des sols et des eaux superficielles et souterraines ont été utilisées pour élaborer le schéma conceptuel et pour identifier les différents scénarios d'exposition selon la terminologie utilisée pour l'évaluation des risques (US-EPA, 1989 ; ASTM-RBCA, 1998 ; CARACAS, 1998). La combinaison des résultats de l'étude

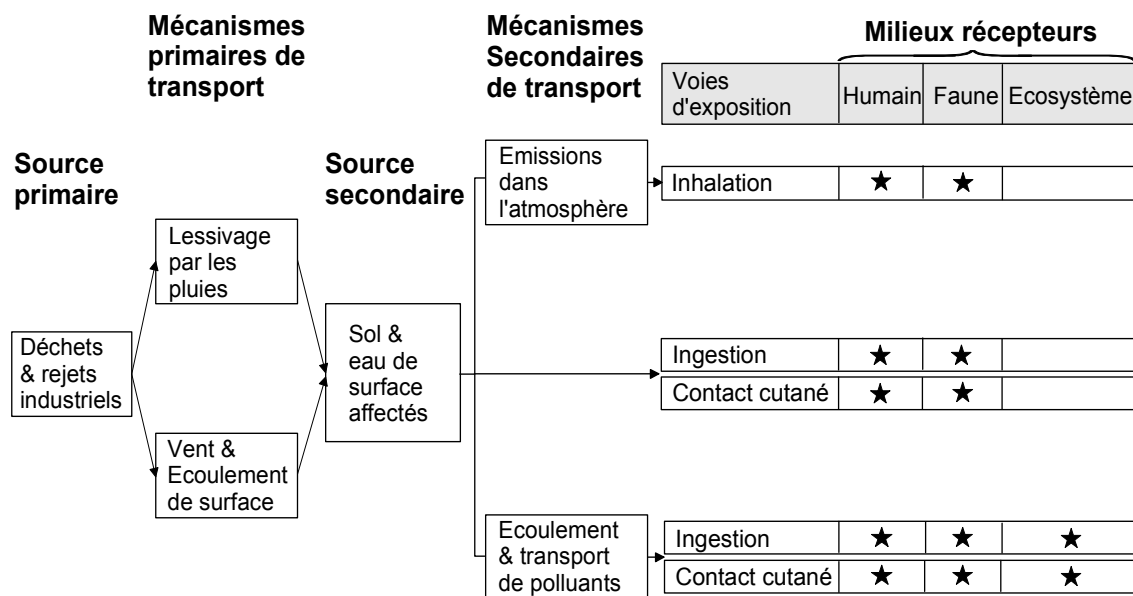
hydrogéologique et ceux de l'analyse des données physico-chimiques du sol et des eaux souterraines a permis d'obtenir le modèle hydrogéologique conceptuel de la figure 8. Cette figure récapitule l'ensemble des informations relatives à l'hydrogéologie du secteur étudié et à l'extension de la contamination des eaux. L'examen de figure 8 permet de faire les constatations suivantes : (a) la contamination par les métaux lourds du sol à proximité du complexe industriel induite par le stockage des déchets directement sur le sol; et (b) la percolation des contaminants véhiculés par les déchets lessivés par les précipitations et par les eaux de surface (source primaire d'exposition) pour atteindre le sol environnant (source secondaire d'exposition) et la nappe superficielle. Les résultats expérimentaux de ce travail mettent en évidence des interactions assez marquées entre l'oued Meboudja et la nappe.



1 : alluvions (haut : zone non saturée, bas : zone saturée), 2 : argiles, 3 : formations métamorphiques, 4 : infiltration, 5 : nappe polluée, 6 : écoulement souterrain, 7 : rejets industriels, 8 : déchets industriels (terrils).

**Figure 8. Schéma conceptuel du site pollué du sous bassin de la Meboudja montrant l'évolution du Cr dans les eaux de surface depuis la source jusqu'à la confluence avec la Seybouse.**

Finalement, les résultats obtenus ont été utilisés pour élaborer le diagramme d'exposition (ASTM-RBCA, 1998) donné sur figure 9, qui montre que les milieux récepteurs (humain, faune, écosystème de l'oued) sont touchés par les mécanismes primaires et secondaires de transport de polluants. Les voies de transfert sont l'inhalation des substances volatiles et du contact direct avec le sol (ingestion et contact cutané) qui pourrait menacer les populations et la faune environnantes ou même lointaines. Par ailleurs, les eaux souterraines présentent également un risque potentiel particulièrement pour l'écosystème des oueds Meboudja, Seybouse, la mer Méditerranée et pour les captages d'eau pour l'irrigation et pour l'alimentation du bétail.



**Figure 9. Diagramme des expositions du site pollué du sou bassin de la Meboudja.**

## **5. Conclusion**

La présente étude se rapporte à un cas de pollution du sol, de l'air et des eaux superficielles et souterraines engendrée par le stockage des déchets industriels directement sur le sol et par les rejets non contrôlés d'effluents industriels dans le milieu récepteur.

L'évaluation détaillée des risques sur la santé des travailleurs du complexe sidérurgique «Mittal steel» montre que ce sont surtout l'inhalation et le contact dermique qui présentent les risques les plus élevés pour les travailleurs à l'extérieur des bâtiments. Le risque cancérigène par inhalation du chrome est donc supérieur à la probabilité qu'il y ait une personne sur 100 000 habitants qui soit atteinte par le cancer.

La pollution des eaux souterraines s'étale latéralement sur une bande de 500-600 m de part et d'autre de l'oued Meboudja. Cette dernière reçoit en effet les effluents industriels dans le secteur de Sidi-Amar où elle est en relation hydraulique avec les alluvions perméables. La propagation de la pollution est facilitée par les prélèvements effectués dans les puits pour les besoins en eau pour l'irrigation et pour les besoins des nombreuses unités industrielles implantées dans le secteur de Sidi Amar - El Hadjar. La modélisation des écoulements souterrains et de transport de masse a permis de mieux comprendre les interactions oued-nappe et d'évaluer la migration de contaminant. En effet la modélisation a montré que le polluant suit les lignes de courant (transport convectif) alors que la diffusion transversale est négligeable.

# **Troisième Partie**

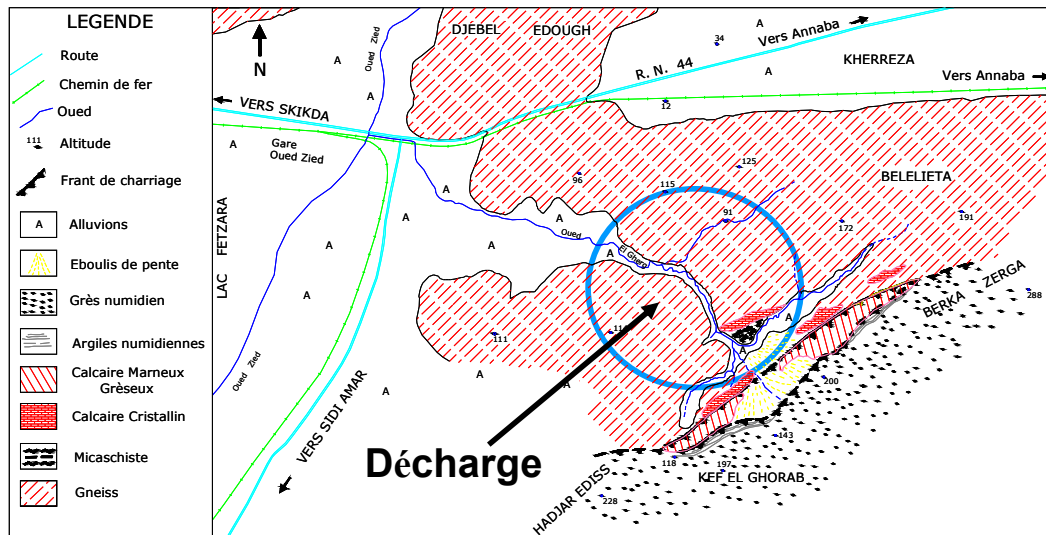
## **1. Introduction**

La décharge d'Annaba est l'une des nombreuses décharges non contrôlées de l'Algérie. Le site reçoit près de 200 tonnes/jour de déchets solides d'origines urbaine et industrielle stockés directement sur le sol. Connue sous le nom de Berka Zerga, elle est située à 15 km à l'ouest de la ville, dans un environnement très vulnérable (proximité du lac Fetzara, présence d'un réseau urbain assez dense, activité agricole intense etc...). La décharge occupe la vallée de l'oued El Ghereg qui débouche sur la plaine alluviale de l'oued Zied. Cette dernière est exploitée essentiellement pour l'élevage et les activités agricoles. Plusieurs habitations sont implantées à l'intérieur même de la décharge et en aval de cette dernière. Les eaux de la nappe affleurent en plusieurs endroits et sont exploitées par de nombreux puits domestiques, dont l'utilisation est surtout l'abreuvement du bétail et l'irrigation des champs. Les eaux de surface et le lixiviat qui s'écoulent sur la zone de la décharge se jettent dans l'oued Zied, qui débouche dans le lac Fetzara, un écosystème protégé, depuis 2006, par la convention de RAM SAR.

## **2. Aperçu hydroclimatique, géologique et hydrogéologique**

Le climat est de type méditerranéen caractérisé par deux étages bioclimatiques. L'étage bioclimatique humide et doux, au Nord, se démarque par des précipitations atteignant en moyenne 767 mm/an avec un maximum à Seraïdi, point culminant du massif de L'Edough (plus de 1000 m). Le Sud est caractérisé par un étage bioclimatique sub-humide et frais où la moyenne des précipitations est de 700 mm/an sur les monts de Ain-Berda.

L'étude géologique du bassin versant de la décharge met en évidence la superposition de plusieurs formations géologiques à savoir, de bas en haut, dans un ordre chronologique : les formations métamorphiques (gneiss, micaschistes et calcaires cristallins), et sédimentaires : calcaire marnogréseux, argiles numidiennes, grès numidien, éboulis de pentes et alluvions (fig. 10).



**Fig.10 : Carte géologique schématique de la plaine de oued Zied.**

Les gneiss couvrent la plus grande partie du site de la décharge, ils apparaissent depuis l'entrée jusqu'à l'altitude 191m. L'altération superficielle et l'existence d'une multitude de failles au sein de ces formations leur confèrent une importance hydrogéologique certaine. L'écoulement des eaux souterraines coïncide avec la topographie (fig.11). Dans ces conditions, les échanges hydrauliques entre les eaux superficielles polluées et la nappe phréatique, contenu dans les alluvions quaternaires, sont susceptibles d'avoir des impacts négatifs sur la santé publique, sur les écosystèmes et sur l'économie elle-même. Les principaux facteurs responsables de la pollution des eaux souterraines ont été identifiés, il s'agit de : (1) la faible profondeur de la nappe, (2) la perméabilité de la zone non saturée, (3) une forte humidité et (4) l'absence d'un système de drainage des lixiviats.

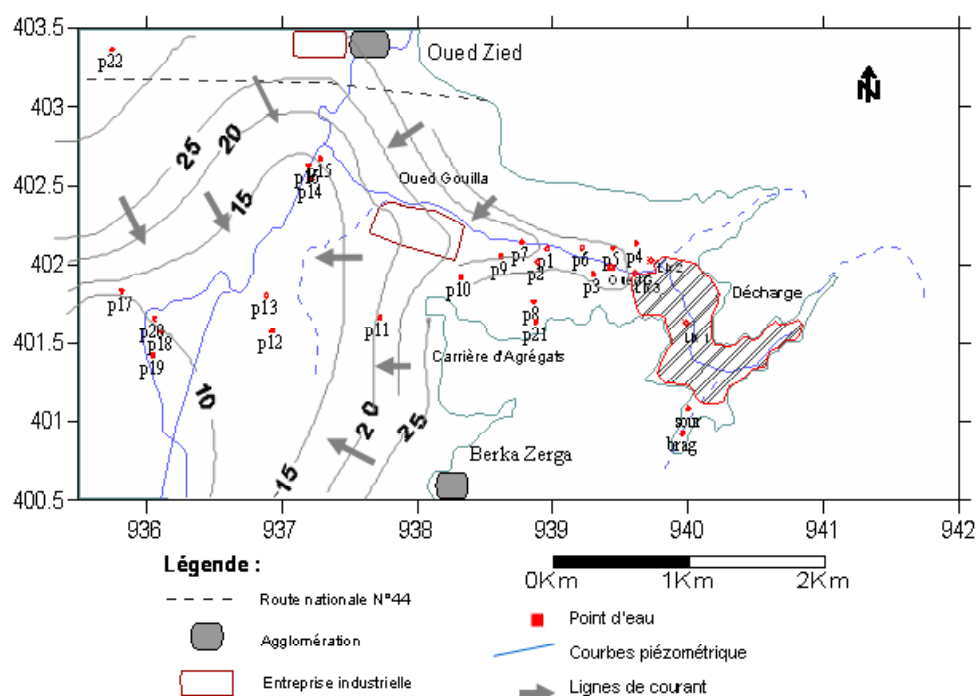
Ainsi, pour réduire les risques de pollution des eaux souterraines, il est nécessaire d'installer un système de collecteurs, de drainage et de traitement des lixiviats et de prévoir des surfaces étanches afin de limiter l'infiltration des eaux polluées.

### **3. Etude hydrogéochimique et identification de la pollution**

Pour évaluer la pollution des eaux souterraines due aux rejets de la décharge, un suivi bimensuel durant une année a été réalisé pour les paramètres physiques (piézométrie, T°, pH, et CE) et les métaux lourds. Les analyses géochimiques effectuées se rapportent aux points d'eau situés dans la plaine (environ 30 puits) et aux lixiviats provenant de la décharge. Les résultats montrent une importante charge polluante véhiculée par les lixiviats de la décharge (Fer =

1243,89 mg/l, CE = 33220  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Pour l'étude des caractéristiques organiques (DBO5), deux prélèvements ont été effectués : Octobre 2005 et Juin 2006.

Le traitement des résultats des analyses chimiques par différentes méthodes (diagrammes, cartographie...) a montré une dégradation qualitative importante des eaux souterraines, particulièrement dans les secteurs situés en aval de la décharge. Dans ces zones polluées, nous avons observé les valeurs suivantes : CE supérieure à 5 mS/cm ; 7.51 ; 3.26 ; 0.63 ; 25.23 et 9.43 mg/l respectivement pour le Zinc, Chrome, Plomb, Cuivre et le Fer. Ces concentrations dépassent largement les valeurs standard pour l'eau potable.



**Fig. 11 : Carte piézométrique et d'inventaire des points d'échantillonnage (juin 2006).**

### 3.1. Matériels et méthodes

Les paramètres physiques; la température, le pH, et la conductivité électrique sont mesurés in situ, à l'aide d'un appareil multi paramètres de marque WTW 197i, pour la piézométrie on mesure la cote par une sonde piézométrique.

Les métaux lourds sont dosés au laboratoire de la faculté des sciences de la terre de l'université de Badji Mokhtar Annaba, par spectrophotomètre à absorption atomique à flamme.

Les prélèvements d'eau ont été effectués dans les puits captant la nappe, dans l'oued El Ghereg, l'oued Zied et dans trois points caractérisant les eaux des lixiviats de la décharge elle-même.

### **3.2. Interprétation des résultats :**

#### **3.2.1. Les caractéristiques physiques :**

##### **3.2.1.1. La température :**

La température varie entre 15,1°C et 23,2°C, le maximum est observé au point P9 durant le mois d'Octobre, le minimum au point P16 durant le mois de Février. La température de l'eau des puits et des lixiviats augmente en général en passant de Février vers Octobre.

##### **3.2.1.2. Le pH :**

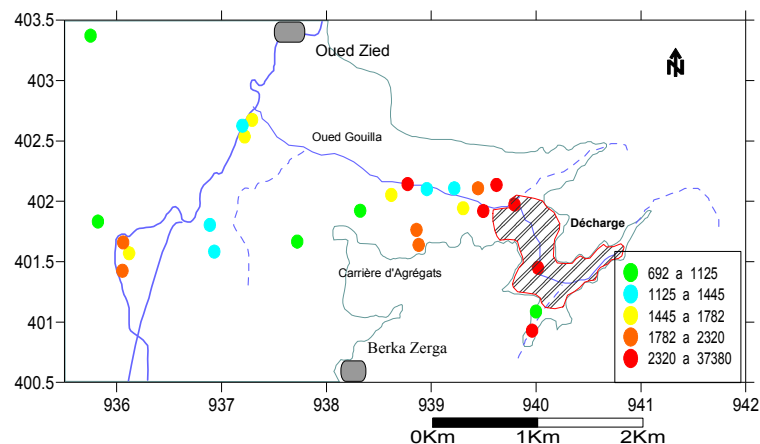
Les valeurs du pH varient entre 6,21 et 8,33 pour les eaux de la nappe, le pH le plus acide est mesuré au point P1 pendant le mois d'octobre alors que le pH le plus basique est mesuré au point P16 pendant le même mois. Pour le pH des lixiviats, il est trop basique ; le maximum est observé au point Lix.2 durant le mois de Juin, le minimum au point Lix.3 en Février.

##### **3.2.1.3. La conductivité électrique (CE) :**

La valeur maximale de la conductivité est enregistrée au point P19 au centre de la plaine avec 4250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (effet de la stagnation des eaux), le minimum est enregistré au point dénommé source, à l'amont de la décharge (692  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Au niveau des points qui se trouvent dans la zone limitrophe de la décharge (P7, P2, P1, P6, P3, et P5) la CE est élevée, mais elle va diminuer progressivement en s'éloignant de la décharge.

La conductivité des lixiviats est très forte ce qui est très important pour la qualité des eaux de la nappe, car ces lixiviats sont déversées directement dans les eaux de l'oued Gouilla.

Les valeurs les plus faibles sont observées au point Lix3 avec 21600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et la plus forte valeur est enregistré au point Lix2 avec 37370  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (fig.12).



**Fig. 12 : Carte des conductivités ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Campagne de juin 2006**

### 3.2.2. Les métaux lourds :

La toxicité des métaux lourds est fonction de leur concentration : Ils peuvent être indispensables pour la vie à de très faibles doses (micronutriments pour la transformation enzymatique) et devenir inhibiteurs ou des toxiques pour le système biologique au-delà de certain seuil de concentration (Blanchard G., 1982 et Miquel G., 2001).

Les concentrations obtenues dans les puits limitrophes de la décharge sont très élevées et dépassent largement les normes de rejets (tab.3). Les lixiviats de décharge sont comparable à des rejets industriels complexes contenant à la fois des substances contaminantes organiques et inorganiques (Parveau M., 1999 et Keenan J. D. et al, 1982).

**Tableau 3 : Comparaison des normes de l'OMS et des teneur en métaux lourds de la zone d'étude**

| Eléments | Normes recommandés (mg/l) par l'OMS |        | Concentration (mg/l) Zone d'étude |                  |
|----------|-------------------------------------|--------|-----------------------------------|------------------|
|          | Eau de consommation                 | Rejets | Eau s/t                           | Lixiviats        |
| Cr       | 0.05                                | 2      | 0.03 - 3.26                       | 2.39 - 9.13      |
| Cu       | 1.0                                 | 0,6    | 4.05 - 26.74                      | 256.75 - 512.74  |
| Pb       | 0.01                                | 4      | 0.03 - 0.83                       | 0.98 - 2.46      |
| Fe       | 0.3                                 | 10     | 0.08 - 10.13                      | 978.79 - 1243.89 |
| Zn       | 3.0                                 | 7      | 2.19 - 7.51                       | 6.4 - 56.01      |

### 3.2.2.1. Le Plomb :

Les valeurs relevées témoignent d'une contamination irrégulière et parfois importante des eaux de la nappe. En effet, la valeur minimale de 0,03 mg/l est enregistrée au niveau du point P15, la valeur maximale de 0,83 mg/l est enregistrée au niveau du point P16.

Pour les lixiviats la teneur minimale de 0,98 mg/l est enregistrée au niveau du point Lix.3, le maximum 2,46 mg/l est enregistré au niveau du point Lix.2 (Fig.13). On constate que même les teneurs en plomb des lixiviats dépassent largement les normes des rejets des effluents. La présence de plomb dans les eaux naturelles à des teneurs élevées est due essentiellement à des activités anthropiques, son utilisation courante dans les différents domaines industriels augmente le risque de pollution (Miquel G., 2001)

L'analyse détaillée des teneurs en Pb montre que les faibles valeurs ont été enregistrées au niveau des points situés dans le centre de la plaine, loin de toute source de pollution, tandis que les concentrations les plus élevées ont été relevées au niveau des points situées à proximité de l'Oued Zied ou à côté de la décharge (P16, P1, P3, P5, P6, P7 et P9).

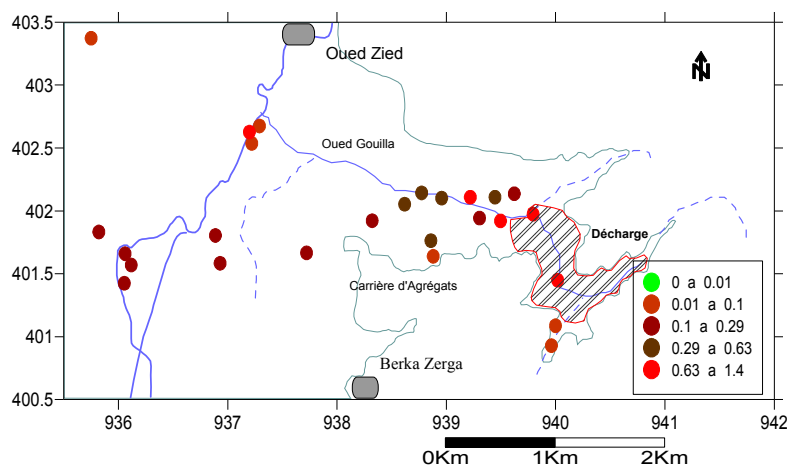


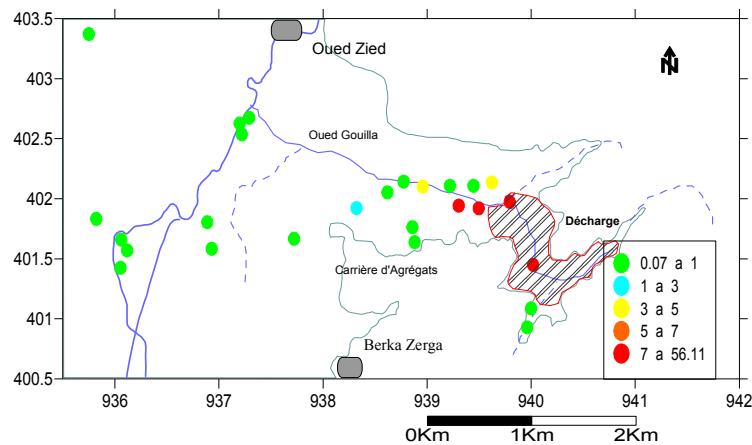
Fig. 13 : Carte des teneurs en Pb (mg/l), Campagne de juin 2006

### 3.2.2.2. Le Zinc :

Les teneurs en zinc indiquent des concentrations importantes particulièrement au niveau des points P3, P4, P7, P5 et P9, avec respectivement des valeurs de 7,51 mg/l ; 2,59 mg/l ; 2,77 mg/l ; 4,64 mg/l ; et 2,19 mg/l. Ces points se trouvent à proximité de la décharge, ce qui explique ces fortes teneurs. Pour les autres points, les valeurs oscillent entre 0,01 mg/l et 2,01 mg/l. Malgré cette présence notable du zinc dans ces eaux, les teneurs enregistrées restent inférieures à la concentration maximale admissible (CMA) recommandée par l'OMS (3 000 µg/l). Seuls les

teneurs des points P3 et P5 qui se trouvent à proximité de la décharge marquent une légère augmentation par rapport aux normes.

Pour les lixiviats on a enregistré des fortes teneurs, la plus faible valeur a été observée au point Lix.3 (6,4 mg/l). La valeur maximale est enregistrée au point Lix.1 avec 56,01 mg/l (Fig.14)



**Fig. 14 : Carte des teneurs en Zn (mg/l), Campagne de juin 2006**

### 3.2.2.3. Le Cuivre :

Les valeurs relevées témoignent d'une contamination importante des eaux de la nappe. En effet, la valeur minimale de 4,05 mg/l est enregistrée au niveau de la source, elle est trois fois supérieure à la concentration maximale admissible (CMA) recommandée par l'OMS (1300 µg/L). La valeur maximale (26,74 mg/l) est enregistrée au niveau du point P5.

Pour les lixiviats, la valeur minimale de 256,76 mg/l est enregistrée au niveau du point Lix.1 et une valeur maximale de 517,74 mg/l est enregistrée au niveau du point Lix.2.

Géographiquement, la répartition des teneurs en Cuivre montre que les concentrations les plus élevées ont été relevées au niveau des points situés à proximité de l'oued Zied et de la décharge alors que les faibles valeurs, qui restent largement supérieures à la norme, ont été enregistrées au niveau des points situés au centre de la plaine, loin de toute source de pollution. L'origine de ces teneurs serait de nature géologique (fig.15).

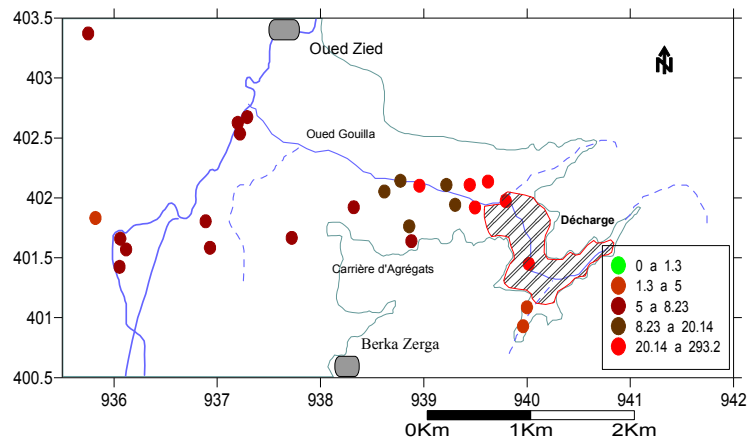


Fig. 15 : Carte des teneurs en Cu (mg/l), Campagne de juin 2006

#### 3.2.2.4. Le Chrome :

*Les valeurs relevées témoignent d'une contamination importante des eaux de la nappe. La valeur minimale de 0,03 mg/l est enregistrée au niveau de la source, la valeur maximale de 3,26 mg/l est enregistrée au niveau du point P17. Généralement, les teneurs au niveau des puits sont supérieures à la CMA préconisée par l'OMS pour l'eau potable.*

*Pour les lixiviats, la valeur minimale de 2,39 mg/l est enregistrée au niveau du point Lix.1 et la valeur maximale (9,13 mg/l) est enregistrée au niveau du point Lix.2. Ces teneurs dépassent largement les normes préconisées pour les effluents (fig.16).*

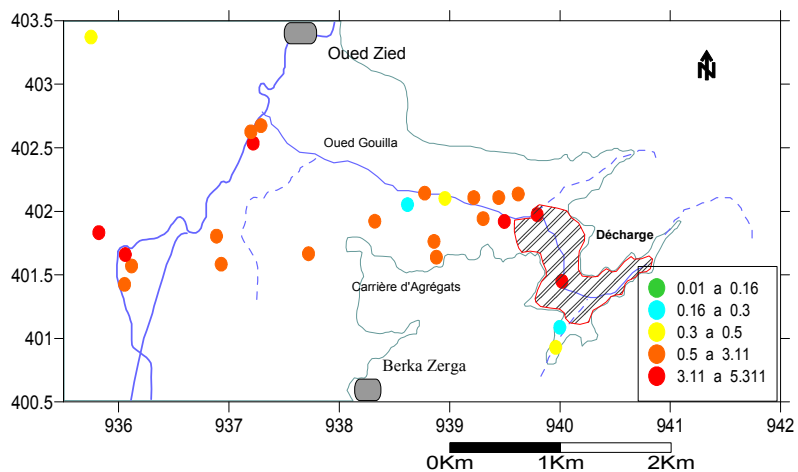


Fig. 16 : Carte des teneurs en Cr (mg/l), Campagne de juin 2006

### 3.2.2.5. Le Fer :

Des teneurs élevées en fer, de l'ordre de 10,13 mg/l et 9,56 mg/l sont respectivement observées au niveau des points P1 et P3, situés à proximité de la décharge. A l'exception de la source dont la teneur est de l'ordre de 0,08 mg/l, tous les points échantillonnés présentent des valeurs supérieures à la CMA préconisée par l'OMS, pour les eaux de boisson. Pour les lixiviats les teneurs sont également très élevées ; de 978,79 mg/l à 1243,89 mg/l, alors que la norme exigée pour les effluents est de 10 mg/l (Fig.17).

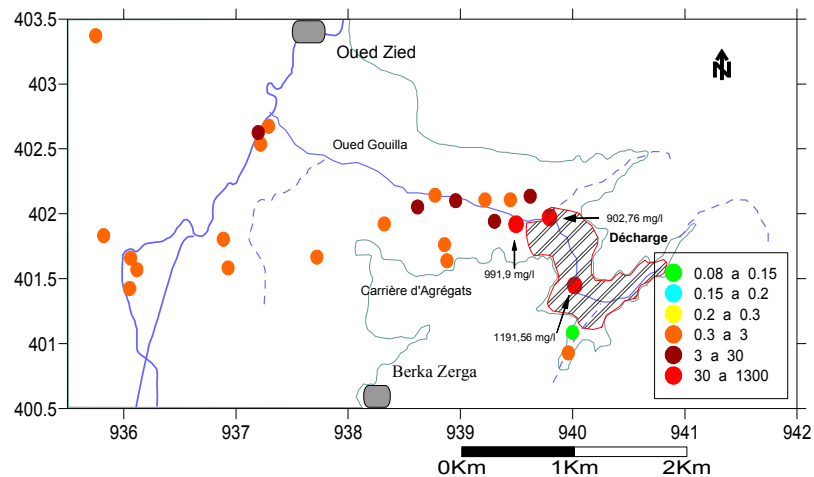
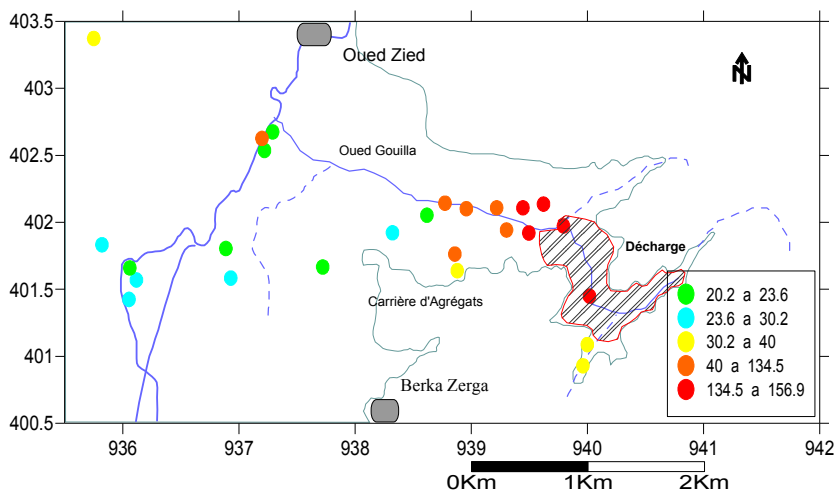


Fig. 17 : Carte des teneurs en Fe (mg/l), Campagne de juin 2006

### 3.2.3. La DBO5 :

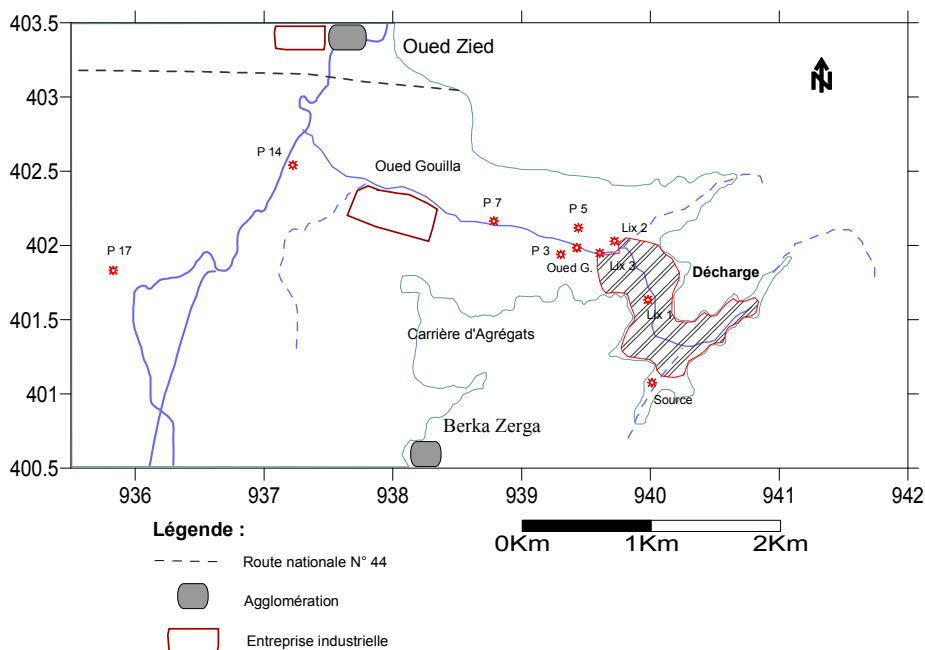
Les valeurs élevées de la DBO<sub>5</sub> sont localisées sur la bordure de la décharge et au niveau des lixiviats. On remarque que les valeurs diminuent selon le sens d'écoulement de l'oued Gouilla (de la décharge vers le lac Fetzara). La forte valeur à proximité de l'oued Zied (P 16) serait due aux rejets urbains et à l'usine agroalimentaire qui se trouve dans l'agglomération de l'oued Zied, (fig.18).



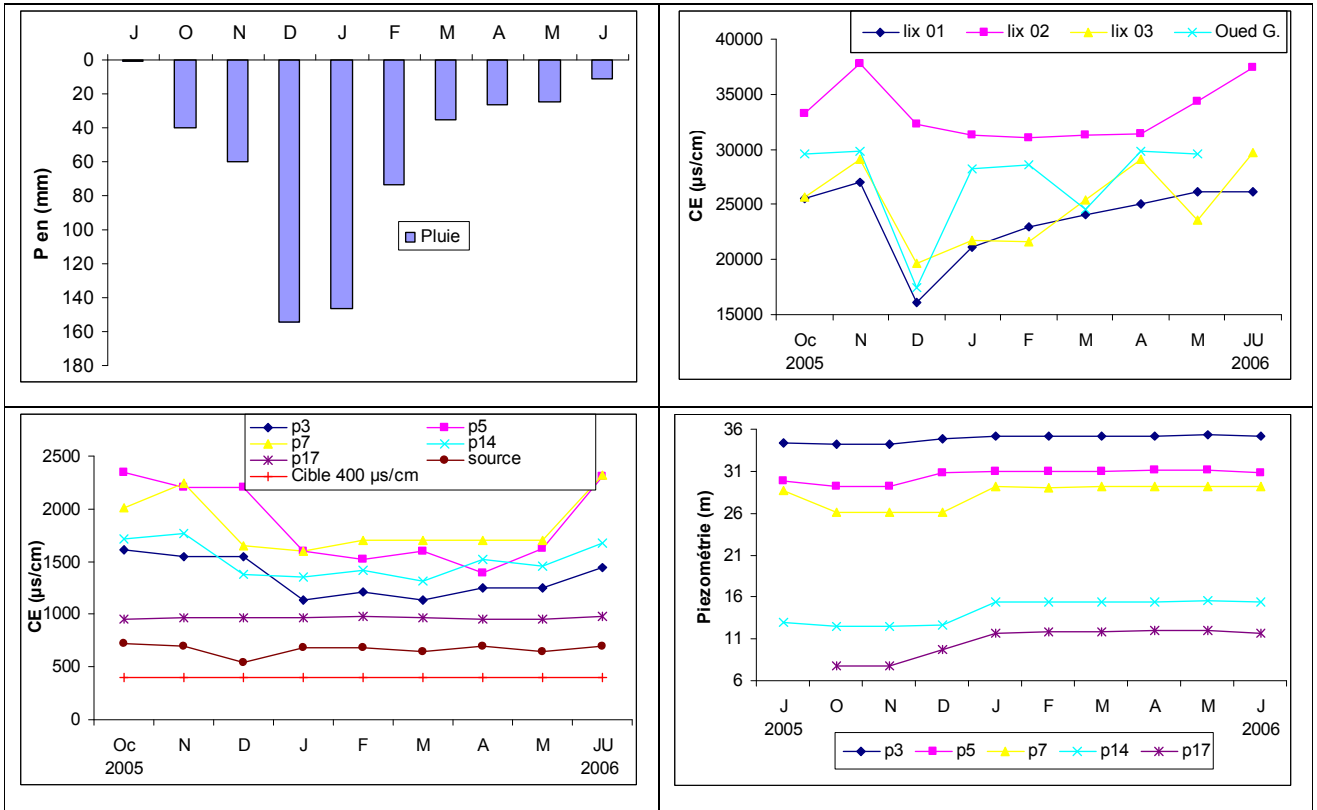
**Fig. 18 : Carte des valeurs de la DBO<sub>5</sub> (mg/l), Campagne de juin 2006**

### 3.3. Evolution temporelle de la pollution

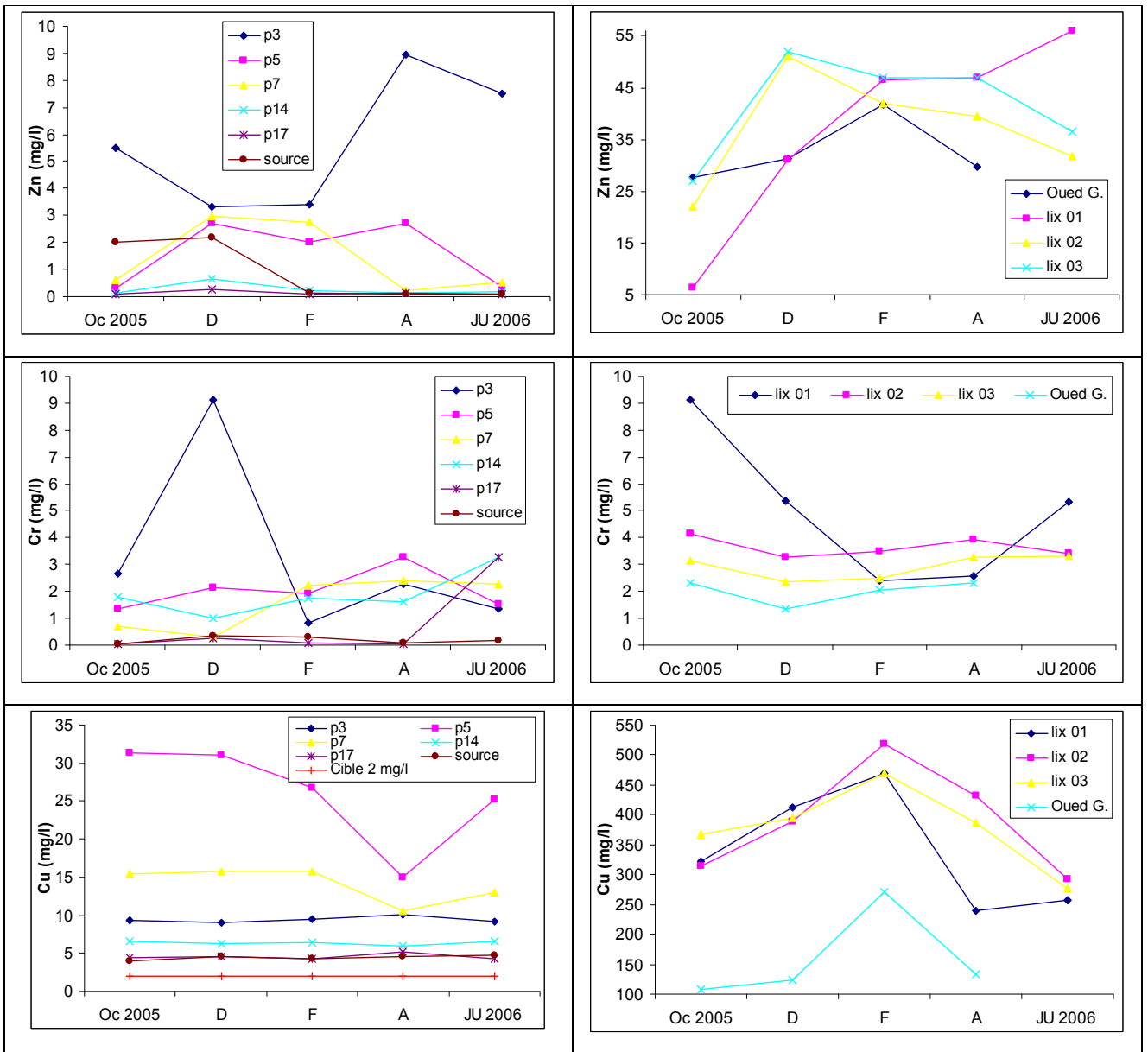
Pour caractériser l'évolution des teneurs dans le temps, nous avons choisi les points P3, P5, P7, P14, et P17 (dans la plaine), les points Lix.1, Lix.2, Lix.3 (dans la décharge) et un point de l'oued Gouilla (Fig.19). Les éléments concernés par le suivi qui a été effectué au mois d'octobre 2005, février 2006 et juin 2006 sont la CE, le Zn, Cu, Cr, Pb et Fe.



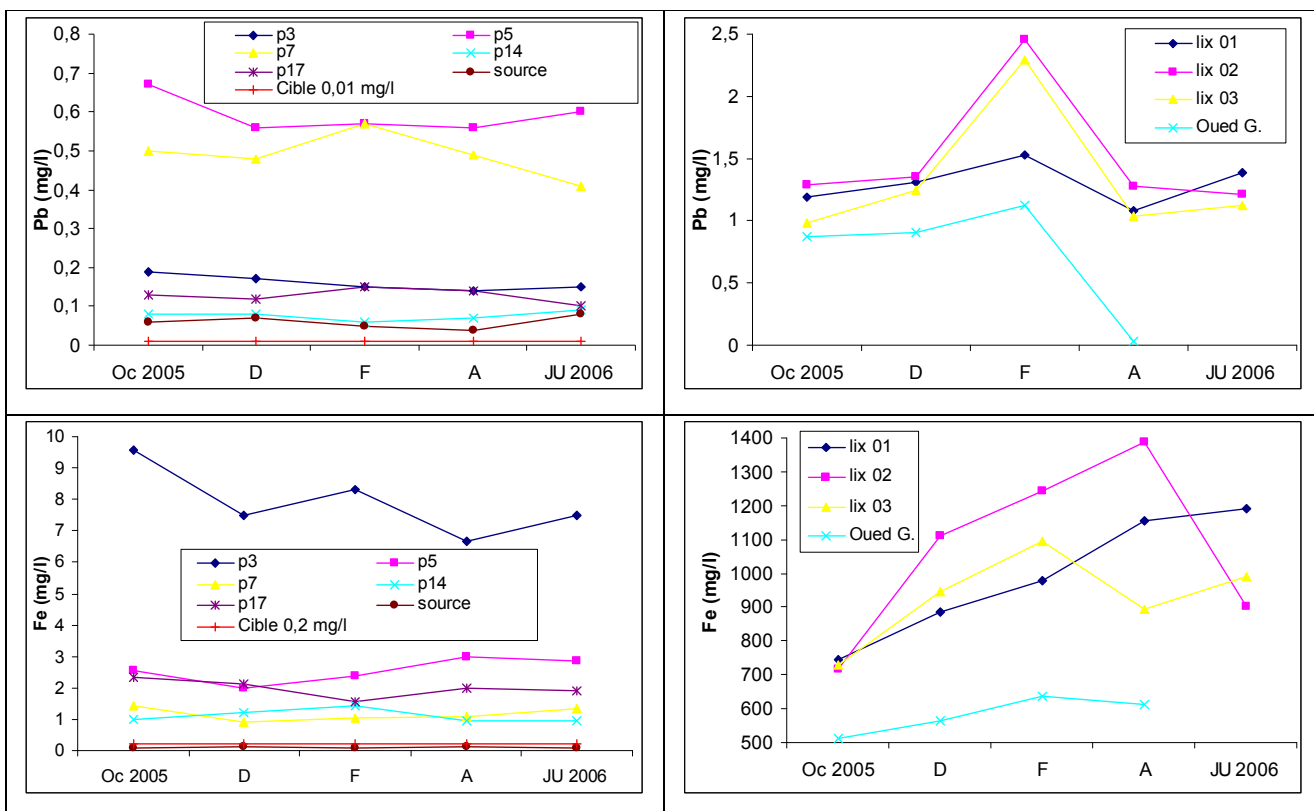
**Fig. 19 : Localisation des points choisis pour l'étude des variations temporelles**



**Fig. 20 : Variations temporelle des paramètres physiques dans la plaine et la décharge**



**Fig. 21 : Variations temporelle des teneurs en Zinc, Chrome et Cuivre dans la plaine et la décharge**



**Fig. 22 : Variations temporelles des teneurs en Plomb et en Fer dans la plaine et la décharge**

Les figures 19 à 22 montrent que d'une manière générale, les variations des concentrations dans les lixiviats et dans les eaux de la nappe sont soumises aux fluctuations saisonnières des précipitations.

La conductivité électrique diminue dans les lixiviats et dans les eaux souterraines pendant la période des hautes eaux sous l'effet de la dilution. La faible variation de la CE Au niveau de la source et du puits P17, s'explique par les conditions de leur alimentation : la première émerge dans les formations calcaires à la faveur d'une faille, le second, étant situé à mi distance entre l'oued Zied et le lac Fetzara, subit l'influence permanent de ces derniers.

A la différence de la CE La concentration des métaux lourds montre une augmentation régulière pendant la période de hautes eaux dans les lixiviats et dans les eaux souterraines. Cependant quelques exceptions sont observées au niveau des points Lix01 pour le chrome et P3 pour le chrome et le zinc qui diminuent pendant cette période. Cette irrégularité serait le résultat de leur situation vis-à-vis de l'oued Gouilla : les deux points sont situés juste sur la rive de ce dernier, et seraient contaminé par son eau lors des débordements (dilution). On note également

que la teneur en métaux lourds est relativement faible dans les puits captant la nappe, situés plus ou moins loin de la décharge mais elle reste toujours supérieure aux normes de l’OMS.

A l’inverse, durant les basses eaux, la concentration en métaux lourds diminue dans les eaux de la nappe et dans les lixiviats de la décharge. Ce phénomène peut être expliqué par l’absence de précipitations qui généralement favorisent le lessivage lors du ruissellement et de l’infiltration des eaux superficielles d’où l’importance de ces dernières dans le transfert des polluants de la décharge vers la nappe.

#### **4. Application d’une évaluation détaillée des risques. Exemple : cas de la décharge de Berka Zerga**

Deux Scenarii sont envisagés :

- **Scénario « agricole »**
  - **Lors d’activité agricole** : inhalation de poussières, ingestion de sol & contact cutané avec les boues
  - **Suite à l’ingestion des végétaux cultivés sur les boues**
- **Scénario « élevage »**

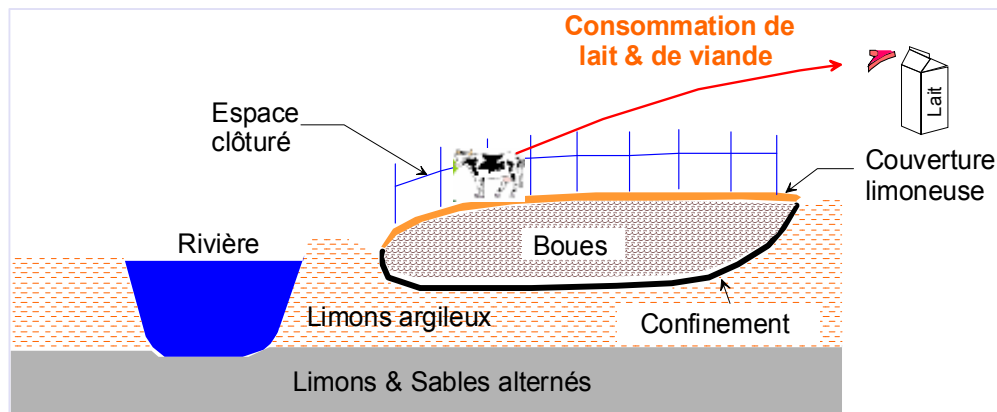
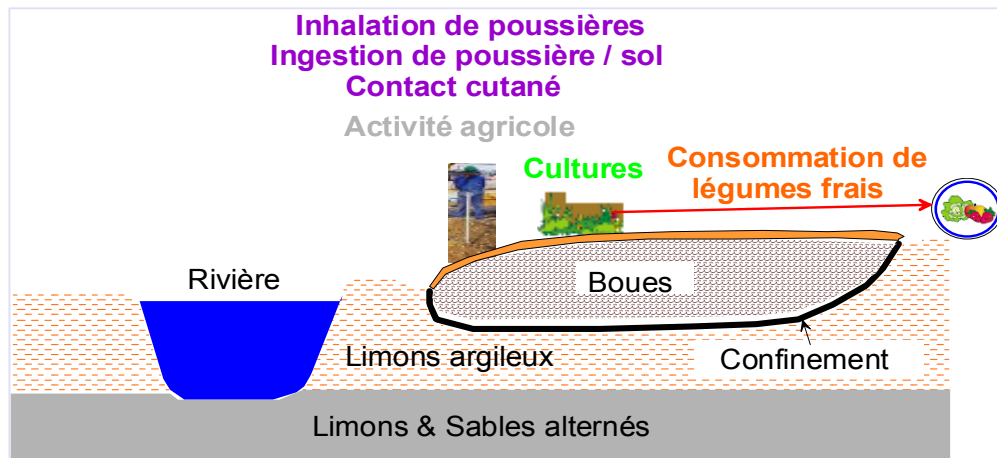
Ingestion de viande bovine & ingestion de lait de vache. Les animaux sont eux mêmes exposés par ingestion de sol & de végétaux contaminés par les boues

#### **4.1. Etablissement du schéma conceptuel du site**

##### **4.1.1. Modèle conceptuel du site**

L’élaboration du modèle conceptuel du site vise à définir les relations Source-Milieu-Cible :

- **Le milieu** : Le seul milieu source considéré est celui qui constitue les boues de dragage et les terres assimilées à des boues.



**Fig.24 : Schéma Conceptuel – Élevage**



**Fig.25 : Photo représentatif du Schéma Conceptuel – scénario agricole (site de la décharge de Berka Zerga).**

## Les milieux de transfert des polluants :

### (1) Culture :

- Le contact cutané avec les boues polluées par les métaux
- l'inhalation des poussières remises en suspension à partir des boues polluées
- l'ingestion des boues polluées
- l'accumulation des métaux dans les fruits & légumes cultivés sur les boues. Ces boues sont ensuite consommées par les habitants.

### (2) Élevage :

- L'accumulation de métaux dans les tissus musculaires de vache suite à l'ingestion de végétation & de boues contaminées. Cette viande bovine est ensuite consommée par les habitants
- L'accumulation de métaux dans le lait de vache suite à l'ingestion de végétation & de boues contaminées. Le lait de vache est ensuite consommé par les habitants.

#### 4.1.2. Polluants susceptibles de causer un risque significatif :

Ce sont les métaux dont les concentrations sont > VDSS : Cadmium, Cuivre, Plomb et Zinc

**Tableau 4. Concentration moyenne des traceurs sélectionnés (mg/kg).**

| composés | Concentration moyenne (mg/kg) |
|----------|-------------------------------|
| Cadmium  | 28                            |
| Cuivre   | 215,8                         |
| Plomb    | 518,2                         |
| Zinc     | 2255,9                        |

2 types de cibles ayant accès au site dans le cadre d'un usage agricole ou d'un élevage ont été considérés dans le cadre de cette étude :

#### 4.1.3. Identification des Cibles Potentielles :

- ✓ Les personnes (adultes) travaillant sur les terres cultivées sur les site de manière régulière : 8h/150j/an pour 25 ans

- ✓ Les personnes (adultes & enfants) consommant des produits agricoles du site. La fréquence de consommation est de 350 j/an pour une durée de 25 ans
- ✓ Les personnes (adultes) travaillant sur les terres cultivées du site (Durée 8h/150j/an) pourraient aussi consommer des produits agricoles provenant du site. Ce scénario sera estimé en additionnant les 2 premiers.

#### 4.2. Évaluation de l'exposition :

Le tableau ci-dessous résume les voies d'exposition pour les usages (adulte & enfant) du site.

| Voies d'exposition            | Culture |        | Élevage |        |
|-------------------------------|---------|--------|---------|--------|
|                               | Adulte  | Enfant | Adulte  | Enfant |
| Contact cutané                | •       |        |         |        |
| Inhalation poussières         | •       |        |         |        |
| Ingestion de sol/boue         | •       |        |         |        |
| Consommation de légumes       | •       | •      |         |        |
| Consommation de viande bovine |         |        | •       | •      |
| Consommation de lait de vache |         |        | •       | •      |

**Tableau 5 : Évaluation de l'exposition : les voies d'exposition (ad. & enf.) du site**

L'estimation de l'exposition comporte 2 étapes :

- ◆ Estimation des concentrations d'exposition (concentration du composé dans le sol, végétaux, animaux)
- ◆ Estimation de la DJE

#### 4.3. Évaluation de la toxicité des substances :

Il s'agit d'établir les doses admissibles envers la santé humaine. Il existe 2 catégories :

- ❖ Les substances cancérigènes. Le cadmium est le seul composé considéré comme cancérigène par inhalation dans ce site. Le critère utilisé pour l'analyse des risques est l'"Excès de Risque Unitaire" ERU.
- ❖ Les substances non cancérigènes (DJA) le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc sont toxiques par voie orale et par inhalation.

#### 4.3.1. Le Cadmium et sa toxicité

Le cadmium est notamment présent dans l'eau de boisson, les aliments, la fumée de cigarette. Il présente de fortes capacités à se retrouver dans les fumées et s'accumule après inhalation. La demi-vie biologique chez l'homme est estimée à 20 ans ; les principaux sites d'accumulation et de toxicité sont les reins et le foie. Il a été mesuré une forte relation entre les concentrations de cadmium et de zinc dans le foie, cette affinité ne se retrouvant pas dans les reins. Le cadmium s'accumule dans d'autres organes tels que la rate, le cerveau, les poumons, le muscle, le sang. La toxicité du cadmium est liée à la perturbation du métabolisme du zinc et secondairement d'autres éléments essentiels tels que le calcium, le fer et le cuivre. Le cadmium est aussi considéré comme un agent carcinogène (Waalkes, 2000).

- **Toxicité aiguë due au Cd :** Une exposition de courte durée à de fortes concentrations de poussières ou de fumées, de composés de cadmium est responsable de troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhée). Ces troubles peuvent, dans les cas sévères, se compliquer d'une déshydratation grave de l'organisme. De même qu'elle peut provoquer des troubles pulmonaires graves.
- **Toxicité chronique due au Cd :** Des expositions prolongées et à de faibles doses survenant suite à une ingestion du cadmium dans l'alimentation, le tabagisme ou l'exposition professionnelle engendrent l'accumulation du cadmium dans les reins et l'augmentation du risque de **cancérogénicité** des sels de cadmium.

#### 4.3.2. Le Cuivre : Toxicité et norme.

En milieu professionnel peuvent produire des dermatites, des troubles digestifs, des irritations pulmonaires.

Les sels de cuivre solubles sont toxiques par ingestion : Ils peuvent provoquer des intoxications graves avec vomissement et syndrome dysentérique. L'inhalation des fumées de cuivre est responsable de la « fièvre du fondeur » qui s'accompagne d'une fatigue, de douleurs diffuse et de maux de tête.

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS recommande, une valeur guide provisoire de 2mg/l compte tenue des incertitudes de la toxicité du cuivre pour l'homme.

### **4.3.3. Le Plomb : Toxicité et norme**

Il faut noter que depuis l'antiquité le plomb étant largement utilisé pour la fabrication des tuyauteries de distribution d'eau, il en résulte de nombreuses intoxications d'origine hydrique. L'intoxication chronique, la plus fréquente a surtout une origine professionnelle, l'intoxication alimentaire étant beaucoup plus rare.

L'inhalation ou l'ingestion de particules de peinture à base d'oxydes de plomb ou de cérusite par les peintres ou les occupants de logements insalubres notamment des enfants en bas-âge, peut être la source de graves contaminations.

L'absorption de particules et composés chargés en plomb par voies respiratoires et cutanées est particulièrement sévère, voir irréversibles. Les intoxications touchent de nombreuses fonctions vitales. L'insolubilité de la majorité des composés du plomb limite la quantité retenue dans l'organisme à environ 10 % de la totalité ingérée. Lorsque le plomb pénètre dans le milieu sanguin, le métal est rapidement mobilisé à plus de 95 % par les érythrocytes puis distribué dans tous les organes mous. Il s'accumule ainsi dans le foie, les reins, le cerveau, le cœur et seuls 3 % environ restent dans le plasma sanguin. En l'absence de voie d'excrétion, il se dépose à raison de 90 % dans les os sous la forme de phosphates insolubles où il s'insère dans le principal constituant des tissus osseux. Le plomb constitue par ailleurs un poison du système nerveux, et peut provoquer des dommages irréversibles dans le développement de l'enfant.

L'OMS, dans ses dernières recommandations, indique comme valeur guide 0.01 mg/l, les directives du conseil des communauté européennes fixent pour les eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire un niveau guide de 0.05 mg/l, et pour les eaux destinées à la consommation humaine, une concentration maximale admissible de 0.05 mg/l et précise que dans le cas de canalisation en plomb, la teneur en plomb ne devrait pas être supérieure à 0.05 mg/l dans un échantillon prélevé après écoulement.

### **4.3.4. Le Zinc : Toxicité et norme.**

D'un point de vue physiologique et sans que la toxicité puisse entrer en jeu, il apparaît surtout que la quantité de zinc tolérable dans l'eau est rapidement limitée par le goût désagréable des sels de zinc (au dessus de 5 à 10 mg/l).

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, en raison de problèmes particuliers il est susceptible d'introduire une gêne pour le consommateur (goût, ..). L'OMS recommande comme une valeur limite 3 mg/l, les directives du conseil des communautés européennes indiquent un niveau guide de 0.1 mg/l à la sortie des installation de pompage et un niveau guide de 5 mg/l

après 12 heures de stagnation dans la canalisation et au point de mise à la disposition du consommateur. La réglementation française fixe comme valeur limite 5 mg/l.

Dans les eaux résiduaires de traitement de surface, le zinc est habituellement accompagné de plomb et de cadmium.

#### **4.4. Résultats de l'EDR :**

L'étude détaillée des risques est basée sur les 4 étapes suivantes :

- Définition des concentrations d'exposition ;
- Estimation des doses d'exposition (DJE) ;
- Etude des effets toxicologiques ;
- Estimation des risques.

Ces quatre points sont détaillés dans les paragraphes qui suivent.

##### **4.4.1. Définition des concentrations d'exposition**

La première phase de l'analyse détaillée des risques consiste en l'estimation des concentrations en polluants dans l'environnement aux différents points d'exposition.

###### **4.4.1.1. Concentration dans le sol :**

Les concentrations auxquelles les cibles pourraient être exposées sont constantes pendant toute la période d'exposition et pour toutes les voies d'exposition. L'hypothèse que les concentrations restent stables est très conservatrice, et suppose que leur diminution due à des processus de biodégradation, de lessivage et de dilution n'est pas pris en compte.

Les définitions des termes utilisés dans les formules mathématiques décrites ci-après sont données dans le tableau 7.

###### **4.4.1.2. Concentrations accumulées dans les légumes :**

La concentration de composés accumulés dans les légumes a été estimée à partir d'un facteur de bioconcentration. Il s'agit d'un partage entre le sol et la plante, pouvant inclure une déposition de poussière sur les feuilles. Le dépôt de poussière n'a pas été pris en compte dans notre étude. Les hypothèses ont été prise sur les points suivants : source de pollution constante, pH constant, pas de dilution des concentrations suite à la croissance de la plante.

$$C = C (\text{Sol}) \times \text{BCF} (\text{Sol} \rightarrow \text{plante})$$

#### 4.4.1.3. Concentration dans les tissus musculaires de la vache :

La concentration dans les tissus musculaires de vache est fonction de la concentration accumulée dans les plantes et de la concentration dans les boues.

En l'absence de données concernant les concentrations de composés chimiques dans les herbes qui pourront être consommées par les vaches, et dans les tissus des vaches qui pourront être consommés par l'homme, il a été nécessaire de les modéliser à l'aide des équations suivantes :

$$C_{\text{vache}} = C_{\text{vache-plante}} + C_{\text{vache-sol}}$$
$$C_{\text{vache-plante}} = C(\text{plante}) \times \text{BTF}(\text{plante} \rightarrow \text{vache})$$
$$C_{\text{vache-sol}} = C(\text{sol}) \times \text{BTF}(\text{sol} \rightarrow \text{vache})$$

avec : C (vache) : concentration dans les tissus musculaires (mg/kg/j)

C vache-plante : concentration dans la vache suite à l'ingestion d'herbe

C vache-sol : concentration dans la vache suite à l'ingestion de boues

C (sol) : concentration dans le sol (mg/kg)

C (plante) : concentration dans la plante (mg/kg).

BTF (plante → vache) : facteur de transfert plante-vache (kg/j)

BTF (sol → vache) : facteur de transfert sol-vache.

#### 4.4.1.4. Concentration dans le lait de vache :

La concentration dans le lait de vache est fonction de la concentration accumulée dans les plantes et de la concentration dans les boues et terres assimilées à des boues.

En l'absence de données concernant les concentrations de composés chimiques dans les herbes qui pourront être consommées par les vaches, et dans le lait de vache qui pourrait être consommé par l'homme, il a été nécessaire de les modéliser à l'aide des équations suivantes :

$$C_{\text{lait-vache}} = C_{\text{vache-plante}} + C_{\text{vache-sol}}$$
$$C_{\text{vache-plante}} = C(\text{plante}) \times \text{BTF}(\text{Plante} \rightarrow \text{lait de vache})$$
$$C_{\text{vache-sol}} = C(\text{sol}) \times \text{BTF}(\text{Sol} \rightarrow \text{lait de vache})$$

avec : C lait-vache : concentration dans le lait de vache (mg/kg/j).

C vache-plante : concentration dans la vache suite à l'ingestion d'herbe

C vache-sol : concentration dans la vache suite à l'ingestion de boues

C (sol) : concentration dans le sol (mg/kg)

C (plante) : concentration dans la plante (mg/kg).

BTF (plante→ lait de vache) : facteur de transfert plante-lait de vache (kg/j)

BTF (sol→ lait de vache) : facteur de transfert sol-lait de vache.

#### **4.4.2. Estimation des doses d'exposition (DJE)**

Après l'estimation des concentrations de polluants, l'analyse détaillée des risques s'appuie à l'estimation des doses d'exposition des individus aux polluants concernés.

Les équations contiennent un certain nombre de variables. Les valeurs utilisées pour les paramètres physiologiques sont données dans le tableau 7. Les équations peuvent contenir des facteurs de conversion (comme 365 jours/an) pour l'homogénéité dans les dimensions des formules mathématiques.

##### **4.4.2.1. DJE pour l'ingestion de sol**

L'équation utilisée pour le calcul de la dose journalière d'exposition par l'ingestion de sol est fonction du taux d'ingestion de sol. L'estimation prend en compte un facteur de biodisponibilité orale et un facteur climatique, dont la valeur par défaut est de 1. Le facteur de biodisponibilité orale de 1 très conservatrice, car on considère alors que toute la quantité ingérée est disponible.

La seconde hypothèse conservatrice est la prise en compte du climat. Le facteur a été déterminé dans des conditions estivales. Or, pour les autres saisons, la pluie, le froid sont des facteurs qui diminuent l'exposition.

La DJE pour la voie d'exposition par l'ingestion de sol est la suivante :

$$DJE = C_s \times IR \times 0,000001 \times EF \times O \times Z / BW \times 365$$

##### **4.4.2.2. DJE pour l'inhalation de poussières :**

L'équation utilisée pour le calcul de la dose journalière d'exposition de poussières est fonction du taux d'inhalation de poussières remises en suspensions suite à des activités agricoles.

La DJE pour la voie d'exposition par inhalation de poussières est la suivante :

$$DJE = C_o \times B_o \times 0,000001 \times EF / BW \times 365$$

avec :  $C_o$  = concentration des composés dans les poussières ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

$$C_o = C_{\text{sol}} \times \text{degré de poussières} (0,07 \times 10^{-6} \text{mg}/\text{m}^3)$$

#### 4.4.2.3. DJE pour contact dermique avec le sol :

L'équation utilisée pour le calcul de la dose journalière d'exposition due au contact dermique est basée sur des hypothèses de fraction de peau exposée, de la fraction de sol qui adhère à la peau et des propriétés de la peau à absorber le composé chimique. Les hypothèses sont dans le tableau 5.

La DJE pour la voie d'exposition par contact dermique est estimée par l'équation suivante :

$$\text{DJE} = C_s \times \text{SA} \times F_s \times \text{SL} \times 0,000001 \times \text{EF} \times \text{Z} / \text{BW} \times 365$$

La surface de peau (SA) est calculée empiriquement par rapport au poids du corps :

$$\text{SA} = (4 \times \text{BW}) + 7 / \text{BW} + 90$$

#### 4.4.2.4. DJE pour l'ingestion des légumes cultivés sur les sols pollués :

L'équation ci-dessous estimant l'exposition par consommation de légumes cultivés dans les champs sur le terrain de dépôt, nécessite les hypothèses suivantes :

- Partage du produit entre le sol et la phase aqueuse présente dans le sol ;
- Absorption de polluant par l'intermédiaire de racines ;
- Transfert du polluant des racines vers les parties supérieures du végétal ;
- Taux d'ingestion des racines vers les parties supérieures du végétal ;
- Les légumes par les récepteurs ne proviennent pas tous du terrain de dépôt, un facteur permet de pondérer la consommation en fonction de l'origine des légumes.

$$\text{DJE} = (C_s \times ((F_R \times V_R \times \text{HG}_R) + (F_{\text{NR}} \times V_{\text{NR}} \times \text{HG}_{\text{NR}}))) / \text{BW}$$

#### **4.4.2.5. DJE pour l'ingestion de viande bovine :**

La DJE pour l'ingestion de viande bovine ayant accumulé des métaux dans leur chair a été calculée selon les hypothèses suivantes :

La fréquence de consommation d'herbe et de sol/boues est journalière, les composés présents dans les tissus musculaires de bœuf sont considérés à 100% biodisponibles.

$$DJE = C \text{ (vache)} \times IR \times EF / BW \times 365$$

#### **4.4.2.6. DJE pour l'ingestion de lait de vache :**

La DJE pour l'ingestion de lait de vache ayant accumulé des métaux a été selon les hypothèses suivantes :

La fréquence de consommation d'herbe et de sol/boues est journalière, les composés présents dans le lait de vache sont considérés à 100% biodisponibles.

$$DJE = C \text{ (vache)} \times IR \times EF / BW \times 365$$

### **4.4.3. Estimation des risques**

#### **4.4.3.1. Estimation du risque non cancérigène (développement de tumeur, leucémie, ...)**

$$IR = DJE / DJA$$

Si IR est inférieur à 1, alors le risque toxique est considéré comme acceptable.

#### **4.4.3.2. Estimation du risque cancérigène**

$$ERI = DJE \cdot ERU$$

avec : ERI : excès de risque individuel

ERU : excès de risque unitaire

Si (1 sur 1 million)  $\Rightarrow$  risque certainement acceptable

Si (1 sur 1 million)  $\Rightarrow$  risque certainement inacceptable

**Tableau 6 : Liste des paramètres**

| <b>Paramètres</b>   | <b>Notation</b>            |
|---|----------------------------|
| Niveau de risque acceptable   | <b>ARL</b>                 |
| Taux d'inhalation à l'extérieur ( $m^3/jour$ )                        | <b>B<sub>o</sub></b>       |
| Facteur de bioconcentration (sol→ plante)                             | <b>BFC</b>                 |
| Poids du corps (kg)   | <b>BW</b>                  |
| Concentration du composé dans le sol (mg/kg)                          | <b>C<sub>s</sub></b>       |
| Concentration du composé dans la poussière à l'extérieur ( $mg/m^3$ ) | <b>C<sub>od</sub></b>      |
| Dose journalière acceptable (mg/kg-jour)                              | <b>DJA</b>                 |
| Dose journalière d'exposition   | <b>DJE</b>                 |
| Dose d'exposition (années)  | <b>ED</b>                  |
| Durée d'exposition pour un adulte (années)                            | <b>ED<sub>adulte</sub></b> |
| Durée d'exposition pour un enfant (années)                            | <b>ED<sub>enfant</sub></b> |
| Fréquence d'exposition (jours/an)                                     | <b>EF</b>                  |
| Fraction de peau exposée  | <b>F<sub>s</sub></b>       |
| Indice de risque (sans dimension)                                     | <b>IR</b>                  |
| Taux d'ingestion de sol (mg/jour)                                     | <b>IR</b>                  |
| Facteur d'absorption (%)  | <b>J</b>                   |
| Durée de vie (jours)  | <b>L</b>                   |
| Biodisponibilité orale (sans dimension)                               | <b>O</b>                   |
| Surface de peau ( $cm^3$ )  | <b>SA</b>                  |
| Quantité de sol adhérent à la peau ( $mg/cm^2$ -jour)                 | <b>SL</b>                  |
| Facteur de transfert (plante→bœuf)                                    | <b>BTF</b>                 |
| Facteur climatique (sans dimension)                                   | <b>Z</b>                   |

**Tableau 7 : Données Physico-chimiques**

| <b>Composés</b> | <b>BCF Feuille poids sec (mg/kg)/( mg/kg)</b> | <b>Réf.</b> | <b>BCF racine poids sec (mg/kg)/(mg/kg)</b> | <b>Réf.</b> | <b>BTF viande (jour/kg)</b> | <b>Réf.</b> | <b>BTF lait (jour/kg)</b> | <b>Réf.</b> | <b>Facteur d'absorption cutanée</b> | <b>Ré f.</b> |
|-----------------|---|-------------|---|-------------|-----------------------------|-------------|---------------------------|-------------|-------------------------------------|--------------|
| Cadmium         | 0,15  | a           | 0,70  | a           | 0,0004                      | b           | 0,001                     | c           | 0,01                                | e            |
| Cuivre          | 0,015   | a           | 0,03  | a           | 0,009                       | b           | 0,0015                    | c           | 0,001                               | e            |
| Plomb           | 0,001   | a           | 0,03  | a           | 0,0004                      | b           | 0,0003                    | d           | 0,001                               | e            |
| Zinc            | 0,1   | a           | 0,4   | a           | 0,1                         | b           | 0,01                      | d           | 0,001                               | e            |

BCF – facteur de bioconcentration, càd un coef. de partage des métaux entre le sol & la plante

BTF – facteur de biotransfert, càd un coef. de partage des métaux entre un milieu & l'animale

a- RIVM, Human Exposure to Soil Contamination : a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, Rijksinstituut Voor Volksgezondheid en milieu, 1994.

b- International Atomic Energy. 1994 Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfert in temperate environment.

Tech.Rep.Ser.No.364, Vienna, Austria.

c- A review and Analysis of parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. ORNL-5786. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

d- National Council on radiation Protection Measurement. January 1989. Screening techniques for determining Compliance with Environmental Standards. Release of radionuclides to the atmosphere. Bethesda, Maryland.

e- United States Environmental Protection Agency. 1995. Supplemental Guidance to RAGS : Region4Bulletins, Human Health Risk Assessment. Waste Management Division, Office of Health Assessment

**Tableau 8 : Données Toxicologiques**

| Composés       | Concentration<br>(mg/kg) | Ingestion<br>DJA<br>(mg/kg-jour) | Réf. | inhalation          |     |   | Contact cutané |                     |      |
|----------------|--------------------------|----------------------------------|------|---------------------|-----|---|----------------|---------------------|------|
|                |                          |                                  |      | DJA<br>(mg/kg-jour) | Réf | Exces de risque<br>unitaire<br>(mg/kg-jour) <sup>-1</sup> | Réf            | DJA<br>(mg/kg-jour) | Réf. |
| <b>Cadmium</b> | 28                       | 0,001                            | a    | 0,001*              | a*  | 6.3   | b              | 0,00001             | c    |
| <b>Cuivre</b>  | 215,8                    | 0,5                              | a    | 0,5                 | a*  |   |                | 0,5                 | a*   |
| <b>Plomb</b>   | 518,2                    | 0,0035                           | a    | 0,0035              | a*  |   |                | 0,0035              | a*   |
| <b>Zinc</b>    | 2255,9                   | 1                                | a    | 1                   | a*  |   |                | 0,06                | c    |

a- Guidelines for drinking-water quality, Second Edition, Volume 2, Health criteria and other supporting information Organisation Mondiale de la santé, Geneva 1996.

a\*- en absence de données pour cette voie d'exposition, les données pour la voie d'exposition orale sont utilisées.

b- IRIS-Integrated Risk Information System, database, US-EPA.

c- United States Environmental Protection Agency.1995. Supplemental Guidance to RAGS: Region4Bulletins, Human Health Risk Assessment. Waste Management Division, Office of Health Assessment

Tableau 9: hypothèses d'exposition humaine

| Paramètres  | Notation               | CULTURES            |        |                   |        | ELEVAGE |        |
|---|------------------------|---------------------|--------|-------------------|--------|---------|--------|
|   |                        | Activités agricoles |        | Ingestion légumes |        | adulte  | enfant |
|   |                        | adulte              | adulte | adulte            | enfant |         |        |
| Taux d'ingestion de sol (mg/j)                        | <b>IR</b>              | 100                 | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Poids (kg)  | <b>BW</b>              | 60                  | 60     | 15                | 60     | 15      | 15     |
| Fréquence d'exposition (j/an)                         | <b>EF</b>              | 150                 | 350    | 350               | 350    | 350     | 350    |
| Durée d'exposition (ans/vie)                          | <b>ED</b>              | 25                  | 25     | 5                 | 25     | 5       | 5      |
| Durée d'une vie (j)                                   | <b>L</b>               | 25550               | 25550  | 25550             | 25550  | 25550   | 25550  |
| Surface corporelle (cm <sup>2</sup> )                 | <b>SA</b>              | 16467               | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Adhérence sur peau (mg/cm <sup>2</sup> )              | <b>SL</b>              | 1                   | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Fraction de la peau exposée                           | <b>F<sub>s</sub></b>   | 50%                 | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Biodisponibilité                                      | <b>O</b>               | 1                   | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Facteur climatique                                    | <b>Z</b>               | 1                   | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Concentration en poussières (mg/m <sup>3</sup> )      | <b>PM<sub>10</sub></b> | 0,07                | -      | -                 | -      | -       | -      |
| % Particules de sol en poussières                     | <b>F<sub>sd</sub></b>  | 100%                | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Fraction du temps sur le terrain                      | <b>t<sub>0</sub></b>   | 100%                | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Taux d'inhalation (m <sup>3</sup> /j)                 | <b>B<sub>0</sub></b>   | 20                  | -      | -                 | -      | -       | -      |
| Taux d'ingestion (kg/j)                               | <b>V<sub>R</sub></b>   | 0,075               | 0,075  | 0,046             | -      | -       | -      |
| Fraction de végétaux racines qui proviennent du site  | <b>HGR</b>             | 0,5                 | 0,5    | 0,5               | -      | -       | -      |
| Taux d'ingestion de feuille (kg/j)                    | <b>V<sub>NR</sub></b>  | 0,057               | 0,057  | 0,023             | -      | -       | -      |
| Fraction de végétaux feuilles qui proviennent du site | <b>HGNR</b>            | 0,5                 | 0,5    | 0,5               | -      | -       | -      |
| Taux d'ingestion de viande bovine (kg/j)              | <b>IRboeuf</b>         | -                   | -      | -                 | 0,2    | -       | 0,1    |
| Taux d'ingestion de lait de vache (l/j)               | <b>IRlait</b>          | -                   | -      | -                 | 0,5    | -       | 0,25   |

**Tableau 10 : Hypothèses d'Exposition pour le Modèle « Vache »**

| <b>Paramètres Animaux</b>                                 | <b>Vache</b> |
|---|--------------|
| Taux d'ingestion d'herbe (kg/j)                           | 13           |
| Taux d'ingestion de sol (kg/j)                            | 1            |
| Fraction du temps passé sur le terrain                    | 1            |
| Fraction de la nourriture (herbe) qui provient du terrain | 0,9          |

**Tableau 11 : Estimation des Concentrations dans les Légumes**

| <b>Composés</b> | <b>Concentration dans les légumes<br/>feuille (mg/kg poids sec)</b> | <b>Concentration dans les légumes<br/>racine (mg/kg poids sec)</b> |
|-----------------|---|--|
| Cadmium         | 4,20 E+00   | 1,96E+01   |
| Cuivre          | 3,24E+00  | 6,47E+00   |
| Plomb           | 5,18 E+01   | 1,55E+01   |
| Zinc            | 2,26E+02  | 9,02E+02   |

**Tableau 12 : Estimation des concentrations dans les Vaches (mg/kg)**

| Composés | viande  |  |                            | Lait  |  |                          |
|----------|---|--|----------------------------|---|--|--------------------------|
|          | Conc dans la viande suite à l'ingestion de plante | Conc dans la viande suite à l'ingestion de boues | Conc totale dans la viande | Conc dans le lait suite à l'ingestion de plante | Conc dans le lait suite à l'ingestion de boues | Conc totale dans le lait |
| Cadmium  | 1,97E-2   | 1,01E-2  | 2,98E-2                    | 4,91E-2   | 2,52E-2  | 7,43E-2                  |
| Cuivre   | 3,41E-1   | 1,75E+0  | 2,09E+0                    | 5,68E-2   | 2,91E-1  | 3,48E-1                  |
| Plomb    | 2,43E-3   | 1,87E-1  | 1,89E-1                    | 1,82E-3   | 1,40E-1  | 1,42E-1                  |
| Zinc     | 2,64E-2   | 2,03E+2  | 2,03E+2                    | 2,64E+1   | 2,03E+1  | 4,67E+1                  |

**Tableau 13 : Dose Journalière d'Exposition/Estimation de risques**  
**Scénario Agricole- activités Agricoles**

| Composés | Adulte                              |                                    |   |
|----------|-------------------------------------|------------------------------------|---|
|          | DJE<br>ingestion boues<br>(mg/kg-j) | DJE<br>contact cutané<br>(mg/kg-j) | DJE<br>inhalation poussières<br>(mg/kg-j) |
| Cadmium  | 1,92 e-5                            | 1,58 e-5                           | 2,68 e-7                                  |
| Cuivre   | 1,48 e-4                            | 1,22 e-5                           | 2,07 e-6                                  |
| Plomb    | 3,55 e-4                            | 2,92 e-5                           | 4,97 e-6                                  |
| Zinc     | 1,55 e-3                            | 1,27 e-4                           | 2,16 e-5                                  |

| Composés | Adulte                |                      |                                   |                 |                                    |
|----------|-----------------------|----------------------|-----------------------------------|-----------------|------------------------------------|
|          | IR<br>Ingestion boues | IR<br>Contact Cutané | IR<br>Inhalation de<br>Poussières | IR total        | ERI<br>Inhalation de<br>Poussières |
| Cadmium  | 1,92 e-2              | <b>1,58 e00</b>      | 2,68 e-4                          | <b>1,59 e00</b> | 9,67 e-7                           |
| Cuivre   | 2,96 e-4              | 2,43 e-5             | 2,07 e-3                          | 2,39 e-3        | -                                  |
| Plomb    | 1,01 e-1              | 8,35 e-3             | 4,97 e-3                          | 1,15 e-1        | -                                  |
| Zinc     | 1,55 e-3              | 2,11 e-3             | 2,16 e-2                          | 2,52 e-2        | -                                  |

En gras- les risques estimés sont inacceptable>1

**Tableau 14 : Dose Journalière d'Exposition / Estimation des risques**  
**Scénario Agricole - Ingestion de légumes**

| Composés | Adulte                                 | Enfant                                 | Adulte                   | Enfant                   |
|----------|--|--|--------------------------|--------------------------|
|          | DJE<br>Ingestion végétaux<br>(mg/kg-j) | DJE<br>Ingestion végétaux<br>(mg/kg-j) | IR<br>Ingestion végétaux | IR<br>Ingestion végétaux |
| Cadmium  | 1,37 e-2                               | 3,19 e-2                               | <b>1,37 e+1</b>          | <b>3,19 e+1</b>          |
| Cuivre   | 5,35 e-3                               | 1,19 e-2                               | 1,07 e-2                 | 2,38 e-2                 |
| Plomb    | 9,55 e-3                               | 2,32 e-2                               | <b>2,73 e00</b>          | <b>6,44 e00</b>          |
| Zinc     | 6,44 e-1                               | 1,49 e00                               | 6,44 e-1                 | <b>1,49 e00</b>          |

En gras- les risques estimés sont inacceptable>1

**Tableau 15 : Dose Journalière d'Exposition / Estimation des risques**  
**Scénario Élevage**

| Composés | Adulte                               |                                    | Enfant                               |                                    |
|----------|--------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|
|          | DJE<br>Ingestion viande<br>(mg/kg-j) | DJE<br>Ingestion lait<br>(mg/kg-j) | DJE<br>Ingestion viande<br>(mg/kg-j) | DJE<br>Ingestion lait<br>(mg/kg-j) |
| Cadmium  | 9,50 e-5                             | 2,38 e-4                           | 1,90 e-4                             | 4,75 e-4                           |
| Cuivre   | 6,68 e-3                             | 1,67 e-2                           | 1,34 e-2                             | 3,34 e-2                           |
| Plomb    | 6,04 e-4                             | 1,51 e-3                           | 1,21 e-3                             | 3,02 e-3                           |
| Zinc     | 1,49 e00                             | 3,73 e00                           | 2,99 e00                             | 7,46e00                            |

| Composés | Adulte            |                 |                 | Enfant            |                 |                 |
|----------|-------------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|-----------------|
|          | IR<br>Ing. viande | IR<br>Ing. lait | IR<br>total     | IR<br>ing. viande | IR<br>Ing. lait | IR<br>total     |
| Cadmium  | 4,75 e-2          | 1,19 e-1        | 1,67 e-1        | 9,50 e-2          | 2,38 e-1        | 3,33 e-1        |
| Cuivre   | 6,70 e-3          | 1,67 e-2        | 2,34 e-2        | 1,34 e-2          | 3,34 e-2        | 4,68 e-2        |
| Plomb    | 8,65 e-2          | 2,16 e-1        | 3,02 e-1        | 1,73 e-1          | 4,32 e-1        | 6,04 e-1        |
| Zinc     | 7,45 e-1          | <b>1,87 e00</b> | <b>2,61 e00</b> | <b>1,50 e00</b>   | <b>3,73 e00</b> | <b>5,23 e00</b> |

En gras- les risques estimés sont inacceptable>1

Les tableaux 13, 14 et 15 montre que l'indice de risque est inacceptable pour le Cadmium pour l'adulte : cas de scénario agricole-activités agricoles. Alors qu'il est acceptable pour le Cuivre, le Plomb et le Zinc pour le même scénario.

Pour le scénario agricole-ingestion de légumes, l'indice de risque est inacceptable pour l'enfant et l'adulte pour Cd, Pb, acceptable pour le cuivre et acceptable seulement pour adulte pour Zinc.

Le scénario élevage montre que l'IR est inacceptable seulement pour le Zinc pour les deux cibles enfant et adulte. Cependant qu'il est acceptable pour les trois métaux Cd, Cu et Pb.

## 5. Conclusion

La présente étude a mis en évidence la présence d'un gradient de contamination métallique amont-aval dans les eaux de la nappe. Les polluants sont présents à des concentrations d'importance variable d'un point de prélèvement à l'autre. La globalité des résultats montre que les points de prélèvement situés à proximité de la décharge ont révélé une contamination significative par les métaux lourds. En revanche, les points de prélèvements localisés au nord ouest de la plaine, ne témoignent d'aucune pollution importante par ces métaux.

Le degré de pollution est tributaire des variations saisonnières des précipitations. L'augmentation des teneurs en éléments toxiques, pendant la période de hautes eaux est favorisée par le lessivage des déchets de la décharge, le drain et l'infiltration des eaux superficielles.

L'absence, dans la quasi-totalité des cas, de traitement préalable des rejets urbains et industriels serait en grande partie responsable de la contamination des eaux souterraines de la région par les métaux lourds. De ce fait, les lixiviats de la décharge contribueraient à la pollution métallique, d'autant plus que la décharge, n'est pas conçue selon les normes d'une décharge contrôlée : système d'étanchéité, collecteur de biogaz et de lixiviat.

Selon les normes préconisées par l'OMS, les eaux souterraines de la région sont impropres à la consommation humaine. Elles sont confrontées à un sérieux problème de pollution par les métaux lourds, notamment par le plomb, le chrome et le fer. Ces derniers lorsqu'ils sont présents à des concentrations faibles sont à considérer également à cause des phénomènes de toxicité chronique et des effets d'interaction. Ils représentent ainsi des risques certains pour la santé des populations et pour la qualité des ressources naturelles.

# **Quatrième Partie**

## 1. Introduction

De son extraction et son traitement au sud de Azzaba à son exploitation, comme moyen d'électrolyse au complexe pétrochimique (CPIK) de Skikda, le cinabre a de tout temps suscité les inquiétudes et alimenté toutes les supputations. Sa simple évocation suffisait d'ailleurs pour irriter les pouvoirs publics, cloisonnés, il est vrai, entre les dangers que la production du métal faisait peser sur la santé publique et les pressions de la stratégie économique nationale.

Aujourd'hui, le mercure n'est qu'un vieux mais douloureux souvenir. Le 3 juin 2005, deux jours seulement avant la célébration de la Journée mondiale de l'environnement, l'Entreprise nationale des produits miniers non ferreux et des substances utiles (Enof), dont dépend le complexe Ismaël de mercure, décide de fermer l'usine et d'arrêter toute extraction. La décision, très bien accueillie à l'époque, avait tout de même entraîné dans son sillage le chômage de pas moins de 60 employés sur un total de 113. Dix autres ont été « récupérés » par la carrière de Laghdir (Azzaba) et le reste devait bénéficier d'une retraite. Le complexe et ses carrières ont ainsi cessé leurs activités après 30 années.

Une période durant laquelle le complexe parvenait à assurer une production moyenne de 15 000 potiches/an plaçant l'Algérie parmi les trois premiers producteurs mondiaux. Au courant de cette même période, l'Algérie a extrait 50 000 t (6000 t de métal) en exploitant trois gisements. Les deux premiers, Ismaël et M'rasma se sont totalement épuisés et le dernier, Guénicha, dont les réserves ne pouvaient aller au-delà de 2007, était sujet, au courant de l'année 2005, à d'innombrables contraintes techniques (glissements de terrains).

En plus de ces trois gisements, la région dispose d'un quatrième gisement tout aussi important : celui de Fendek, non encore exploité et dont les réserves sont estimées à 1,2 million de tonnes, soit 22 000 t de métal. Beaucoup plus que les trois gisements réunis. Son exploitation ne serait pas à envisager, et ce, pour deux raisons : d'abord, le mercure est en phase d'être définitivement banni à l'échelle mondiale en plus des considérations du fait que ce gisement soit souterrain, chose qui nécessiterait des moyens d'extraction très coûteux.

Vue sous cet angle, la fermeture de l'usine de mercure de Skikda semble en partie obéir à des considérations plutôt économiques qu'écologiques. Mais même si l'aspect économique constitue un vecteur primordial dans la fin du mercure à Skikda, il reste à relever que l'aspect environnemental a aussi compté. Il a même contribué et fortement dans la cessation de l'activité de l'usine qui n'a jamais été indexée par les populations riveraines et aussi par l'administration locale. Cette dernière, par la voix de la direction de l'environnement, a mis en demeure à plusieurs reprises le complexe le sommant de se conformer à la législation en vigueur et de présenter un programme de dépollution. Sans suite, puisque confortée à des difficultés financières, l'usine, et jusqu'à la date de sa fermeture,

ne daignera même pas désigner un délégué à l'environnement. Cette réalité confortera quelque part l'idée que se faisait la vox populi des méfaits engendrés par l'exploitation du mercure.

Plusieurs études réalisées par les universitaires de Annaba ont depuis longtemps déjà attesté d'une pollution multiformes de la région périphérique du complexe. Ces atteintes ont beaucoup plus concerné les milieux récepteurs directs et par truchement, elles se sont propagées à moindre portée vers la dépression de la ville de Azzaba.

La teneur en mercure dans l'air, dans le sol et dans l'eau des zones proches du complexe était et à longueur d'analyses assez élevée par rapport aux normes. La pollution des eaux et du sol restait la plus expressive et la plus dangereuse, aidée en cela par le dysfonctionnement relevé au complexe et surtout au niveau de ses deux bassins de décantation. C'est surtout cette réalité qui a permis la prolifération de la pollution, car ces bassins à l'air libre, étaient sujets à des débordements liés aux accidents ou à la pluviosité, déversaient leurs eaux techniques. Ces eaux trouvaient dans les inclinaisons naturelles une issue favorable pour aller contaminer les deux courants d'eau de la région à savoir Oued Zebda à 450 m de l'usine et Oued Fendek à 1400 m.

Différentes analyses ont prouvé l'existence d'une teneur en mercure assez élevée dans ces deux cours d'eau : 96 ppb dans les eaux de Oued Zebda et une moyenne de 2,25 ppb à Oued Fendek. Ces mêmes analyses ont néanmoins révélé que la pollution mercurielle des eaux superficielles, des sols et de l'air avait nettement tendance à se minimiser avec l'éloignement de l'usine pour disparaître pratiquement. La pollution engendrée par le complexe d'Ismaël était donc une réalité scientifique. La fermeture de l'usine ne peut être que saluée, même si beaucoup de travail de dépollution reste encore à accomplir pour fermer la parenthèse du mercure à Skikda. Les longues années d'exploitation du minerai avaient engendré des quantités énormes de scories (déchets solides) qui gisent encore à côté de l'usine. Des centaines de tonnes, à en croire d'anciens travailleurs du complexe, alors que le ministre de l'Environnement les estime à 1 million de tonnes. Ces déchets devraient, d'après un rapport relatif à l'état de l'environnement en Algérie, faire l'objet d'une opération de confinement prévue en 2006.

## **2. Présentation de la région d'Azzaba**

### **2.1. Situation géographique**

La dépression de Azzaba est une plaine peu ravinée, large de 8 Km au maximum, elle se situe dans la zone mercurielle Nord numidique, Nord Est Algérien.

Administrativement la région faite partie de la wilaya de Skikda (Fig. 26) elle se trouve à 80 km au Nord-Est de Constantine, à 70 Km au Sud-Ouest de Annaba et à 32 Km au Sud-Est de Skikda.

Le terrain d'étude englobe essentiellement le flanc Sud du massif montagneux de Filfila, qui représente le prolongement Est du massif de la petite Kabylie.

Entre le flanc Sud de Djebel Filfila et le flanc Nord de la chaîne numidique se trouve la dépression de Azzaba.

Les éléments géographiques les plus importants sont :

- au Sud les chaînes numidiques avec les côtes absolues de 300 à 600m.
- Au Nord la plaine de Azzaba avec les côtes absolues de 70 à 120m.

La côte absolue maximale de 641 m correspond au mont de Dj. Tengout, situé à l'extrême Sud Ouest de la région.

La région d'étude est recouverte par une végétation assez dense.

Le réseau hydrographique est représenté par l'oued Hamimine, l'oued Zebda et l'oued Fendek.



## **2.2. Contexte géologique, hydrogéologique et hydroclimatologique**

La zone d'étude comprend deux zones montagneuses séparées par la dépression de Azzaba. Au Nord les massifs primaires Kabyle, et au Sud la chaîne Nord-Numidique ; orientées NE-SW suivant l'axe de dépression. La zone mercurielle Nord-Numidique se développe sur le flanc Nord de la chaîne Numidique au Sud de la ville de Azzaba (fig.27). Elle comprend les gisements de Ras El Ma, Ismail, Guenicha, Mra Sma I et II, Fendek et Koudiat Sma.

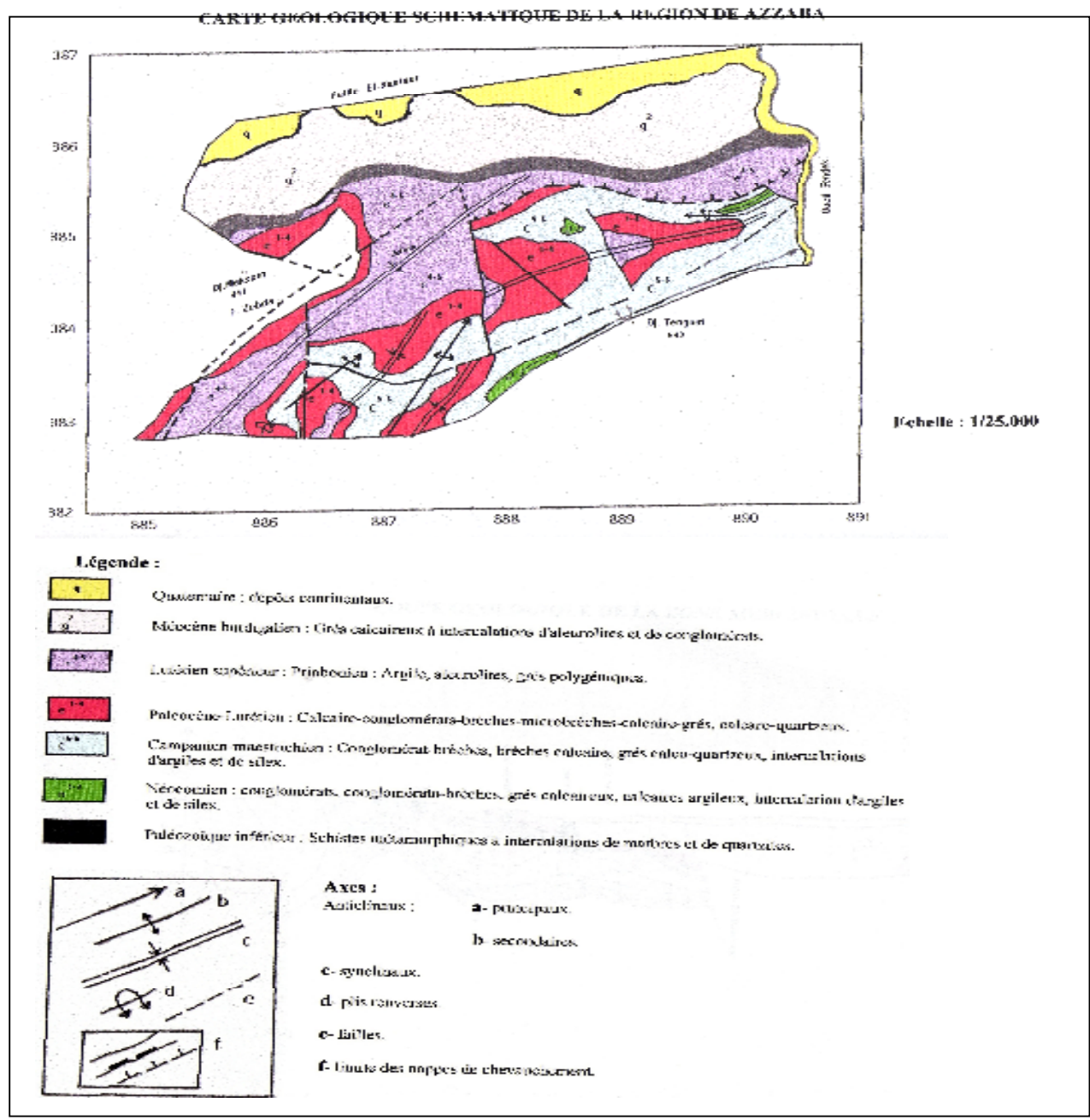
Les formations lithostratigraphiques de la zone Nord-Numidique sont formées des roches métamorphiques du socle Kabyle, des dépôts de la dorsale et roches post-nappe du Miocène et du Quaternaire.

La tectonique de la région est très complexe, conditionnée par la grande extension des nappes et des écaillés de couverture et par une série de failles profondes qui se subdivisent en ante et post-nappe.

Le gisement d'Ismail est formé de deux corps minéralisés bien distincts, spatialement et génétiquement liés aux failles dites centrales et principales. Le gisement de Fendek est représenté par deux ensembles structuraux complexes autochtone et allochtone. La minéralisation mercurielle (cinabre) s'associe à une zone de brèche sous chevauchement, localisée à la limite de l'allochtone et de l'autochtone.

La région d'étude est caractérisée par trois niveaux aquifères, le premier dans les alluvions des dépôts alluvionnaires récents, le second dans les grès et les aléurolites, argiles, constituant l'Oligocène, le dernier dans les gravilites, les calcaires gravilitiques, les conglomérats, les conglomérato-brèche, les grès calcaires et les calcaires gréseux, constituant les dépôts de l'Eocène-Paléocène. Les deux derniers aquifères sont séparés par les dépôts du Paléozoïque constitué de schiste charbonneux, graphites et des argiles.

Les données climatiques étudiées ont permis de conférer de Azzaba un climat sub-tropical méditerranéen caractérisé par une saison humide longue s'étalant du mois d'Octobre jusqu'à la fin d'Avril et par une autre saison sèche courte qui va de Mai à Septembre. La région de Azzaba reçoit en moyenne une précipitation annuelle de 740,4 mm/an avec une température moyenne annuelle de 18.5 C°. Le déficit agricole dans la région correspondant à 401,9 mm représente 54.28 % des précipitations. L'évapotranspiration réelle est de l'ordre de 495,6 mm représentant 66.93 % des précipitations.



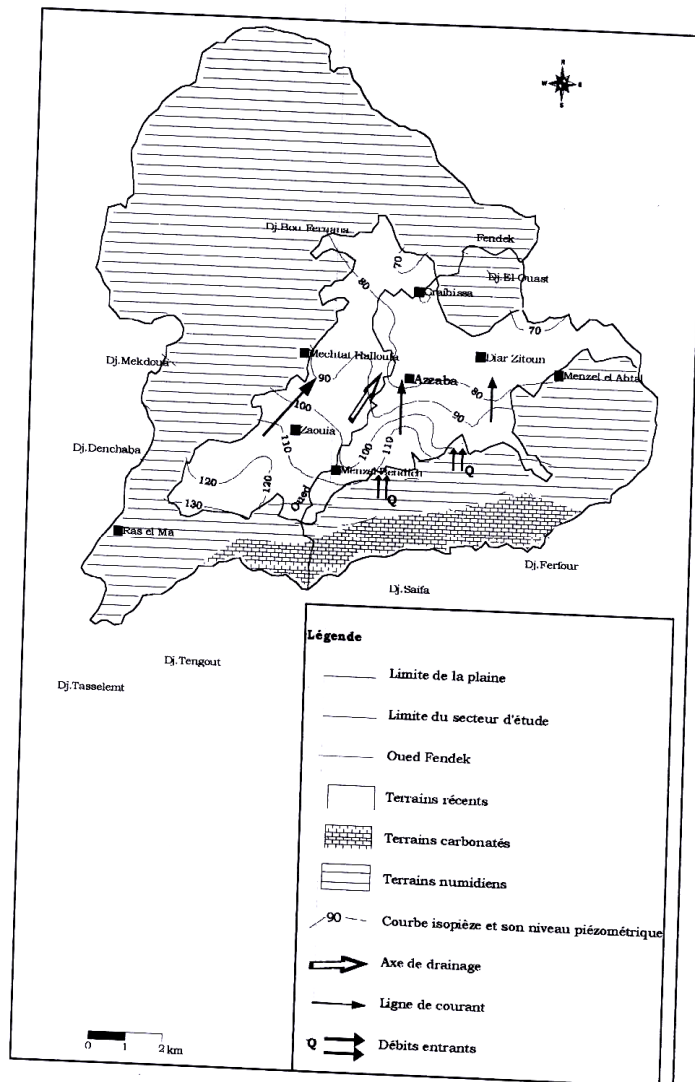
**Fig.27 : Carte géologique schématique de la zone mercurielle Nord numidique (D'après BENHAMZA Moussa., 1996).**

**2.3. Interprétation de la carte piézométrique :**

La carte piézométrique (Fig.28) représente les niveaux piézométriques des hautes eaux (mai 2004), elle montre que la surface piézométrique obtenue est simple et les lignes de courant convergent vers le Nord. L'écoulement non uniforme est de direction SW-NE.

L'analyse de la surface piézométrique permet de distinguer en fonction du gradient hydraulique et du sens d'écoulement les zones suivantes : Est de la ville Azzaba, Sud Ouest (Zaouïa) et Nord Ouest (Mechtat Halouffa).

- **La zone Est de la ville Azzaba** : l'écoulement suit la direction **Sud Nord** avec un gradient hydraulique de l'ordre  $2.7 \cdot 10^{-2}$ , ce qui traduit une perméabilité moyenne. A l'**Est**, les isopièses coupent les limites de reliefs perpendiculairement ce qui exclue toute possibilité d'alimentation à partir de ces affleurements.
- **La zone Sud Ouest (Zaouïa)** : l'espacement des courbes isopièses devient étalé, l'écoulement converge vers l'oued Fendek et présente un gradient hydraulique relativement faible  $1.5 \cdot 10^{-2}$  conduit à la diminution du débit et augmentation de la perméabilité.
- **Au centre Ouest** à la limite des reliefs Sud (Djebel Saiafa) les isopièses gardent leur parallélisme montrent que la nappe reçoit une alimentation à partir de Djebel Saiafa.



**Fig.28 : Carte piézométrique de la plaine d'Azzaba (mai 2004) (in CHAIB, 2006)**

#### 2.4. Alimentation de l'aquifère alluviale

L'analyse de la carte piézométrique montre que la surface piézométrique est peu profonde et se rapproche de la surface du sol quand on se dirige vers le Nord.

L'écoulement de la nappe conforme à l'écoulement de l'oued Fendek cela peut se traduire par deux possibilités :

- l'alimentation de la nappe par oued Fendek pendant la période de crue.
- l'alimentation de l'oued par la nappe pendant la période d'étiage.

Sur les bordures, les courbes isopièzes s'incurvent et gardent leur parallélisme aux reliefs, ce qui traduit une alimentation de l'aquifère à partir des massifs Sud, par ruissellement et directement par infiltration.

### **3. Matériels et méthodes**

Dans l'étude de AOUN (1996) , 5 stations situées sur l'oued Fendek ont été échantillonnées pour l'étude des bryophytes et des sols et 4 pour l'eau. Les prélèvements ont été effectués durant l'année 1995/96 selon un pas de temps mensuel ou bimensuelle (le 25 octobre 1995, le 30 novembre 1995, le 27 janvier 1996, le 14 mars 1996 et enfin le 21 mars 2006). La méthode à la DNTC (Di-β-naphtyl-thiocarbozone) de formule chimique (C<sub>11</sub>SN<sub>4</sub>H<sub>16</sub>) qui a été proposé pour le dosage du mercure dans le poisson (Gras et Mondain, 1981) a été utilisé pour le dosage de Hg dans les eaux, les sols et dans les mousses. Pour le microdosage du mercure par la DNTC, nous avons utilisé la spectrophotométrie (JENWAY, 6105 UV/Vis spectrophotomètre) et une courbe étalon.

#### **3.1. Origines de Hg et S des gisements de mercure :**

Le modèle génétique admis jusqu'à ce jour est la remobilisation de Hg et S des roches sédimentaires sous l'effet du volcanisme du miocène qui a joué le rôle de moteur thermique (Bouarroudj, 1986). Cependant, l'origine exacte de Hg et de S n'est pas encore déterminée.

Il en est de même pour ce qui est du rôle de la tectonique tangentielle dans la genèse des gisements de mercure, ce qui n'exclut donc pas la remobilisation du mercure sous l'effet de compression des nappes et l'enfouissement des roches sédimentaires.

#### **3.2. Gisements de mercure :**

Dans la région, il existe plusieurs indices et gisements de métaux lourds tels que Hg, Pb, Cu, Fe. Les principaux gisements de mercure sont ceux de Ras el Ma, Ismaël, Fendek, Guenicha, Mra-Sma et Koudiet Sma.

##### **3.2.1. Gisement de mercure de Ras el Ma :**

Ce gisement épuisé, est situé à 9km au Sud-Ouest de la ville de Azzaba, sur le flanc Nord de l'anticlinal de Maksem. La minéralisation mercurielle est liée aux roches carbonatées nummilitiques recouvertes par l'assise de siltites du Lutétien-Priabonien qui forme la nappe d'Ismaël. La puissance du corps de minerai lenticulaire est en moyenne de 5-6 m. La longueur des lentilles de minerai est de 70m en moyenne. Sur le gisement, on a exploité deux couches de minerai, les grandes couches associées à la dite zone de broyage et les petites couches associées à une zone de stratification interformationnelle à 30m plus bas.

### **3.2.2. Gisement de mercure d'Ismaël :**

Il est situé à 6km au Sud-Ouest de la ville de Azzaba sur la rive gauche de la vallée de l'oued Fendek et sur le flanc Nord de la chaîne numidique. La région du gisement est constituée par des roches sédimentaires du Permo-Trias de l'Eocène et de l'Oligocène. Les schistes métamorphiques du Paléocène affleurent dans la partie Nord-Est du chantier. Les roches encaissantes sont représentées par des conglomérats brèches carbonatés et des grès du Paléocène à Eocène moyen et supérieur, qui sont recouvert en général par la nappe de siltites du Lutétien-Priabonien qui est dite nappe d'Ismail. La minéralisation affleurerait à la faveur d'une fenêtre d'érosion. Le minerai est constitué essentiellement de cinabre (95%) et métacinabre (5%).

### **3.2.3. Gisement de mercure de Fendek :**

Le gisement de Fendek est constitué de deux étages structuraux nettement exprimés dans la structure du champ minier d'Ismail : l'étage structural supérieur se rapportant aux formations allochtones tandis que l'étage inférieur faisant partie de l'autochtone de la dorsale kabyle. Les corps minéralisés se sont avérés éloignés de 1,5 à 2km vers le Nord de la limite du chevauchement inférieur d'Ismail. Ces corps sont contrôlés par les carbonates de la dorsale et la zone de broyage du sous chevauchement des formations allochtones.

### **3.2.4. Gisement de mercure de Guenicha :**

Il est situé à 4km au Sud Ouest de la ville de Azzaba. Les corps de minerai sont localisés dans des blocs tectoniques de calcaires et grès Eocène et Maestrichtien par le chevauchement d'Ismaël. Ce gisement était en exploitation en 2005, il fournissait la totalité du minerai à l'usine de traitement du complexe d'Ismaël.

### **3.2.5. Gisement de mercure de Mra Sma :**

Il est situé sur le versant Nord de la chaîne numidique à 5km au Sud Est de Azzaba. Le gisement est associé à la zone structuro-faciale de la chaîne calcaire située au contact du socle Berbère et du miogéosynclinal tellien. La chaîne calcaire est constituée par des dépôts du Permo-Trias, du Jurassique, du Crétacé inférieur, Eocène moyen et par des dépôts récents du Néogène. La structure chevauchante de base de la région est constituée par le chevauchement kabyle. Il est bien observé sur tout le versant Nord de la chaîne numidique et plonge harmonieusement sous un angle de 10 à 30° vers le Nord. La surface de chevauchement est découpée par un grand nombre d'accidents tectoniques à fort pendage de direction Nord-Est et Nord-Ouest le long desquels s'est effectué le déplacement des blocs.

### **3.2.6. Gisement de mercure de Koudiet Sma :**

Il est situé à 0,5km au Nord-Est du gisement de Mra Sma et à 6km vers le Sud-Est de Azzaba. L'indice de Koudiet Sma est contrôlé par une faille à fort pendage. Le corps du minerai se localise sur le flanc Nord-Est du gisement de Mra Sma. La minéralisation est mercuro-polymétallique. Sur le plan structural, l'indice de minerai est associé au chevauchement kabyle qui a un pendage de 10-40° vers le Nord. Pour ce chantier on observe un remaniement hydrothermal intense des roches dans l'autochtone qui est constitué par le Crétacé inférieur, Néocomien et Jurassique inférieur ainsi que dans l'allochtone constitué par des schistes séricito-chloritique et charbono-séricitique du Paléozoïque inférieur. Sur le chantier sont développés les zones des accidents tectoniques à fort pendage de direction Nord-Ouest et Nord Est, la minéralisation mercurielle est observée dans la zone de broyage sous chevauchement et dans les roches du mur du chevauchement kabyle.

### **3.3. Description des sources de pollution**

#### **3.3.1. Conséquences de l'exploitation des gisements mercuriels sur l'environnement**

##### **3.3.1.1. Aperçu sur l'usine du mercure**

Le complexe mercuriel de Azzaba (CMA), ayant pour activité la production du Mercure, utilise comme matière première du cinabre (HgS).

Le produit du mercure est conditionné dans des potiches et une potiche pèse 34,5 kg.

La production qui était de 300t/an de Mercure durant les premières années a été portée de 1975 à 900t/an.

Les opérations de concassage et de broyage entraînant la contamination de l'atmosphère exposant ainsi le personnel à des risques d'intoxications professionnelle.

##### **3.3.1.2. Les rejets du complexe**

Les eaux de refroidissement sont contaminées par le mercure, elle sont rejetées dans un première lac de décantation qui se diverse lui-même dans un second lac. Lors des crues, les eaux débordent le seconde lac et se déversent dans le oued Zebda, ce dernier déverse dans le oued Fendek qu'il se déverse lui-même dans l'oued Emchekel puis l'oued Kebir qui finie en méditerranée.

Il est donc important de s'intéresser à ces rejets constituant un risque d'apport journalier de ce toxique redoutable qu'est le Mercure, pour l'environnement.

#### **3.3.2. Pollutions générées**

##### **a) Pollution hydrique :**

Le complexe ne dispose que de deux lacs de décantation (lacs naturels) non aménagés, d'un volume de 15.000 m<sup>3</sup>. La capacité de traitement étant de 600 m<sup>3</sup>/j, le procédé de traitement consiste en la neutralisation décantation par le rajout de Na<sub>2</sub>S.

A la sortie du processus, les eaux sont évacuées dans les deux lacs de décantation. Lors des averses de pluies, les deux lacs débordent ; les eaux excédentaires sont rejetées dans l'oued Zebda, qui se déverse dans le confluent de l'oued Kébir, ce dernier se jetant directement en mer méditerranée.

Durant le transport du Mercure en solution est en association avec les matières en suspensions dans les cours d'eau et dans les eaux souterraines, on peut s'attendre à un nombre de transformation chimique dont on peut citer la transformation du mercure inorganique en méthylmercure (CH<sub>3</sub>Hg) et diméthylmercure, qui sont volatiles et peuvent passer dans l'atmosphère.

Le mercure se présente sous forme de particules qui finissent par se déposer dans les sédiments. La concentration du mercure dans les sédiments dépend beaucoup de leur propriété lithologique et minéralogique. Il existe de fortes corrélations entre la teneur des sédiments en mercure et le pourcentage de matériaux à grains fins (argiles et vases). Ce phénomène de précipitation peut provoquer l'infiltration du mercure dans le sol et qui atteindra par suite la nappe phréatique.

La nature géologique des terrains se trouvant à proximité du gisement de mercure sont d'origine marneuses, donc ces roches peu perméable facilitent le passage du mercure dans le sous sol.

Les teneurs en mercures retrouvées dans les eaux souterraines de la région sont très élevées et dépassent la norme de 1µg/L, témoignant ainsi d'une contamination de la nappe phréatique Oligocène (BENHAMZA, 2007). atteignant jusqu'à **170µg/l** (RADJI, 2006).

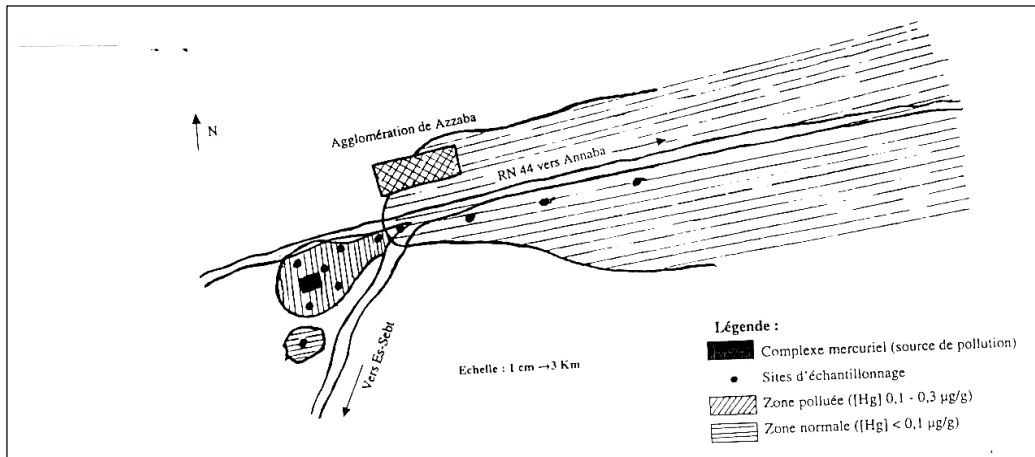
#### **b) Pollution atmosphérique :**

Le complexe de mercure de Azzaba génère une pollution atmosphérique dont nous ignorons l'ampleur. Les gaz rejetés sont : gaz à base d'azote, gaz sulfurique, gaz carbonique, vapeurs de mercure et vapeur d'eau.

L'accumulation spatio-temporelle du mercure par les transplants de *Xanthoria parietina* (lichen) nous a permis de définir deux zones d'iso pollution : une zone polluée (**0.3µg/g > [Hg] > 0.1µg/g**) s'étendant jusqu'à 1Km au Sud de la source et jusqu'à 3.5Km au Nord-Est de la source, au-delà de ces limites, les zones sont considérée non polluées (**[Hg] < 0.1µg/g**) (fig.29). Nous estimons que plus le temps d'exposition de ces transplants est long, plus la bio indication est significative.

L'accumulation du mercure par *Xanthoria parietina* montre que cette dernière est caractérisée par un pouvoir accumulateur élevé mais ce dernier reste fonction de la distance par rapport à la source de pollution (NIEBOER et al., 1972 ; TOMASSINI et al., 1976 cité par ALIOUA, 1995 ). Son

utilisation comme bio indicatrice permet une bonne détection de la pollution atmosphérique dans la région de Azzaba (La transplantation a eu lieu le 14/12/94 au niveau de quatorze sites).



**Fig.29** : Cartographie de la pollution mercurielle dans la zone d'Azzaba à l'aide des transplants de *Xanthoria parietina* (D'après ALIOUA, 1995).

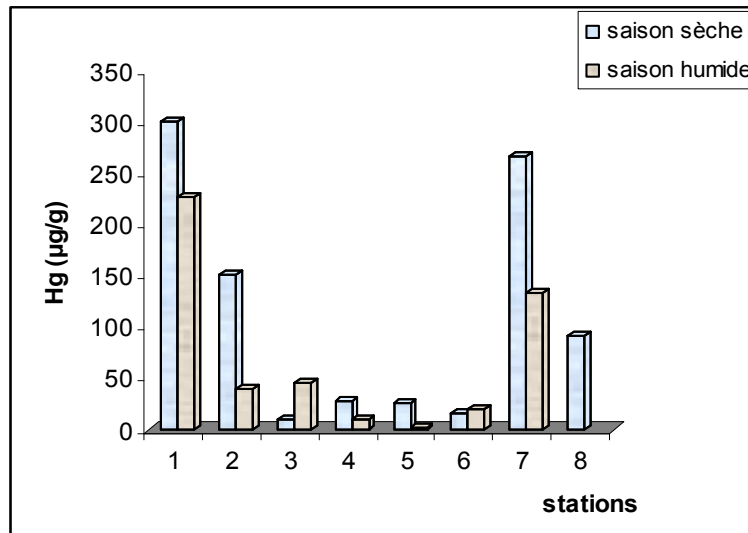
### c) Pollution des sols irrigués au voisinage du complexe :

Les résultats des analyses des échantillons prélevés de sol, nous permettent de constater que toutes les stations d'échantillonnage de sol sont contaminées par ce métal. Aussi, les teneurs en mercure dans le sol sont très variable aussi bien dans l'espace environnant le complexe mercuriel que dans le temps représenté par deux dates différentes correspondant à une saison sèche (été) et une saison humide (hiver).

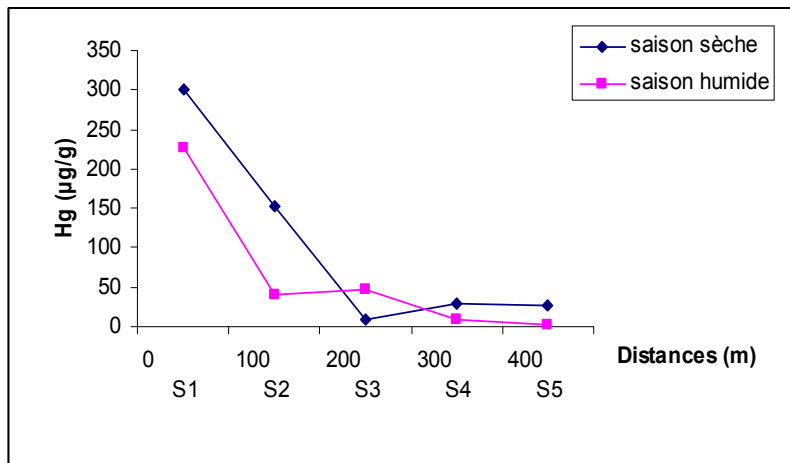
La plus forte teneur est observé en saison sèche de **300.12µg/g** dans la station n°1 qui se trouve à proximité de l'usine de mercure. Par contre la plus faible teneur est enregistrée en saison humide de **1.67µg/g** au niveau de la station n°5 qui se trouve à 400m de l'usine en allant vers Essebt.

En représentant les teneurs en mercure du sol par rapport à l'éloignement de l'usine selon un transect Nord-Sud c'est-à-dire dans la direction usine vers Essebt, nous constatons que les plus fortes teneurs sont proches de l'usine et les plus faibles en s'approchant d'Essebt. Ceci revient à dire qu'il y a une forte pollution par le mercure aux alentours de l'usine. Cette pollution est atténuée dans les autres stations par effet du vent (dispersion importante). Aux niveau des anciennes carrières de cinabre (Mra Sma) en cour d'exploitation (Guenicha), les sols sont contaminés par le mercure à des teneurs respectives de **267.10** (saison sèche) à **134.08µg/g** (saison humide) et de **91.24µg/g** (seulement la saison sèche).

En généralisant ces résultats, nous pouvons encore mentionner que les sols de cette région sont très contaminés par le mercure à de très fortes teneurs (teneur normale=10-50µg/g, Jennee.A, 1970 in Latik, 1997 cité par Achi, 1998) dont les valeurs les plus élevées sont en saison sèche.



**Fig.30** : Distribution spatiale des teneurs en mercure dans le sol pendant la saison sèche et la saison humide



**Fig. 31** : Teneurs en mercure total du sol en fonction de la distance par rapport au complexe mercuriel.

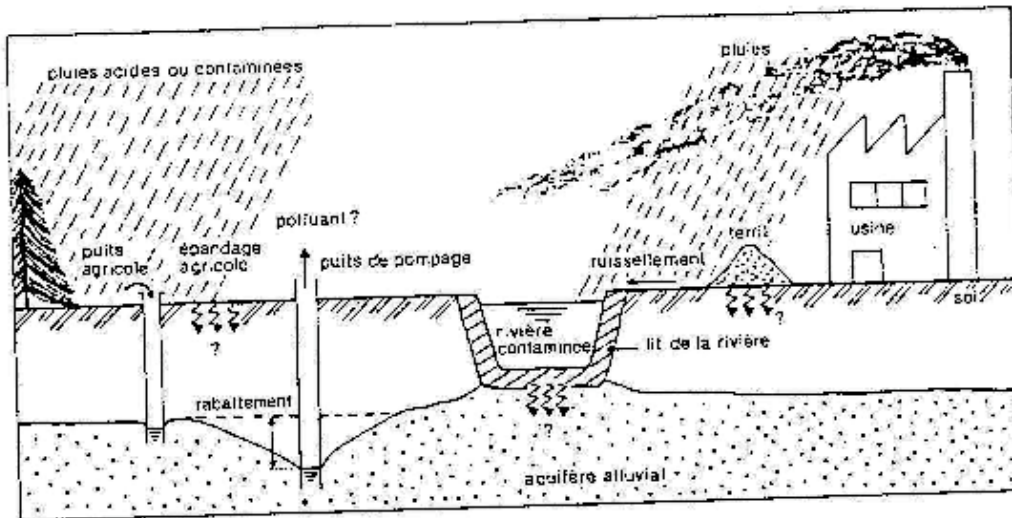


Fig. 32 : Diagramme des sources potentielles de pollution par le mercure (In BENHAMZA, 2007)

#### 4. Résultats et discussion

##### 4.1 Evaluation des concentrations dans les milieux d'exposition

L'évaluation de l'exposition consiste, dans un premier temps, à estimer à l'aide de calculs ou de mesures, la concentration en polluant dans les milieux d'exposition. Il s'agit ensuite de calculer la dose d'exposition de la cible terminale à une substance chimique présente dans un milieu pendant une période donnée. Dans l'étude de (AOUN., 1996), les concentrations en Hg ont été mesurées dans les milieux d'exposition ; air, sol, eau superficielle et bryophytes.

##### 4.1.1. Concentration dans le milieu Eau :

La teneur en mercure dans l'eau est très variable d'un endroit à un autre ; elle passe en effet de **0,0005 à 3,72 ppm** pour les eaux superficielles et de **0.50 à 0.196ppm** pour les eaux souterraines.

##### 3.1.2. Concentration dans le milieu Sol :

Dans les sols, les teneurs en mercure sont nettement plus élevées que dans les eaux de l'oued Fendek. Dans l'ensemble, les valeurs oscillent entre **1,5 et 21,25 ppm**.

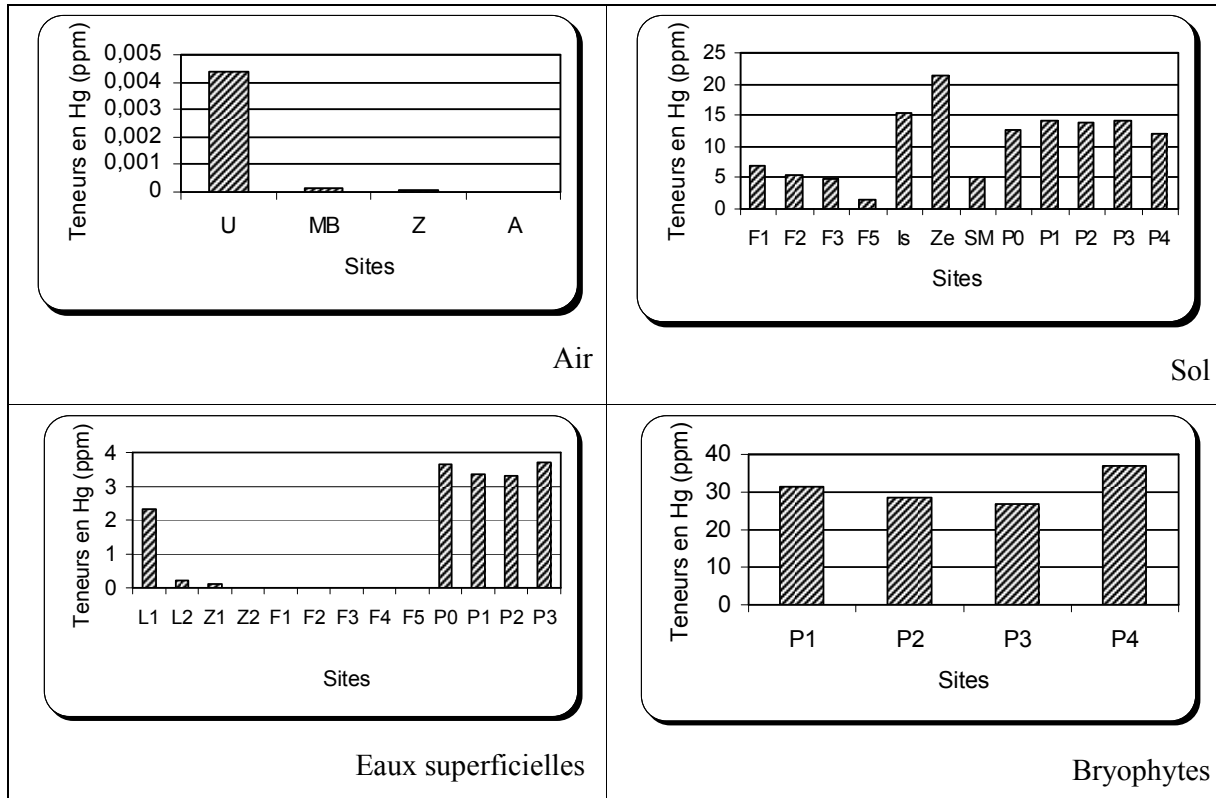
##### 3.1.3 Concentration dans le milieu Bryophytes :

La mesure des polluants d'origine atmosphériques dans les bryophytes offre une information spécifique. Les molécules présentes dans les tissus des bryophytes ne peuvent avoir qu'une origine atmosphérique, car ce sont des végétaux dépourvus des systèmes vasculaires différenciés (ni racines,

ni vaisseaux vasculaires). Les bryophytes ont l'avantage de concentrer les polluants en très quantités dans le milieu. Leur contact permanent avec le milieu fournit une information intégrée dans le temps. Les teneurs en mercure sont très élevées par comparaison à celles de l'eau et du sol, elles varient entre **26,90 et 36, 80 ppm**.

### 3.1.4. Concentration dans le milieu Air :

La teneur en mercure dans l'air est très variable d'un endroit à un autre ; elle oscille entre **0,00002 et 0,00435 ppm**.



**Fig.33 : Distribution spatiale des teneurs en mercure dans l'air, le sol, les eaux souterraines et les Bryophytes**

L'émission de Hg à partir du complexe et des mines est une source importante de Hg dans les sols. Le graphe ci-dessus montre que la teneur en Hg dans l'air à proximité du complexe décroît avec

la distance: les teneurs en Hg dans l'air à 4000 m du complexe, sont divisées par 200 environ, par rapport aux teneurs mesurées à proximité de la source (fig.35).

#### 4.2 Evolution des teneurs en Hg dans les sols en fonction de la distance à l'usine émettrice

De façon générale, les teneurs en Hg dans les sols au voisinage d'une usine émettrice diminuent d'autant plus que l'on s'éloigne de l'usine. Ainsi, la diminution peut suivre une évolution telle que montrée ci-dessous (fig.34). Sur ce cas particulier entre 1000 m et 3000 m de l'usine, les teneurs en mercure dans les eaux superficielles sont divisées par 24 environ.

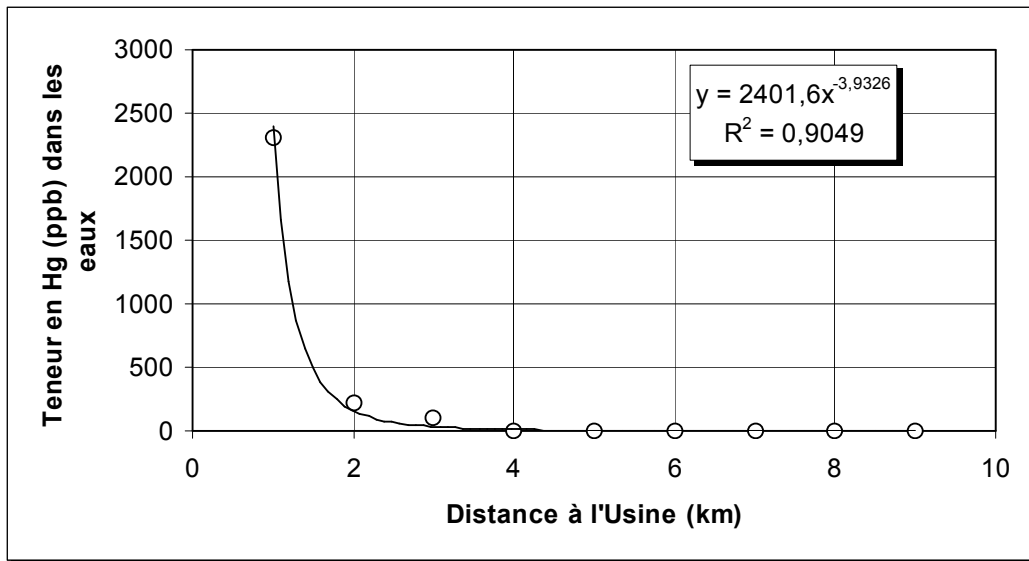
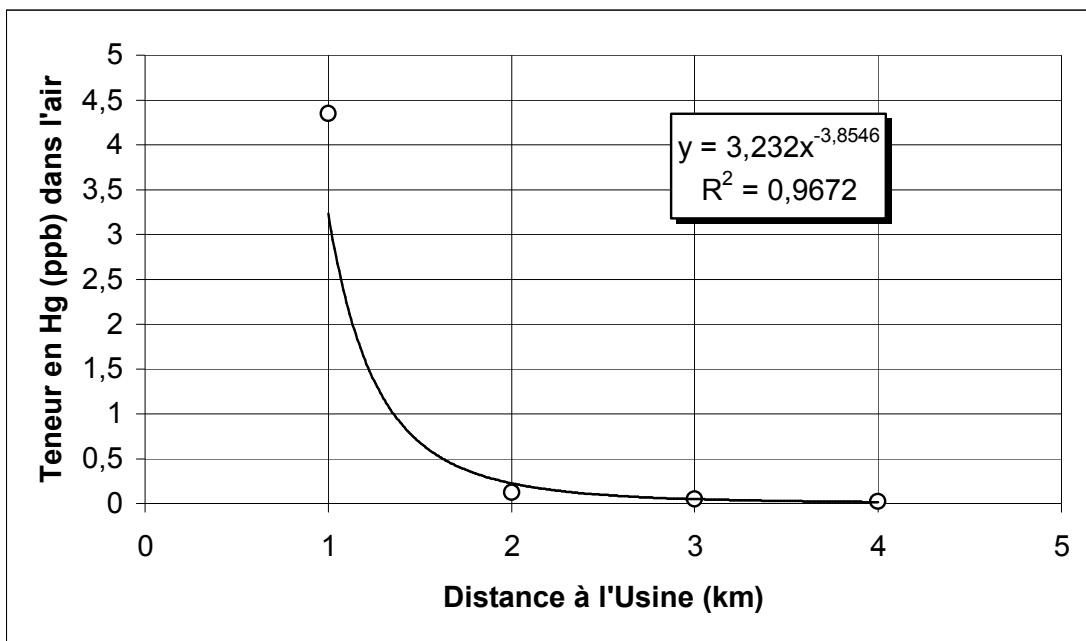


Fig.34 : teneurs en mercure total des eaux superficielles en fonction de la distance par rapport aux complexe mercuriel.



**Fig.35 : teneurs en mercure total dans l'air en fonction de la distance par rapport aux complexe Mercuriel.**

Tableau N°16 : Synthèse des teneurs en Hg dans différentes mémoires et thèses.

| Milieux d'exposition | Sites       | Teneurs en Hg (ppm) | Teneurs en Hg (ppb) | Dates          | Références             |
|----------------------|-------------|---------------------|---------------------|----------------|------------------------|
| Eaux superficielles  | L1          | 2,310               | 2310                | 01/1990        | Khalfi, 1992           |
|                      | L2          | 0,224               | 224                 |                |                        |
|                      | Z1          | 0,096               | 96                  | 03/1989        | Tifouti, 1993          |
|                      | Z2          | 0,00225             | 2,25                | 01/1990        | Khalfi, 1992           |
|                      | F1          | 0,001               | 1                   | 03/1989        | Tifouti, 1993          |
|                      | F2          | 0,005               | 5                   |                |                        |
|                      | F3          | 0,0013              | 1,3                 |                |                        |
|                      | F4          | 0,001               | 1                   |                |                        |
|                      | F5          | 0,0005              | 0,5                 |                |                        |
|                      | Point 0     | 3,66                | 3660                | 1995/96        | Aoun, 1996             |
|                      | Point 1     | 3,37                | 3370                |                |                        |
|                      | Point 2     | 3,32                | 3320                |                |                        |
|                      | Point 3     | <b>3,72</b>         | 3720                |                |                        |
|                      | Ponit1      | 0,085               | 85                  | 2005/06        | Radji & Rihia, 2006    |
|                      | Ponint5     | 0.075               | 75                  | 09/2004        | CAIB, 2006             |
|                      | Ponint2     | 0.1036              | 103,6               |                |                        |
| Point 5              | 0.747       | 747                 | 1989/90             | BENHAMZA, 1996 |                        |
| Point 9              | 0.160       | 160                 |                     |                |                        |
| Air                  | U           | <b>0,00435</b>      | 4,35                | 1991           | Khalfi, 1992           |
|                      | MB          | 0,00012             | 0,12                |                |                        |
|                      | Z           | 0,00005             | 0,05                |                |                        |
|                      | A           | 0,00002             | 0,02                |                |                        |
| Sols                 | F1          | 7,000               | 7000                | 03/1989        | Tifouti, 1993          |
|                      | F2          | 5,300               | 5300                |                |                        |
|                      | F3          | 4,700               | 4700                |                |                        |
|                      | F5          | 1,500               | 1500                |                |                        |
|                      | Is          | 15,250              | 15250               | 1993 ?         | Benalia & Redjli, 1994 |
|                      | Ze          | <b>21,250</b>       | 21250               |                |                        |
|                      | SM          | 5,000               | 5000                |                |                        |
|                      | Point 0     | 12,68               | 12,68               | 1995/96        | Aoun, 1996             |
|                      | Point 1     | 14,13               | 14,13               |                |                        |
|                      | Point 2     | 13,87               | 13,87               |                |                        |
| Point 3              | 14,13       | 14,13               |                     |                |                        |
| Point 4              | 11,90       | 11,90               |                     |                |                        |
| Bryophytes           | Point 0     | <b>36, 80</b>       | 36, 80              | 1995/96        | Aoun, 1996             |
|                      | Point 1     | 31,30               | 31,30               |                |                        |
|                      | Point 2     | 28,60               | 28,60               |                |                        |
|                      | Point 3     | 26,90               | 26,90               |                |                        |
|                      | Point 4     | 36,86               | 36,86               |                |                        |
| Eaux souterraines    | Puits (P18) | 0,050               | 50                  | 2005/06        | Radji & Rihia, 2006    |
|                      | Puits (P14) | 0,170               | 170                 | 09/2004        | CAIB, 2006             |
|                      | Puits (P49) | <b>0.196</b>        | 196                 |                |                        |
|                      | Puits (P21) | 0.184               | 184                 |                |                        |

|  |       |       |     |      |               |
|--|-------|-------|-----|------|---------------|
|  | S.210 | 0.100 | 100 | 1987 | BENHAMZA,1996 |
|--|-------|-------|-----|------|---------------|

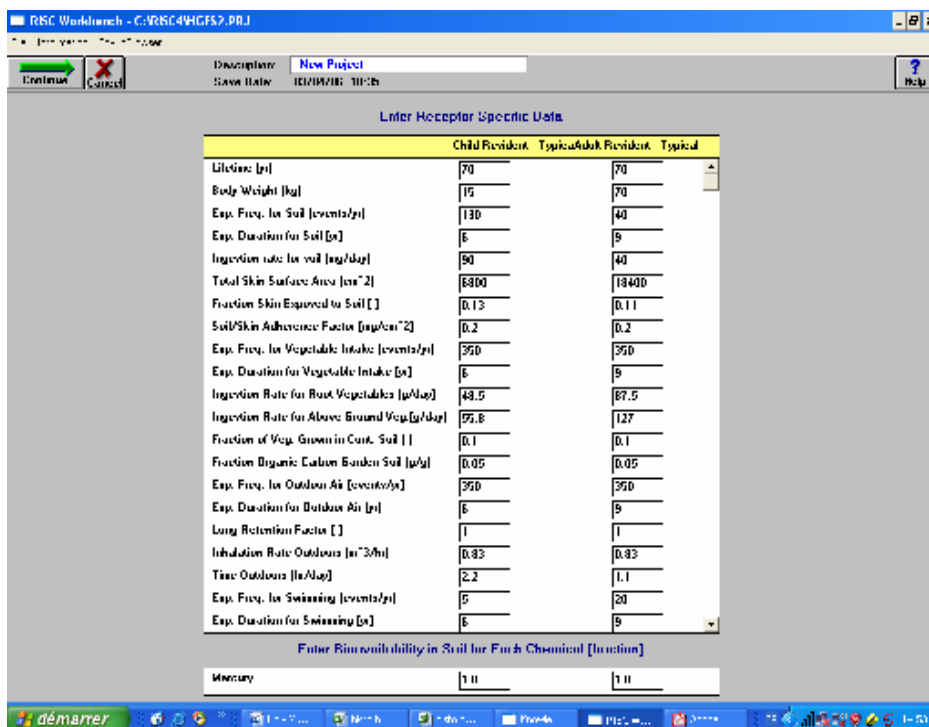
### 3.3 Les milieux récepteurs et voies d'exposition:

A partir du logiciel RISC 4, les milieux récepteurs sont : le sol, l'eau de surface et l'air d'extérieur.

- ✓ **Sol** : avec trois voies d'exposition comme suivant :
  - Ingestion de sol
  - Contact dermique
  - Ingestion des végétaux
- ✓ **Eaux superficielles** : avec deux voies d'exposition ; l'ingestion et le contact dermique.
- ✓ **Air d'extérieur** : la seule voie d'exposition est l'inhalation.
- ✓ **Eaux souterraines** : ingestion, contact dermique et inhalation pendant douche.

### 3.4 Les facteurs d'exposition :

Les calculs du risque ont été effectués à l'aide du logiciel RISC 4 selon les facteurs d'exposition donnés par le tableau 17



| Paramètres   | Enfant | Adulte |
|--|--------|--------|
| Durée de vie (an)  | 70     | 70     |
| Poids moyen (kg)   | 15     | 70     |
| Fréquence d'exposition au sol (événements / année)                       | 130    | 40     |
| Durée d'exposition au sol (an)   | 6      | 9      |
| Quantité de sol ingérée (mg/j)   | 90     | 40     |
| Surface totale en contact (cm <sup>2</sup> )                             | 6800   | 18400  |
| Fraction de peau en contact avec sol (-)                                 | 0,13   | 0,11   |
| Adhérence du sol sur la peau (mg/cm <sup>2</sup> /évènement)             | 0,2    | 0,2    |
| Fréquence d'exposition pour l'ingestion des légumes (événements / année) | 350    | 350    |
| Durée d'exposition au plantes (an)                                       | 6      | 9      |
| Quantité de légumes racines ingérée (mg/j)                               | 48,5   | 87,5   |
| Quantité de légumes ingérée (g/j)  | 55,8   | 127    |
| Fraction de légume développé dans le sol contaminé                       | 0,1    | 0,1    |
| fraction de carbone organique dans le sol de jardin (g/g)                | 0,05   | 0,05   |
| Fréquence d'exposition à l'air extérieur (événements / année)            | 350    | 350    |
| Durée d'exposition à l'air extérieur (année)                             | 6      | 9      |
| Facteur de conservation dans les poumons (-)                             | 1      | 1      |
| Quantité d'air inhalé (m <sup>3</sup> /h)                                | 0,83   | 0,83   |
| Temps passé à l'extérieur (h/j)  | 2,2    | 1,1    |
| Fréquence d'exposition pendant la natation (événements / année)          | 5      | 20     |
| Durée d'exposition pendant la natation (an)                              | 6      | 9      |

(Données tirées de la littérature de RISC4)

**Tableau N°17: Tableau récapitulatif des facteurs de calcul des risques dans le logiciel RISC 4,0**

### **3.5 Estimation du risque**

#### **3.5.1 Effets du mercure sur la santé**

Le mercure est un composé que l'on peut trouver naturellement dans la nature, on peut le trouver sous forme métallique, sous forme de sels ou dans des composés organiques.

Le mercure métallique est utilisé dans beaucoup de produits ménagers, tels que les baromètres, les thermomètres, ampoules des lampes fluorescentes. Le mercure de ces appareils est piégé et ne pose en général pas de problèmes de santé. Cependant lorsqu'un thermomètre se casse on est exposé pendant une courte période à un niveau relativement haut de mercure, et ce par inhalation car il se vaporise. Ceci peut provoquer certains problèmes tels que des dommages au cerveau, aux nerfs et aux reins, une irritation des poumons, des yeux, une éruption cutanée, des vomissements et des diarrhées.

Le mercure n'est pas naturellement présent dans les aliments, mais le mercure peut se retrouver dans les aliments, étant donné qu'il peut se diffuser dans la chaîne alimentaire grâce à des organismes plus petits qui sont mangés par l'homme, par exemple les poissons. En général les concentrations en mercure dans les poissons dépassent largement les concentrations de l'eau dans laquelle ils vivent. Les produits d'élevage de bétail peuvent aussi contenir des quantités importantes de mercure. Le mercure n'est pas communément trouvé dans les produits des plantes, mais il peut pénétrer dans le corps par l'intermédiaire de légumes ou d'autres cultures, quand on utilise des produits contenant du mercure dans l'agriculture.

Le mercure a un certain nombre d'effets sur l'homme, tels que la perturbation du système nerveux, les fonctions cérébrales endommagées, l'ADN et les chromosomes endommagés, des réactions allergiques, une éruption cutanée, la fatigue et les maux de tête, une influence négative sur la reproduction, telle que sperme endommagé, fausse couche. L'endommagement des fonctions cérébrales peut avoir pour conséquence une dégradation des facultés d'apprentissage, des changements de personnalités, des tremblements, une modification de la vision, la surdité, un incoordination des muscles et des pertes de mémoires.

#### **3.5.2 Effets du mercure sur l'environnement**

Le mercure est un métal présent naturellement dans l'environnement. Il pénètre dans l'environnement lors de la rupture naturelle des minéraux dans les roches et le sol exposé au vent et à l'eau. La dispersion de mercure provenant de sources naturelles est restée à peu près la même au cours des années. Pourtant la concentration en mercure dans l'environnement ne cesse d'augmenter, ceci est à attribuer à l'activité humaine.

La plupart du mercure rejeté par les activités humaines est rejeté dans l'air, lors de la combustion de combustibles fossiles, de l'exploitation minière, la fonderie, et la combustion des déchets solides. Certaines activités rejettent du mercure directement dans le sol ou dans l'eau, par exemple l'application de fertilisants agricoles et les rejets d'eaux usées industrielles. Tout le mercure rejeté dans l'environnement finit finalement dans les sols ou les eaux de surface.

Le mercure du sol peut s'accumuler dans les champignons. Les eaux de surface acides peuvent contenir une quantité significative de mercure. Lorsque le pH est entre 5 et 7 les concentrations en mercure dans l'eau augmentent car on mobilise le mercure du sol.

Une fois que le mercure a atteint les eaux de surface ou les sols, les micro-organismes peuvent le transformer en méthylmercure, une substance qui peut être absorbée rapidement par la plupart des organismes et dont on sait qu'elle cause des dommages aux nerfs. Les poissons sont des organismes qui absorbent des quantités importantes de méthyle de mercure des eaux de surfaces tous les jours. Par conséquent le méthylmercure peut s'accumuler dans les poissons et les chaînes alimentaires auxquelles ils appartiennent.

Les effets du mercure sur les animaux sont des problèmes aux reins, une perturbation de l'estomac, des problèmes aux intestins ou des échecs de reproductions.

### **3.6. Caractérisation des risques sanitaires**

La caractérisation du risque se fait en distinguant les effets à seuil des effets sans seuil.

#### **3.6.1. Quantification des risques sanitaires pour les effets à seuil**

**La valeur repère pour l'appréciation du risque sanitaire est fixée à 1** : lorsque l'IR est inférieur à la valeur de 1, le risque est considéré comme non préoccupant en l'état actuel des connaissances.

Dans ce travail, nous avons pris en considération ces risques pour les populations des agglomérations de la zone mercurielle Azzaba. On a quatre scénarios pour le micropolluant de Mercure suivant différentes voies d'exposition :

- Sol ;
- Eaux souterraines ;
- Eaux superficielles ;
- Air d'extérieur.

Les résultats obtenus par le logiciel RISC4 sur les deux catégories de la société (adulte et enfant) sont illustrés dans les tableaux (18 à -) et les figures (- à -).

**Tableau 18.** Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour le sol dans la zone mercurielle d’Azzaba (enfant & adulte).

| CASE 1:<br>Child Resident - Typical |                         |                           |                                    |  |         |  |
|-------------------------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------------|--|---------|--|
|                                     | Ingestion<br>of<br>Soil | Dermal<br>Contact<br>Soil | Ingestion<br>of Root<br>Vegetables | Ingestion<br>AboveGround<br>Vegetables | TOTAL   |  |
| Mercury                             | 1.5E-01                 | 3.0E-02                   | 3.0E+00                            | 3.4E+00                                | 6.6E+00 |  |
| TOTAL                               | 1.5E-01                 | 3.0E-02                   | 3.0E+00                            | 3.4E+00                                | 6.6E+00 |  |
| CASE 2:<br>Adult Resident - Typical |                         |                           |                                    |  |         |  |
|                                     | Ingestion<br>of<br>Soil | Dermal<br>Contact<br>Soil | Ingestion<br>of Root<br>Vegetables | Ingestion<br>AboveGround<br>Vegetables | TOTAL   |  |
| Mercury                             | 4.4E-03                 | 4.5E-03                   | 1.1E+00                            | 1.7E+00                                | 2.8E+00 |  |
| TOTAL                               | 4.4E-03                 | 4.5E-03                   | 1.1E+00                            | 1.7E+00                                | 2.8E+00 |  |

**Tableau 19.** Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour les eaux souterraines dans la zone mercurielle d’Azzaba (enfant & adulte).

| CASE 1:<br>Child Resident - Typical |                                |                   |                                |         |
|-------------------------------------|--------------------------------|-------------------|--------------------------------|---------|
|                                     | Ingestion<br>of<br>Groundwater | Dermal<br>Contact | Inhalation<br>During<br>Shower | TOTAL   |
| Mercury                             | 2.1E+01                        | 5.8E-02           | 3.9E+01                        | 6.0E+01 |
| TOTAL                               | 2.1E+01                        | 5.8E-02           | 3.9E+01                        | 6.0E+01 |
| CASE 2:<br>Adult Resident - Typical |                                |                   |                                |         |
|                                     | Ingestion<br>of<br>Groundwater | Dermal<br>Contact | Inhalation<br>During<br>Shower | TOTAL   |
| Mercury                             | 9.8E+00                        | 3.4E-02           | 8.4E+00                        | 1.8E+01 |
| TOTAL                               | 9.8E+00                        | 3.4E-02           | 8.4E+00                        | 1.8E+01 |

**Tableau 20.** Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour l'air d'extérieur dans la zone mercurielle d'Azzaba (enfant & adulte).

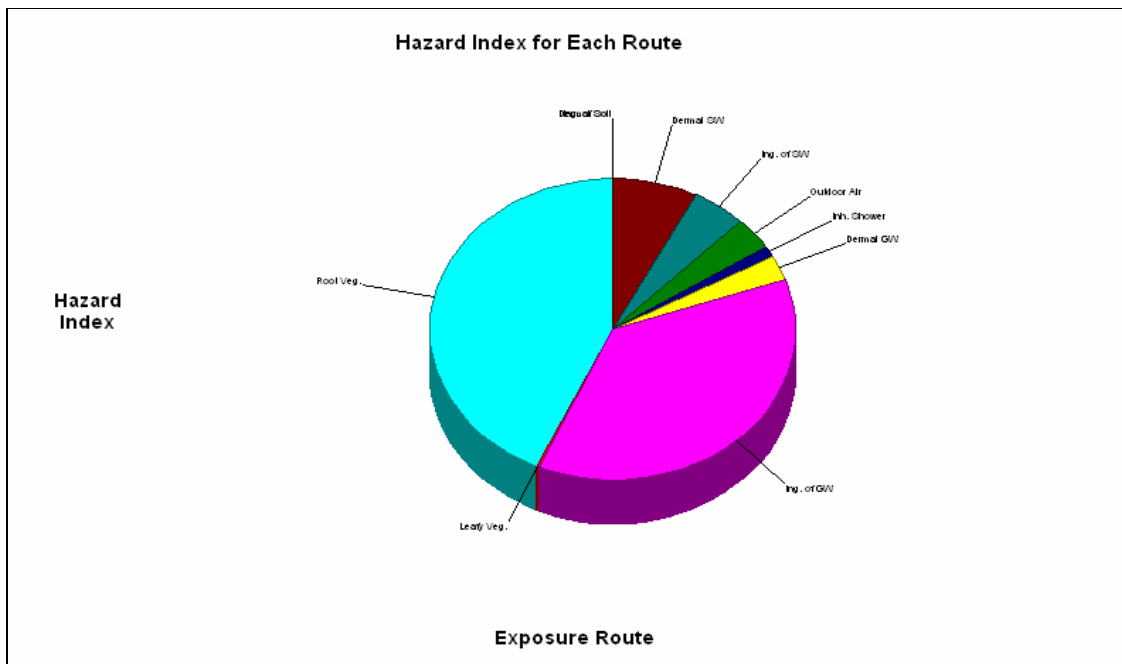
|                                     |                                 |         |
|-------------------------------------|---------------------------------|---------|
| CASE 1:<br>Child Resident - Typical |                                 |         |
|                                     | Inhalation<br>of<br>Outdoor Air | TOTAL   |
| Mercury                             | 5.9E+00                         | 5.9E+00 |
| TOTAL                               | 5.9E+00                         | 5.9E+00 |
| CASE 2:<br>Adult Resident - Typical |                                 |         |
|                                     | Inhalation<br>of<br>Outdoor Air | TOTAL   |
| Mercury                             | 6.3E-01                         | 6.3E-01 |
| TOTAL                               | 6.3E-01                         | 6.3E-01 |

**Tableau 21.** Tableau récapitulatif des indices de risque au Mercure pour les eaux superficielles dans la zone mercurielle d'Azzaba (enfant & adulte).

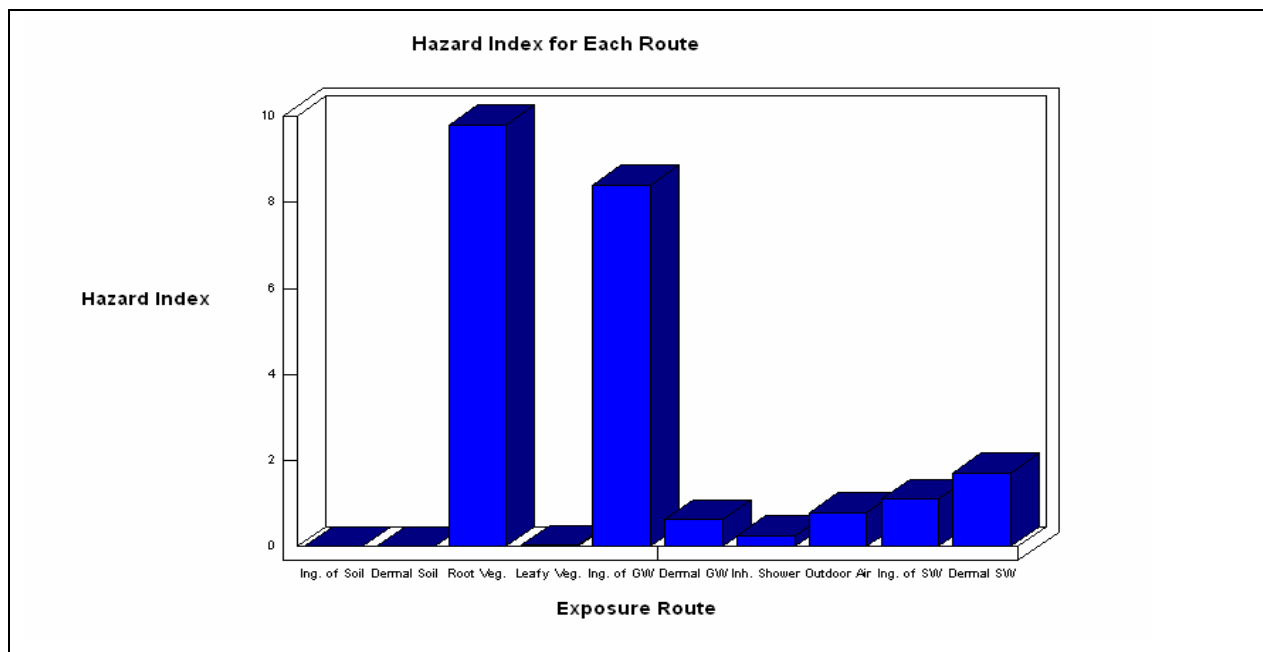
|                                     |                               |                                      |         |
|-------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|---------|
| CASE 1:<br>Child Resident - Typical |                               |                                      |         |
|                                     | Ingestion<br>of<br>Surface W. | Dermal<br>Contact with<br>Surface W. | TOTAL   |
| Mercury                             | 2.9E-01                       | 3.4E-01                              | 6.3E-01 |
| TOTAL                               | 2.9E-01                       | 3.4E-01                              | 6.3E-01 |
| CASE 2:<br>Adult Resident - Typical |                               |                                      |         |
|                                     | Ingestion<br>of<br>Surface W. | Dermal<br>Contact with<br>Surface W. | TOTAL   |
| Mercury                             | 2.5E-01                       | 7.9E-01                              | 1.0E+00 |
| TOTAL                               | 2.5E-01                       | 7.9E-01                              | 1.0E+00 |

**NOTE:** A zero hazard index may indicate that a RfD was not entered for that chemical.

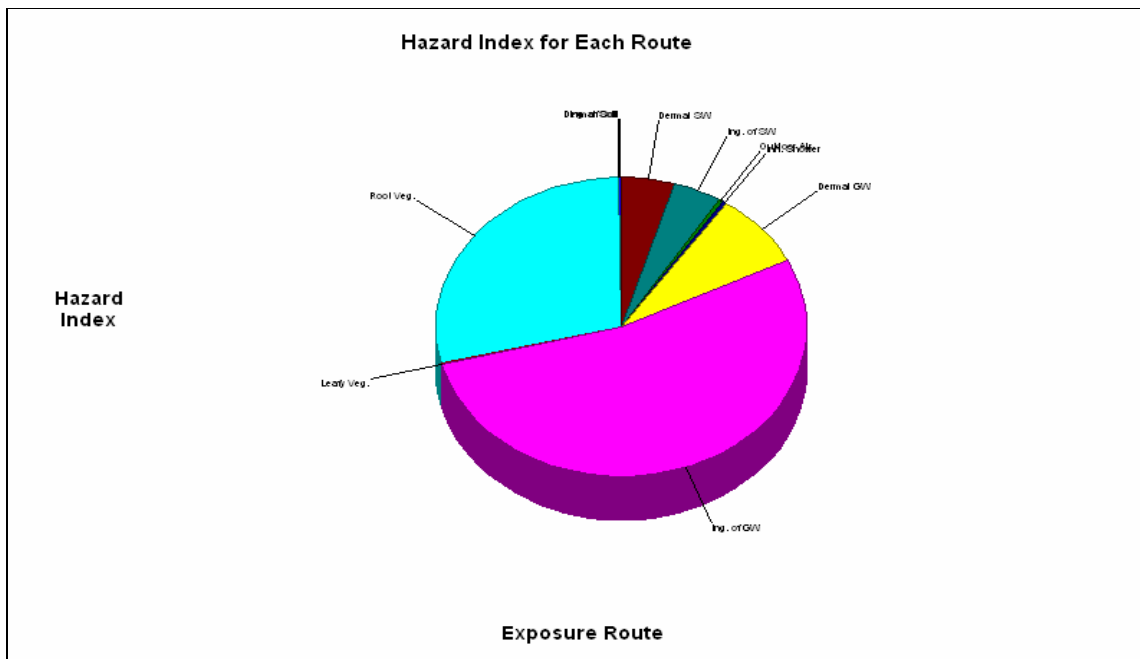
Le traitement des données chimiques par le logiciel RISC4, pour la zone mercurielle d'Azzaba montre que l'indice de risque pour le Mercure est inacceptable pour l'enfant et adulte, dans les deux cas : le sol de surface et les eaux souterraines. En revanche, il est acceptable pour l'enfant dans le cas des eaux superficielles et pour l'adulte dans le cas de l'air d'extérieur.



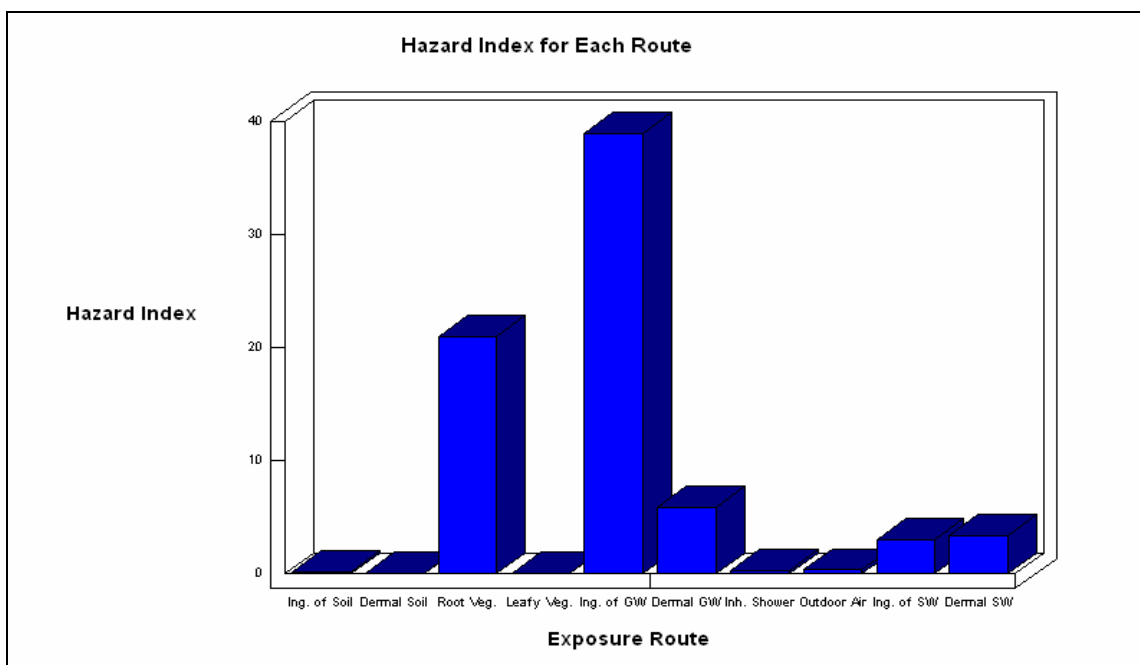
**Fig.36** : secteurs des indices de risque de différentes voies d'exposition au mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour adulte).



**Fig.37** : Histogramme des différentes voies d'exposition au Mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour adulte).



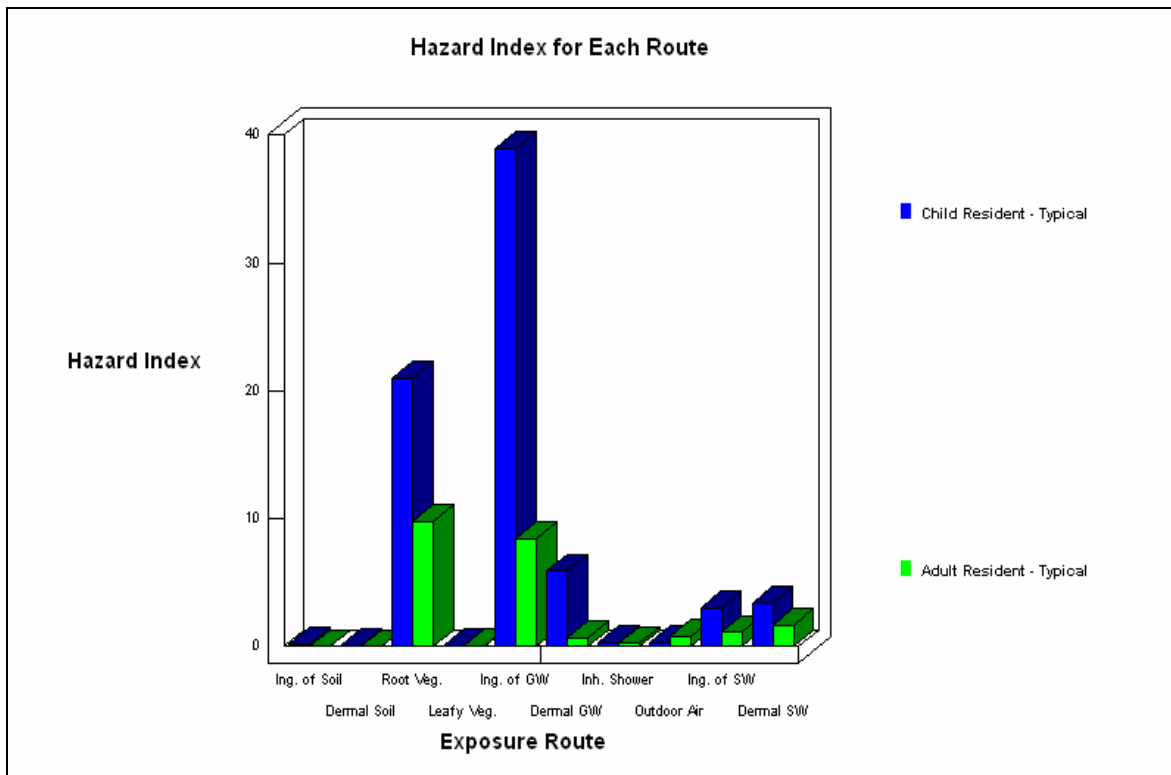
**Fig.38** : secteurs des indices de risque de différentes voies d'exposition au mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour enfant).



**Fig.39**: Histogramme des différentes voies d'exposition au Mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour enfant).

Les figures de (36 à 39) montre que le Mercure présente plus du risque (inacceptable) dans les eaux souterraines (par voie d'ingestion) et le sol (par la voie d'ingestion des légumes de racines) pour les deux cibles : enfant & adulte. Par contre le risque est de moindre degré dans les eaux superficielles et l'air d'extérieur.

La différence du degré du risque des différentes voies d'exposition au Mercure pour les deux cibles (enfant & adulte) est bien illustrée dans la figure ci-dessous.



**Fig.40** : Histogramme des différentes voies d'exposition au Mercure dans la zone mercurielle d'Azzaba (pour adulte et enfant).

### 3.6.2. Quantification des risques sanitaires pour les effets sans seuil : effets cancérigènes

La valeur repère pour l'appréciation du risque sanitaire est fixée à  $10^{-5}$  : lorsque l'ERI est inférieur à la valeur de  $10^{-5}$ , le risque cancérigène est considéré comme non préoccupant en l'état actuel des connaissances.

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil pour le mercure : Non disponibles

#### 4. Conclusion :

Le traitement des données chimiques par le logiciel RISC4, pour la zone mercurielle d'Azzaba montre que l'indice de risque pour le Mercure est inacceptable pour l'enfant et adulte, dans les deux cas : le sol de surface et les eaux souterraines. En revanche, il est acceptable pour l'enfant dans le cas des eaux superficielles et pour l'adulte dans le cas de l'air d'extérieur.

Donc le site de Azzaba présente une contamination métallique par le mercure au niveau du sol qui exige une dépollution le plus possible pour protéger la santé humaine des populations de la ville de Azzaba.

Les résultats font apparaître clairement **un risque réel et sérieux d'intoxication** au mercure par les populations de la zone mercurielle d'Azzaba. Plus ces populations vivent à proximité du complexe mercuriel et en aval de oued Fendek, et plus ce risque est important.

Dans une certaine mesure, il est vraie que le problème du mercure n'est pas, jusqu'à maintenant, une atteinte directe à la santé des hommes. Si les cas d'empoisonnement sont souvent dramatiques, ils se soldent par un nombre restreint de décès.

Les changements que doivent apporter à leur mode de vie les populations riveraines des zones contaminées sont maintenant bien connus en Suède et en Amérique du Nord. Dans certaines de ces régions, la pêche commerciale est interdite et si la pêche sportive est admise, on recommande cependant de ne pas consommer le poisson capturé.

Dans le domaine minier, si l'exploitation des ressources naturelles en mercure est aussi une accélération du processus d'érosion. L'incidence la plus grave réside dans le fait que le mercure extrait va augmenter le tonnage de cet élément dans le cycle géochimique d'où il ne peut plus être éliminé.

Le seul mécanisme actuellement connu pour décontaminer une région est un mécanisme de dispersion. Mécanisme qui ne résout le problème qu'à l'échelle locale puisque le mercure ainsi disperser va contribuer à la pollution générale de notre monde.

L'accroissement continu de l'utilisation industrielle du mercure a pour conséquence une exploitation toujours plus intense des ressources minières et une élévation graduelle de la quantité de cet élément dans l'environnement. Nous pensons que les rejets désastreux de mercure dans les milieux confinés tels que les lacs et les oueds pourront être totalement éliminés avec le temps. Par contre, l'accroissement général et insidieux de cet élément dans l'environnement à l'échelle mondiale va continuer et constitue un risque inconnu pour l'avenir.

## **Conclusion générale et Recommandations**

La première partie se rapporte à un cas de pollution du sol, de l'air et des eaux superficielles et souterraines engendrée par le stockage des déchets industriels directement sur le sol et par les rejets non contrôlés d'effluents industriels dans le milieu récepteur.

L'évaluation détaillée des risques sur la santé des travailleurs du complexe sidérurgique «Mittal steel» montre que ce sont surtout l'inhalation et le contact dermique qui présentent les risques les plus élevés pour les travailleurs à l'extérieur des bâtiments. Le risque cancérigène par inhalation du chrome est donc supérieur à la probabilité qu'il y ait une personne sur 100 000 habitants qui soit atteinte par le cancer.

La pollution des eaux souterraines s'étale latéralement sur une bande de 500-600 m de part et d'autre de l'oued Meboudja. Cette dernière reçoit en effet les effluents industriels dans le secteur de Sidi-Amar où elle est en relation hydraulique avec les alluvions perméables. La propagation de la pollution est facilitée par les prélèvements effectués dans les puits pour les besoins en eau pour l'irrigation et pour les besoins des nombreuses unités industrielles implantées dans le secteur de Sidi Amar - El Hadjar. La modélisation des écoulements souterrains et de transport de masse a permis de mieux comprendre les interactions oued-nappe et d'évaluer la migration de contaminant. En effet la modélisation a montré que le polluant suit les lignes de courant (transport convectif) alors que la diffusion transversale est négligeable.

La deuxième partie a mis en évidence la présence d'un gradient de contamination métallique amont-aval dans les eaux de la nappe. Les polluants sont présents à des concentrations d'importance variable d'un point de prélèvement à l'autre. La globalité des résultats montre que les points de prélèvement situés à proximité de la décharge ont révélé une contamination significative par les métaux lourds. En revanche, les points de prélèvements localisés au nord ouest de la plaine, ne témoignent d'aucune pollution importante par ces métaux.

Le degré de pollution est tributaire des variations saisonnières des précipitations. L'augmentation des teneurs en éléments toxiques, pendant la période de hautes eaux est favorisée par le lessivage des déchets de la décharge, le drain et l'infiltration des eaux superficielles.

L'absence, dans la quasi-totalité des cas, de traitement préalable des rejets urbains et industriels serait en grande partie responsable de la contamination des eaux souterraines de la région par les métaux lourds. De ce fait, les lixiviats de la décharge contribueraient à la pollution métallique, d'autant plus que la décharge, n'est pas conçue selon les normes d'une décharge contrôlée : système d'étanchéité, collecteur de biogaz et de lixiviats.

Selon les normes préconisées par l'OMS, les eaux souterraines de la région sont impropres à la consommation humaine. Elles sont confrontées à un sérieux problème de pollution par les métaux lourds, notamment par le plomb, le chrome et le fer. Ces derniers lorsqu'ils sont présents à des concentrations faibles sont à considérer également à cause des phénomènes de toxicité chronique et des effets d'interaction. Ils représentent ainsi des risques certains pour la santé des populations et pour la qualité des ressources naturelles.

Le calcul des indices de risque pour les deux scénarios : culture et élevage montre que l'IR du Cadmium est inacceptable pour le scénario agricole- activité agricole et le scénario agricole -ingestion de légumes inacceptable pour Cd et Pb.

Le traitement des données chimiques (mercure) par le logiciel RISC4, montre que l'indice de risque pour le mercure est inacceptable pour l'enfant et l'adulte : cas du sol et dans le cas de l'air d'extérieur seulement pour enfant. Alors qu'il est acceptable dans le cas des eaux de surface. Donc le site de Azzaba présente une contamination métallique par le mercure au niveau du sol qui exige une dépollution le plus possible pour protéger la santé humaine des populations de la ville de Azzaba.

Dans une certaine mesure, il est vraie que le problème du mercure n'est pas, jusqu'à maintenant, une atteinte directe à la santé des hommes. Si les cas d'empoisonnement sont souvent dramatiques, ils se soldent par un nombre restreint de décès.

Les changements que doivent apporter à leur mode de vie les populations riveraines des zones contaminées sont maintenant bien connus en Suède et en Amérique du Nord. Dans certaines de ces régions, la pêche commerciale est interdite et si la pêche sportive est admise, on recommande cependant de ne pas consommer le poisson capturé.

Dans le domaine minier, si l'exploitation des ressources naturelles en mercure est aussi une accélération du processus d'érosion. L'incidence la plus grave réside dans le fait que le mercure extrait va augmenter le tonnage de cet élément dans le cycle géochimique d'où il ne peut plus être éliminé.

Le seul mécanisme actuellement connu pour décontaminer une région est un mécanisme de dispersion. Mécanisme qui ne résout le problème qu'à l'échelle locale puisque le mercure ainsi disperser va contribuer à la pollution générale de notre monde.

L'accroissement continu de l'utilisation industrielle du mercure a pour conséquence une exploitation toujours plus intense des ressources minières et une élévation graduelle de la quantité de cet élément dans l'environnement. Nous pensons que les rejets désastreux de mercure dans les milieux confinés tels que les lacs et les oueds pourront être totalement éliminés avec le

temps. Par contre, l'accroissement général et insidieux de cet élément dans l'environnement à l'échelle mondiale va continuer et constitue un risque inconnu pour l'avenir.

## **Recommandations :**

### **Pour la partie-1-**

La qualité des eaux superficielles et souterraines ne cesse de se dégrader. Pour remédier à cela des mesures urgentes doivent être prises :

- ☞ Arrêter le déversement direct des rejets industriels au niveau des oueds.
- ☞ Eviter l'installation de zones industrielles sur des sites à forte vulnérabilité et de s'orienter plus vers les zones à faible vulnérabilité.
- ☞ Réaliser un traitement préalable des rejets avant qu'ils atteignent les oueds et surveiller en permanence la qualité des eaux au niveau de l'oued.
- ☞ Pour le stockage des produits industriels, il est conseillé de les mettre sur des sites imperméables (terrains argileux), ou d'installer des couches isolantes entre les produits et la nappe.
- ☞ Eviter l'implantation des ouvrages d'AEP au niveau des berges des oueds, car cela produirait un abaissement du niveau piézométrique dans l'ouvrage et un écoulement des eaux de l'oued vers la nappe, ce qui amènerait une modification de la qualité de la nappe.

En conclusion, la prévention reste le seul moyen efficace pour la lutte contre la pollution des eaux et la protection des ressources en eau.

### **Pour la partie-2-**

☞ Eviter que le choix du site, soit géologiquement incompatible avec l'implantation d'une décharge. Ensuite, la mise en oeuvre de la géomembrane, le mode d'exploitation, le captage du biogaz, le traitement des lixiviats ne sont pas toujours réalisés dans les règles de l'art. De plus, d'autres paramètres comme la durabilité de la géomembrane, la résistance des drains et de la pompe à lixiviats ne sont pas complètement maîtrisés.

☞ Il faut que les décharges respectent l'ensemble des prescriptions techniques ;

☞ Sur le plan hydrologique, les sites soient conformes aux critères d'étanchéité ;

☞ Généralement, les décharges ne possèdent ni captage, ni traitement des lixiviats, ni contrôle de la qualité des eaux.

☞ Ensuite, nous infirmons l'argument qui consiste à dire que plus les installations sont grandes, plus les mesures de prévention et de sécurité sont économiquement supportables car des décharges démesurées sont un appel à la production de déchets. De plus, elles engendrent des coûts de transport, une sollicitation des infrastructures routières et une pollution de l'air plus importants.

☞ Enfin, souvent les autorités publiques tentent de donner mauvaise conscience aux personnes qui refusent de devenir riveraines d'une décharge. Mais, tant que les efforts de réduction des déchets à la source et de production propre resteront quasi inexistantes, nous considérons qu'aucun citoyen n'a à

accepter de mettre en danger sa santé et celle de ses enfants. Or, personne n'est à l'abri de voir fleurir dans sa commune ce type d'installation de traitement des déchets !

### **Pour la partie-3-**

☞ Une étude approfondie des risques de pollution par le mercure sur un grand échelle géographique est recommander pour plus déterminer l'évolution spatiale de cette pollution, aussi l'évolution sur le temps est importante.

☞ Approfondir les études sur le cycle biogéochimique du mercure pour améliorer l'état de connaissance sur le mercure et ses dérivés : par exemple les mécanismes de biométhylation et leur influence sur la toxicologie du mercure.

☞ Le traitement thermique des sols pollués par le mercure est actuellement la meilleur procédé qui garantisse les résultats en terme de teneur résiduelle après traitement, mais, il est très coûteux. Des procrées de stabilisation du polluant dans les sols existent aussi mais ils ne permettent pas de récupérer le mercure.

☞ L'extraction du sol pour subir du traitement de dépollution est généralement indispensable pour obtenir des résultats qui satisfassent les critères en matière de teneur résiduelle en mercure.

## **Bibliographie**

- ACHI A., 1998.** Contribution à l'étude de la pollution mercurielle dans la région de Azzaba – détection et niveau de concentration de mercure dans le sol et les mousses-. *Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie, option : pathologie des Ecosystèmes, université d'Annaba, 43p.*
- AHMED SAID Y., LEAKE B. E., ET ROGERS G., 1993.** The petrology, geochemistry and petrogenesis of the Edough igneous rocks, Annaba, NE Algeria. *Journal of African Earth Science, 17, (n°1), pp.111-123.*
- ALIOUA A., 1995.** Détection de la pollution mercurielle dans la région de Azzaba (Algérie oriental) à l'aide de bio accumulateurs (Xanthoria parietina, Olea europea, Cupressus sempervirens, Casuarina equisetifolia et Triticum durum). *Thèse de magister en Ecotoxicologie, université d'Annaba, 96p.*
- AOUN A., 1996.** Contribution à l'étude de la pollution mercurielle de l'oued Fendek (Azzaba): utilisation des bryales comme bioindicateurs de cette pollution. Thèse d'ingénieur d'état, option : pathologie des écosystèmes.
- A.S.T.M. (American Society for Testing and Materials), 1998.** Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action. *PS 104-98. ASTM, Philadelphia.*
- APPENDIX F-Food Chain Models for Risk Assessment; Preliminary Remediation Goals for Use at the U.S Department of Energy Oak Operation Office (DOE 1995)**
- BAIZE D., 1997.** Les éléments traces dans les sols agricoles : constituants naturels et contaminants. ADEME Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage des boues d'épuration urbaines. *Journées techniques le 5 et 9 juin.*
- BAIZE D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). *Eds INRA, 408 p.*
- BEAR J., 1972.** Dynamics of Fluids in Porous Media. *New York, American Elsevier, pp. 764.*
- BEDDAIE. A.R., 1998.** Contribution à l'étude de la décontamination des milieux pollués par le mercure Utilisation des plantes. *Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie, option : pathologie des Ecosystèmes, université d'Annaba, 47p.*
- BENHAMZA M., 1996.** Etude hydrogéologique de la zone mercurielle de Fendek (Azzaba) - Conséquences de l'exploitation des gisements mercuriels sur l'environnement. *Thèse de magister de l'université de Annaba, Algérie. 174 p.*

- BENHAMZA M., 2007.** Contribution de la géophysique à l'étude hydrogéologique de la zone mercurielle Nord Numidique (Azzaba)- détermination du degré de pollution. *Thèse de doctorat d'état de l'université de Annaba, Algérie. 103 p.*
- BLANCHARD G., 1982.** aspect du comportement des organo-métaux et des métaux dans l'environnement. Etude particulière des dérivés du plomb. *Thèse 3eme cycle, Univ. Rennes, France.*
- B.R.G.M. (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), 2000a.** Gestion des sites (potentiellement pollués. Visite préliminaire. Diagnostic initial. Evaluations simplifiées des risques. *BRGM éditions - Version 2. 29p.*
- B.R.G.M. (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), 2000b.** Gestion des sites pollués. Diagnostic approfondi. Evaluations détaillées des risques. *BRGM éditions - Version 0. 30p.*
- B.R.G.M. (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), 2001.** Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. *Document BRGM 300. 119p.*
- BRGM (2003).** Le mercure et ses composés : comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments. *Rapport final.RP-51890-FR.121p.*
- BRUNNEL M., HAMMOR D., MISSERIE M., GLEIZES G., BOULETON J., 1988.** Cisaillements synmétamorphes avec transport vers le Nord-Ouest dans le massif cristallin de l'Edough (Est Algérien). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, 306, pp. 1039-1045.*
- CARACAS., 1998.** Risk Assessment for Contaminant Sites in Europe, Vol. 1-Scientific Basis. *LQM Press, Nottingham.*
- CHAIB W., 2006.** Vulnérabilité d'une nappe alluviale à la pollution minérale et organique. Cas de plaine de Azzaba, Nord-Est Algérien. *Mémoire de magister en hydrogéologie, université d'Annaba, 128p.*
- CHOFQI A., 2004.** Mise n evidence des mécanismes de contamination des eaux souterraines par les lixiviats d'une décharge incontrôlée (El Jadida Maroc) : Géologie, Hydrogéologie, Géo-électrique, Géochimie et épidémiologie, *Thèse Univ. Chouaib Doukkali Fac. DES Sc. El Jadida Maroc.*

- DEBIECHE T.H., MANIA J., MUDRY J., 2001.** Pollution d'une nappe alluviale par le chrome et l'étain à partir d'un stockage de résidus métallurgiques: Application à la basse plaine de la Seybouse, Nord-Est Algérien. *Africa Geosciences Review, Vol. 8, N°4, pp. 425-435.*
- DEBIECHE T.H., 2002.** Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. *Thèse Doctorat, Université Franche-Comté, 199p.*
- DEGREMONT.** Mémento technique de l'eau, technique et documentation, tome I, 1989, p657-666.
- DEGREMONT.** Mémento Technique de l'eau. Technique et documentation, tome 1, 1989, p23-25.
- DJABRI L., 1996.** Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse. Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. *Thèse Doctorat Es Sciences, Université de Annaba, 261p.*
- DJABRI L., HANI A., LAOUAR R., MANIA J., MUDRY J., LOUHI A., 2003.** Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, north-eastern, Algeria. *Environmental Geology, vol. 44, no 6, pp. 738-744.*
- DOMENICO P. A., SCHWARTZ F.W., 1990.** Physical and Chemical Hydrogeology. *John Wiley & Sons, U.S.A., pp. 824.*
- EMMANUEL E., 2003.** Evaluation des risques sanitaires et ecotoxicologiques liés aux effluents Hospitaliers. Thèse de doctorat, Institut national des sciences appliquées de Lyon, 246p.
- GUERROUI W., 1999.** Evaluation de la contamination par le mercure de la végétation de trois Oueds (O.Fendek, O.Zebda, O.Hammimine) dans la zone mercurielle d'Azzaba. *Mémoire d'ingénieur en Biologie, Option: pathologie des écosystèmes. Université de Annaba, 54p.*
- GLEIZES G., BOULETON J., BOSSIERE G., COLLOMB P., 1988.** Données lithologiques et pétrostructurales nouvelles sur le massif cristallophyllien de l'Edough (Est Algérien). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, 306 (II), pp. 1001-1008.*
- GROVE D.B., STOLLENWERK K.G., 1984.** Computer Model of One-Dimensional Equilibrium Controlled Sorption Processes. *U.S. Geol. Survey Resources Investigations Report 84-4059, pp. 58.*
- GUIGER N., FRANTZ T., 1996.** Visual MODFLOW: Users Guide, *Waterloo Hydrogeologic, Waterloo, Ontario, Canada.*
- HACHELFI N., 1997.** Contribution à la connaissance de la pollution de la série hydrologique canal du lac Fetzara aval, Oued Meboudja et Oued Seybouse aval (Annaba). *Mémoire d'ingénieur en écologie et environnement option pathologie des écosystèmes, université d'Annaba, 50 p.*

- HAMDAOUI S.K., 2000.** L'interaction entre sels solubles et un métal lourd (Pb) dans les eaux et les sédiments de l'oued Meboudja (Annaba) à partir de l'étude d'une séquence temporelle. *Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie et environnement, université d'Annaba, 58p.*
- HAMMOR D. ET LANCELOT J., 1998.** Métamorphisme miocène de granites panafricains dans le massif de l'Edough (Nord-Est de l'Algérie). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, 327, série II, pp. 391-396.*
- HAMZA A., 1994.** Contribution à la mise au point d'une méthode microbiologique "flore fongique du sol" pour la détection de la pollution par le mercure. *Thèse de magister en biologie, option Ecotoxicologie végétale, université d'Annaba, 48p.*
- HANI A., 2003.** Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques : application aux ressources en eau d'un bassin côtier méditerranéen. *Thèse de Doctorat Es Sciences, Université de Annaba, 214p.*
- HANI A., MANIA J., DJABRI L. ET MUDRY J., 2003.** Identification des apports latéraux et de drainance partir des réponses chimiques et isotopiques : cas du système aquifère Annaba-Bouteldja. *Africa Geosciences Review vol. 10, no 3, pp. 267-280.*
- HILLY J., 1962.** Etude géologique du massif de l'Edough et du Cap de Fer (Est Constantinois). *Publications du Service de la Carte Géologique de l'Algérie (nouvelle série) 19, 408p.*
- ILAVSKY J., SNOPKOVA P., 1987.** Découverte d'acritarches paléozoïques dans les terrains métamorphiques de l'Edough (Wilaya d'Annaba, Algérie). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, 305, pp. 881-884.*
- JAVANDEL I., DOUGHTY C., TSANG C.F., 1984.** Groundwater Transport: Handbook of Mathematical Models, American Geophysical Union, *Water Resources Monograph 10, pp. 228.*
- KEENAN J. D., 1983.** Chemical-physical leachate treatment. *Journal of environmental Engineering. Vol. 109, N°6, pp.1371-1384.*
- KERBACHI R., 1994.** Caractérisation et évolution des lixiviats de la décharge de Oued Smar à Alger. *T.S.M. – L'eau, N°11, pp.615-618.*
- KHATTABI H., 2000.** Intérêt de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Ettuefont (Belfort, France), *Doc. Univ. Sc. Tech. Env. Franche Comté, Besançon, France.*

- KHELFAOUI F., MEDJANI F., 2005.** Influence des rejets de SIDER sur les eaux superficielles et souterraines (Wilaya de Annaba). *Mémoire d'ingénieur en hydrogéologie, Université de Annaba, 69p.*
- KHERICI N., 1993.** Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba- la Maffragh, NE Algérien). *Thèse de Doctorat Es Sciences, Université de Annaba, 170p.*
- KIMBROUGH D.E., COHEN Y., WINER A.M., CREELMAN L., MABUNI C., 1999.** A critical assessment of chromium in the environment. *Critical Review in Environmental Science and Technology, 29, 1, pp. 1-46.*
- LAOUAR R., BOYCE A.J., AHMED-SAID Y., OUABADI A., FALLICK A.E., TOUBAL A., 2002.** Stable isotope study of the igneous, metamorphic and mineralized rocks of the Edough complex, Annaba, northeast Algeria. *Journal of African Earth Sciences, 35, pp. 271-283.*
- LE GOFF F., BONNOMET V., 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM Direction de l'Eau, *Rapport technique INERIS, Paris, mars 2004.*
- LOUHI A., 1997.** Pollution des eaux et sols. Cas de la région de Annaba. Etude des interférences et dosage Al, Fe, Zn, Ni, Cr, Pb, Sn et Hg par spectrométrie d'émission Plasma-ARC (DCP-AES), absorption atomique (SAA) et spectrophotométrie UV/VIS. *Thèse de Doctorat Es Sciences, Université de Annaba, 167p.*
- MANDIN C., 2006.** Evaluation des risques sanitaires liés au fonctionnement des établissements AREVA la plate forme du Tricastin: (1<sup>er</sup> niveau d'approche) *INERIS DRC-06-60204-ERSA/CMa-bilan\_ERS\_Tricastin\_Rapportfinal doc N°36/2006, 45p.*
- MCDONALD J.M., HARBAUGH A.W., 1988.** A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model. *Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geological Survey Book, 6, pp. 586.*
- MEHDI M., 2007.** Impact de la décharge de la ville de Tiaret sur la qualité des eaux souterraines. *Revue Synthèse, Publ. De l'Univ. Badji Mokhtar – Annaba, Algérie, pp.64-73.*
- PARVEAU M., 1999.** Le traitement des lixiviats par osmose inverse, L'eau, l'Industrie, les Nuisances, N°162, pp.48-50.
- TEVISSSEN E., 1993.** Méthodologie d'étude et modélisation du transport de solutés en milieux poreux naturels. Application à la migration du chrome dans la nappe alluviale du Drac (Isère). *Thèse de Doctorat INPL, Nancy, 150p.*

- TIFOUTI M., 1993.** Détection de la pollution mercurielle à l'aide de l'accumulation spatio-temporelle du mercure dans l'eau, les feuilles d'agrumes et le sol dans la région de Azzaba. *Thèse de Magister en Ecotoxicologie*. 78p.
- US EPA (1989).** Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. 1, Human Health Evaluation *Manual* (EPA/1-89/002). US EPA, Washington, DC.
- WAALKES MP (2000).** Cadmium carcinogenesis in review. *J I norg Biochem*, 79: 241-244.
- ZENATI N., 1999.** Relation nappe-lac, confirmation par l'hydrochimie. Cas de la nappe superficielle de la plaine Ouest d'El-Hadjar, lac Fetzara, N.E. Algérien. *Mémoire Magistère, Université de Annaba*, 148p.
- ZHENG C., 1990.** MT3D, a Modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater system prepared for *the U.S. Environmental Protection Agency*.
- RADJI .H- RIHIA.D., 2006.** Qualité et potabilité des eaux de la région de Azzaba- Constat de la pollution mercurielle après l'arrêt de l'usine de mercure. *Mémoire d'ingénieur d'état en hydrogéologie, université d'Annaba*, 98p.
- RISK 4** – Risk-integrated Software for Clean-UP levels, 2001, 463 p.(logiciel)
- RODIER J., 1996.** L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, *Ed. Dunod, 8ème Edition, Paris, pages ; 965-966, 970-971, 979-980, 1004-1006, 1014-1015, 1048-1052, 1089- 1090.*