





## Université Pierre et Marie Curie

ED398 Géosciences et Ressources Naturelles

# Université Cadi Ayyad

CED Sciences et Techniques

## APPORT DE LA GEOPHYSIQUE, DE L'HYDROGEOCHIMIE ET DE LA MODELISATION DU TRANSFERT DU DRAINAGE MINIER ACIDE AU PROJET DE REHABILITATION DE LA MINE ABANDONNEE DE KETTARA (REGION DE MARRAKECH, MAROC)

Par **Meriem LGHOUL** Thèse de doctorat en Géophysique Appliquée et Environnement

Dirigée par Azzouz KCHIKACH, Roger GUERIN et Rachid HAKKOU

Présentée et soutenue publiquement le 13/05/2014

Devant un jury composé de :

K. TAJ-EDDINE	Professeur à l'université Cadi Ayyad	Président
M. JAFFAL	Professeur à l'université Cadi Ayyad	Examinateur
K. CHALIKAKIS	Maitre de conference à l'INRA d'Avignon	Examinateur
J. RISS	Professeur à l'université de Bordeaux 1	Rapporteur
D. KHATTACH	Professeur à l'université d'Oujda	Rapporteur
A. KCHIKACH	Professeur à l'université Cadi Ayyad	Directeur de thèse
R. GUERIN	Professeur à l'université Pierre et Marie Curie	Directeur de thèse
R. HAKKOU	Professeur à l'université Cadi Ayyad	Directeur de thèse

## Fiche de présentation de la thèse

### Auteur

## Meriem LGHOUL

### Période

Décembre 2009 à Décembre 2013

## Directeurs de thèse

Azzouz Kchikach, professeur habilité à la faculté des sciences et techniques de Marrakech

Roger Guérin, professeur d'enseignement supérieur à l'université Pierre et Marie Curie-Paris, France

Rachid Hakkou, professeur d'enseignement supérieur à la faculté des Sciences et Techniques de Marrakech

## Cadres de coopération

\*Action intégrée franco-marocaine (MA/09/209)

\*Actions intégrées maroco-espagnol (A/025780/09) et (A/031267/10)

\*Chair de Recherche en Stabilisation et Gestion des Rejets Industriels et Miniers (CRDI)

## Laboratoires d'accueil

\*Equipe de recherche E2G, faculté des sciences et technique de Marrakech

\*UMR 7619 METIS, ex-Sisyphe, université Pierre and Marie Curie-Paris

\*Laboratoire de chimie des matériaux et de l'environnement, faculté des sciences et techniques de Marrakech

\*Institut Andalou de géophysique, université de Granada-Espagne

## Articles publiés dans des revues internationales

**M. Lghoul**, A.Kchikach, R.Hakkou, L.Zouhri, R.Guérin, H.Bendjoudi, T.Teíxido, JA. Penã, L.Enriqué, M.Jaffal, L.Hanich (2012) Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc) : contribution au projet de réhabilitation. **Hydrological Sciences Journal** 57:2, 370-381.

**M. Lghoul,** T.Teixidó, JA. Peña, R.Hakkou, A.Kchikach, R.Guérin, M.Jaffal, L.Zouhri (2012) Electrical and Seismic Tomography Used to Image the Structure of a Tailings Pond at the Abandoned Kettara Mine, Morocco. **Mine Water Environ** Volume 31, Issue 1, pp 53-61, DOI10.1007/s10230-01-017-x.

**M.Lghoul**, A.Maqsoud, R.Hakkou, A.Kchikach (2013) Hydrogeochemical behavior around the abandoned Kettara mine site, Morocco. **Journal of Geochemical Exploration**, Doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.003 (sous press)

## Publications dans les actes de congrés

**M. Lghoul**; A. Maqsoud; R. Hakkou And A. Kchikach (2013) Hydrogeochemical Study of the Groundwater Around the Abandoned Kettara Mine Site, Morocco, **Proceedings of the World Mining Congress**, August 11 To 15, 2013, Montreal, Canada

Communications présentées dans des colloques internationaux

M.Lghoul, A.Kchikach, R.Guérin, R.Hakkou. Investigations geophysiques : interets et implication dans le projet de rehabilitation de l'ancienne mine kettara. Workshop international : regler le cas des rejets miniers a travers de meilleures pratiques de gestion, Marrakech 5-7 mai 2014. Orale

**M. lghoul**, T. Teixidó, J.A Peña, A.Kchikach, R. Guérin et R.Hakkou. Electrical and Siesmic Tomography used to image the structure of a tailing ponds at the abandonned Kettara Mine Morroco. **Near Surface Geoscience**, Paris 3-5 septembre 2012. Poster

M.Lghoul, A.Kchikach, R.Hakkou, T.Teixidó, JA. Peña & R.Guérin. Geoelectrical and seismic tomography investigation of the waste mine tailings (Kettara, Morocco). First International Congress on the Management of Mining Wastes and Closed Mines (GESRIM, Marrakech le 4, 5 et 6 avril 2012). Poster

M.Lghoul, R.Hakkou, A.Kchikach, L.Zouhri, R.Guérin, H.Bendjoudi. The impact of Acid Mine Drainage on the groundwater quality of the shallow aquifer (Kettara, Morocco). First International Congress on the Management of Mining Wastes and Closed Mines (GESRIM, Marrakech le 4, 5 et 6 avril 2012). Poster

M.Lghoul. Projet de réhabilitation de la mine abandonnée de Kettara : Apport de la géophysique et de la modélisation hydrodynamique. 3<sup>er</sup> Séminaire sur la Gestion des Rejets Miniers au Maroc, Marrakech le 18 Juin 2012.

M.Lghoul, A.Kchikach, R.Hakkou, T.Teixidó, JA. Peña, R. Guérin, H. Bendjdoudi, A. Brahamia et L.Zouhri (2011). Contribution au projet de Réhabilitation du site minier abandonné de Kettara (Région de Marrakech, Maroc): Apport de l'outil Géophysique. **5ème** Colloque Maghrébin Maghrébin de Géophysique Appliquée, Alger, 1-2-14 Avril 2011. Orale

M.Lghoul. Apport des méthodes géophysiques dans la caractérisation du site minier abandonné de kettara. 1<sup>er</sup> Séminaire sur la Gestion des Rejets Miniers au Maroc, Marrakech le 17 Juin 2010. Orale

Dédicace...

## A LA MEMOIRE DE MON PERE A MA MERE

"Tous les mots du monde ne sauraient exprimer l'immense amour que je vous porte, ni la profondeur gratitude que je vous témoigne pour tous les efforts et les sacrifices que vous n'avez jamais cessé de consentir pour mon instruction et mon bien-être. J'espère que j'ai pu être à la hauteur de vos attentes, et c'est avec une grande reconnaissance et un éternel amour que je vous dédié ce modeste travail...Qu'Allah bénisse mon cher père et donne à ma chère mère la santé et le bonheur"

A mes chers freres & sœurs, à mon cher et dévoué mari

## REMERCIEMENTS

Je remercie très sincèrement mes directeurs de thèse M. KCHIKACH, M. GUERIN et M. HAKKOU d'avoir encadré ce travail et pour la confiance et l'autonomie que vous m'avez accordés. Je vous remercie profondement de m'avoir confié un sujet riche et varié et vous m'avez permis de participer à un programme de recherche pluridisciplinaire au sein duquel j'ai pu rencontrer de nombreux chercheurs de renommé internationale. Je vous exprime toute ma gratitude de m'avoir guidée et largement conseillée et m'orientée toujours sur le bon chemin tout au long de cette thèse. Je vous remercie aussi pour les longues discussions et échanges sur la rédaction du manuscrit de thèse.

Je voudrais exprimer toute ma gratitude à Mme RISS, M. TAJ-EDDINE et M. KHATTACH pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail en acceptant d'assumer la tache de rapporteurs et de participer au jury. Je vous remercie pour vos conseils, suggestions et vos critiques.

Je suis très reconnaissante à M. CHALIKAKIS et M. JAFFAL pour l'honneur qu'ils m'ont fait d'avoir accepter la tache d'examinateurs et juger ce travail. Je vous adresse mes sincères remerciements pour la confiance que vous m'avez ainsi témoignée.

Je tiens aussi à exprimer ma profonde gratitude et mes sincères reconnaissances pour M. MAQSOUD (UQAT, Canada) et M. BENDJOUDI (UPMC, Paris) d'avoir toujours été à l'écoute de mes questions sur la modélisation et aussi pour les explications et les critiques constrictives que vous m'avez donnés.

Ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide précieuse de Mme TEXIEDÒ et M. PEÑA de l'institut géophysique de Granada, Espagne. Vous avez fait preuve d'un soutien scientifique et matériel incommensurables, sans oublier vos qualités humaines. Je tiens vous remercier du fond du cœur.

Je tiens également à remercier profondement M. GOUZROU et M. BOUGADRA pour leur écoute et leurs conseils constructifs.

Je remercie mes collègues du Laboratoire Chimie des Matériaux et d'Environnement d'avoir établis une bonne ambiance propice au travail. Un grand merci à Omar pour son aide lors des compagnes d'échantillonage et pour sa disponibilité lors de la réalisation des analyses physico-chimique.

Merci à tous ceux qui m'ont aidé à finir ce travail de prés ou du loin, merci également à tous les personnes du laboratoire Metis (ex Sisyphe) de l'université Pierre et Marie Curie.

Je garde également une pensée particulière pour les habitants du village de Kettara, pour leur gentillesse et leur collaboration.

A tous les membres de ma famille pour leur soutien moral et matériel, pour leur dévouement sans limite, leur compréhension et leur encouragement sans lesquels ce travail n'aurait pu avoir lieu.

## Résumé

Les rejets sulfurés de la mine abandonnée de Kettara, située à 30 km au Nord-Nord-Ouest de Marrakech (Maroc), sont directement entreposés sur un substratum schisto-gréseux fracturé. D'une superficie d'environ 16 ha, ils constituent une réelle source de pollution pour l'écosystème local en particulier à cause du Drainage Minier Acide (DMA) vers les eaux de surface et de la nappe phréatique. Les analyses physico-chimiques des eaux souterraines montrent qu'elles sont enrichies par les sulfates, le calcium et le magnésium. Le processus d'évaporation-dissolution est responsable des variations de concentrations en éléments majeurs au niveau des eaux souterraines.

Le projet de réhabilitation du site minier de Kettara prévoit dans l'un de ses axes de minimiser l'effet DMA par neutralisation à l'aide de dépôts stériles riches en carbonates issus de l'extraction des phosphates de la mine de Youssoufia voisine. Ces derniers seront utilisés à la fois comme amendement des rejets miniers acides et comme couverture évapo-transpirante (barrière capillaire).

Les levés géophysiques réalisés ont permis d'imager la structure interne du parc à rejets miniers et d'estimer leur volume (462 400 m<sup>3</sup>). Les résultats obtenus ont mis en évidence la présence, par endroits, de couloirs fracturés qui constituent des drains privilégiées pour le transfert du DMA vers les eaux souterraines.

Le modèle hydrodynamique et de transport de DMA a été élaboré en se basant sur une approche inverse et sur la démarche du modèle équivalent continu. Les résultats des simulations du transport du DMA en cas de réhabilitation du site, ont montré que la pollution diminue d'une façon significative et à long terme.

Cette thèse montre la nécessité d'une approche multidisciplinaire pour réussir le projet de réhabilitation du site de Kettara.

**Mots clefs**. drainage minier acide ; géophysique ; hydrogéologie ; impact environnemental ; approche inverse ; modèle équivalent continu ; réhabilitation ; rejets miniers ; site abandonné ; Kettara ; Maroc

## Abstract

The Kettara site (Morocco) is an abandoned pyrrhotite ore mine in a semi-arid environment. The site contains more than 3 million tons of mine waste that were deposited on the surface without concern for environmental consequences. Tailings were stockpiled in a pond, in a dyke, and in piles over an area of approximately 16 ha and have generated acid mine drainage (AMD) for more than 29 years. Investigation results show that the hydrochemistry of water samples is characterized by the relatively significant enrichment in  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and  $SO_4^{2-}$ . variations in major ion concentrations were partly attributed Seasonal to dissolution/precipitation processes.

The rehabilitation scenario being investigated at the Kettara mine involves using fine alkaline phosphate waste as both an amendment and a 'store and release' covert. To facilitate the success of this rehabilitation project, it was important to determine the nature of the geological substrate of the tailings pond and the internal structure of the mine wastes, and to estimate the volume of tailings by determining the thickness of the tailings layer in the tailings pond. The surveys geophysics realized made it possible to colour the internal structure of the park with mining rejections and to estimate their volume (462 400 m3). The results obtained show the presence of fractured zones that constitute privileged drains for the transfer of the AMD to groundwater.

The hydrodynamic model and of transport of AMD was elaborate while being based on an inverse approach and in the use of the continuous equivalent model. The simulations results of the transport of the AMD in the event of rehabilitation of the site, showed that pollution decreases in a significant and long-term way.

This thesis shows the need for a multidisciplinary approachs to make a success of the of rehabilitation project of the Kettara mine site.

**Key words**. Acide mine drainage ; géophysics ; mine wastes ; inverse approach ; continuous equivalent model ; rehabilitation ; Kettara mine site ; Morocco

## ملخص

على مستوى منجم القطارة المستغنى عنه و المتواجد على بعد 30 كلم شمال غرب مراكش (المغرب)، تم تخزين النفايات الكبريتية مباشرة على دعامة مكونة من الشيست الرملي و بها شقوق. هذه النفايات تغطي مساحة 16 هكتار و بالتالي فهي تشكل مصدرا للتلوث الإيكولوجي بالمنطقة بسبب سيلان الحامض المعدني الذي يلوث المياه السطحية و المياه الجوفية. و بينت التحاليل الكيميائية و الفيزيائية على أن المياه الجوفية جد غنية بالكبريتات و الكلسيوم و المنغنيزيوم. إن التغيير الملاحظ في تركيز هذه العناصر الكيميائية الأساسية على مستوى المياه الموافية هو راجع بالأساس لآلية التبخر الذوبانية.

من بين أهداف مشروع تهيئة منجم القطارة المستغنى عنه، هو التقليص من تأثير سيلان الحامض المعدني عن طريق إبطال حمضيته وذلك بوضع طبقات من النفايات الكلسية للفوسفاط، التي يتم الحصول عليها من منجم اليوسفية القريب من منجم القطارة. ويتجلى دور هذه النفايات الكلسية في إبطال حمضية النفايات الكبريتية و في نفس الوقت دور ها كحاجز مانع لإتصال الماء بهذه النفايات.

وفي إطار هذا المشروع وبفضل المقاطع الجيوفيزيائية المنجزة، تمت نمذجة البنية الداخلية لموضع تخزين النفايات، كما مكنت من تقييم حجمها (462400 م<sup>3</sup>). وأظهرت النتائج المحصل عليها وجود شقوق في بعض المواقع، حيث تسهل مرور السيلان الحمضي المعدني نحو الفرشة المائية.

ومن جهة أخرى مكنت تقنية المقاربة العكسية والنموذج المتكافئ المستمر من إنجاز نموذج يوضح هيدروديناميكية و نقل السيلان الحمضي المعدني على مستوى الفرشة المائية. حيث أوضحت نتائج هذه التقنية أنه في حالة إعادة تهيئة هذا المنجم سوف تنخفض درجة تلوث الفرشة المائية بشكل ملحوظ و على المدى البعيد.

هذه الأطروحة تؤكد على ضرورة وجود مقاربة متعددة الأبعاد لكي تساهم في إنجاح مشروع إعادة تهيئة هذا المنجم

**الكلمات المفتاح:** منجم القطارة المستغنى عنه، السيلان الحمضي المعدني، الجيوفزياء ، التلوث، النفايات المعدنية، المقاربة العكسية، النموذج المتكافئ المستمر، مشروع التهيئة

# SOMMAIRE

Introduction générale		
Chapitre I.	Synthèse bibliographique sur les sites miniers générateurs de pollution	4
1.1 1.2	Aperçu sur la problématique des mines abandonnées Le Drainage Minier Acide	5
1.2.1	Mécanismes de formation des DMA	11
1.2.2	Vecteurs de transfert du DMA	12
1.2.3 1.3 1.4 1.5	Impact environnemental Méthodes de mitigation et de contrôle de DMA Législation marocaine Apport de la géophysique et de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des sit miniers pollués	13 15 18 es 19
1.5.1	Géophysique appliquée aux sites pollués	19
1.5.2	Apport de la modélisation hydrodynamique et de transport de polluant	25
1.5.3 <b>1.6</b>	Combinaison de la géophysique et de la modélisation Objectifs de la thèse et conclusion	26 <b>27</b>
Chapitre II	. Caractérisation environnementale du site minier abandonné de Kettara	29
1.1 1.2	Localisation géographique Cadre géologique	
1.2.1	Contexte régional	32
1.2.2	Contexte local	37
1.3 1.4	Historique minière Cadre hydrologique et climatique	41 50
1.5	Cadre hydrogéologique	53
1.5.1	Hydrogéologie régionale	53
1.5.2 <b>1.6</b>	Hydrogéologie locale Les rejets miniers de Kettara	57 <b>61</b>
1.6.1	Levé topographique du parc à résidus minier	61
1.6.2	Résidus et stériles miniers	65
1.6.3	Caractéristiques chimiques et minéralogiques des différents précipités formés dans le pa à résidus de Kettara	rc 66
1.6.4 <b>1.7</b>	Problèmes environnementaux liés aux rejets miniers Impact des rejets miniers sur la qualité des eaux souterraines	68 71
1.7.1	Caractérisation hydrogéochimique	75
1.7.2	Etude statistique	88
1.7.3	Résultats et discussions	94
1.8 1.9	Le concept retenu pour la réhabilitation de la mine de Kettara Conclusion	94 102
Chapitre 1	II. Investigations géophysiques : intérêts et apport pour le projet d réhabilitation	le 104
1.1	Méthodes géophysique utilisées	105

1.1.1	Sondages électriques		
1.1.2	Tomographie de Résistivité Electrique		
1.1.3	Tomographie de sismique réfraction		
1.1.4	.4 Sondage de résonance magnétique des protons		
1.1.5 <i>1.2</i>	Prospection gravimétrique Résultats et discussions		
1.2.1	Les sondages électriques		
1.2.2	La tomographie de résistivité électrique		
1.2.3	La tomographie de sismique réfraction	141	
1.2.4	La RMP		
1.2.5 <i>1.3</i>	La gravimétrie		

## Chapitre IV. Esquisse de modélisation hydrogéologique et du transfert du DMA dans

	les eaux souterraines de Kettara	155		
1.1	Présentation de la démarche de modélisation	156		
1.1.1	Objectif	156		
1.1.2	Contraintes rencontrées et hypothèses posées	156		
1.1.3 <i>1.2</i>	Choix d'un outil de calcul et d'une méthode numérique pour le transport <i>Construction d'un modèle hydrodynamique et de transfert de polluant</i>	161 <b>163</b>		
1.2.1	Modèle hydrodynamique			
1.2.2 <i>1.3</i>	1.2.2Modèle du transport de DMA1.3Conclusion			
Conclusion	générale et perspectives	187		
Bibliograpl	hie génèrale	190		
Annexes		209		

# LISTE DES FIGURES

## Chapitre I. Synthèse bibliographique sur les sites miniers générateurs de pollution

Figure 1.1 Schéma illustrant la génération des rejets miniers au cours d'une activité minière	5
Figure 1. 2 (a) Photo d'un parc à halde miniers (Mine abandonnée à l'Ouest de l'Australie, www.cerm3.mining.ubc.ca), (b) Photo du parc à rejets miniers (Mine de Goro, nouvelle Calédonie, minedinamerica.org)	8
Figure 1. 3 Carte montrant l'activité minière dans la région de Marrakech (Oufline 2006, modifiée)	9
Figure 1. 4 Photos montrant le drainage minier acide (DMA) au niveau (a) d'une rivière au Colorado (USA) (www.cerm3.mining.ubc.ca) et (b) au niveau du site de Kettara (Maroc)	10
Figure 1. 5 Schéma montrant les vecteurs de transfert du DMA	13
Figure 1. 6 Photo montrant un site minier restauré par la technique "barrière à l'oxygène" (mine de Louvicourt, Canada)	17
Figure 1.7 Schéma illustrant le concept du recouvrement type SDR (MEND 2001)	18
Figure 1.8 Organigramme général des objectifs de la thèse	28
Chapitre II : Caractérisation environnementale du site minier abandonné de Kettara	
Figure 2.1 (a) Situation géographique de la zone étudiée et (b) Vue panoramique du site de Kettara	30
Figure 2. 2 Vue topographique 3D de la zone étudiée sur un fond MNT	31
Figure 2. 3 Carte géologique du massif des Jebilet (Marcoux et al. 2008, modifiée)	32
Figure 2. 4 Carte géologique du secteur étudié	34
Figure 2. 5 Colonne litho-stratigraphique de la série du Saghlef (Bernard et al. 1988)	36
Figure 2. 6 Carte de fracturation des Jebilet centrales et rosace directionnelle des failles (El Harti <i>et al.</i> 2004)	36
Figure 2.7 Carte géologique du secteur de Kettara	38
Figure 2.8 Coupe géologiques synthétiques	39
Figure 2. 9 Esquisse des principaux axes minéralisés des Jebilet Centrales (Bordonaro 1984, modifié)	39
Figure 2. 10 Localisation des fractures au niveau de la zone de Kettara (Google Earth 2013)	40
Figure 2. 11. Photo montrant un filon quartzitique recoupé par une faille (secteur de Kettara)	41
Figure 2. 12 Photographie panoramique du gisement de Kettara	42
Figure 2. 13 Coupe AB de l'amas de Kettara, orientée perpendiculairement à l'axe du chapeau de fer (Bernard <i>et al.</i> 1988, modifiée)	43
Figure 2. 14 Coupes schématiques montrant la méthode d'exploitation Sublevel-Stoping utilisée au niveau de la mine de Kettara (BRPM 2004)	46
Figure 2. 15 Photographies montrant la corrosion des infrastructures minière	47
Figure 2. 16 Schéma de production de concentré de pyrrhotine à la mine de Kettara (BRPM 2004)	48
Figure 2. 17 (a) Localisation du sous bassin versant de Kettara au niveau du bassin versant du Tensift, (b) sous bassin versant de Kettara et (c) station météorologique de Kettara installée en Avril 2012	51
Figure 2. 18 Variation des précipitations, ETP, température et vitesse du vent au niveau de la station de Kettara (a) et au niveau de la station de Saada (b)	52
Figure 2. 19 Schéma du système aquifère du socle des Jebilet (El Mandour 1990)	53
Figure 2. 20 Carte montrant les niveaux productifs au niveau des Jebilet.	55
Figure 2. 21 Evolution du niveau piézométrique au niveau des Jebilet centrales	56

Figure 2. 22 Carte de situation des forages et sondages électriques réalisés	57
Figure 2. 23 Corrélation entre les forages disponibles	58
Figure 2. 24 Carte d'épaisseur de l'aquifère d'altérites	59
Figure 2. 25 Carte piézométrique de hautes eaux (Mars 2011)	60
Figure 2. 26 Carte piézométrique des basses eaux (Juin 2012)	61
Figure 2. 27 Différence du niveau piézométrique (NP) entre la période des basses et des hautes eaux	61
Figure 2. 28 Photos montrant le levé topographique au niveau du parc à rejets miniers de Kettara	62
Figure 2. 29 Carte topographique avec coordonnées UTM	62
Figure 2. 30 (1) et (2) Unité élémentaire « boîte d'œufs » (3) et (4) cartographie de l'unité élémentaire	63
Figure 2. 31 (a) Carte topographique 3D et (b) photo correspondante sur terrain	64
Figure 2. 32 Profils topographiques réalisés au niveau du parc à rejets miniers	64
Figure 2. 33 Mine de Kettara : plan d'ensemble (Hakkou et al. 2005)	65
Figure 2. 34 Les rejets miniers abandonnés à Kettara ; (a) parc à résidus, (b) rejets grossiers, (c) stériles d'exploitation pyrrhotine, (d) rejets issus de l'exploitation du chapeau de fer	66
Figure 2. 35 Exemples de précipités de minéraux secondaires présents à Kettara	68
Figure 2. 36 Eaux de ruissellement polluées par le DMA	69
Figure 2. 37 Corrosion et risques majeurs causés par le DMA à Kettara	70
Figure 2. 38 Carte de pollution du sol à Kettara (Khalil et al. 2013)	71
Figure 2. 39 Schéma des processus hydrologique et géochimique intervenant au niveau des rejets miniers (Blowes and Ptacek 1994).	72
Figure 2. 40 Carte d'emplacement des points échantillonnés	75
Figure 2. 41 Diagramme de Fiklin des points échantillonnés	76
Figure 2. 42 Box plot des concentrations en éléments majeurs (a) saison humide et (b) saison sèche	77
Figure 2. 43 Dendrogramme montrant la classification des concentrations en éléments majeurs (a. saison humide et b. saison sèche)	80
Figure 2. 44 Relations entre les éléments majeurs (a) saison humide, (b) saison sèche. Les points expérimentaux et les intervalles de confiance à 95 % (N = 14)	82
Figure 2. 45 Variation spatiale de la concentration en éléments majeurs	83
Figure 2. 46 Evolution de la concentration en éléments majeurs en fonction de la distance par apport au parc à rejets miniers pendant les saisons humide et sèche	84
Figure 2. 47 Cartes de variation des rapports $Ca^{2+}/Mg^{2+}$ et SO4 <sup>2-</sup> /Cl <sup>-</sup>	85
Figure 2. 48 Evolution des indices de saturation en carbonates et sulfates des eaux échantillonnées pendant les saisons humide (a) et sèche (b)	87
Figure 2. 49 Diagramme de Piper, saison humide à droite et saison sèche à gauche	88
<b>Figure 2. 50</b> Analyse en composante principale (ACP) des eaux souterraines (a. saison humide et b. saison sèche) : à gauche la projection des variables sur le plan F1–F2 et à droite la projection des individus sur le plan F1–F2	92
Figure 2. 51 (a) Extraction de phosphates à la mine Gantour (recette VI. OCP), (b) Les stériles de phosphates riches en calcaires (mise à terril)	95
Figure 2. 52 Essais en colonnes instrumentées (Bossé et al. 2013)	98
Figure 2. 53 Schéma des cellules instrumentées installées in situ (Bossé et al. 2013)	99
Figure 2. 54 Photos qui illustrent la construction des cellules expérimentales à Kettara (Bossé et al. 2013)	100
Figure 2. 55 Configuration proposée pour la restauration du site minier Kettara (Ouakibi et al. 2013)	102

Chapitre III : Investigations géophysiques : intérêts et apport pour le projet de réhabilitatio	
Figure 3. 1 Résistivité et conductivité électrique de quelques formations	106
Figure 3. 2 Distribution des lignes de courant électrique et des équipotentielles en cas d'injection de courant par deux électrodes dans un sol homogène et isotrope	106
Figure 3. 3 Différents dispositifs de mesure utilisés pour la prospection électrique (Loke 2004)	108
Figure 3. 4 Schéma illustrant le principe de mesure dans le cas d'un sondage électrique effectué avec le dispositif Schlumberger	109
Figure 3. 5 (a) Plan de localisation des sondages électriques réalisés et (b) dispositif et appareillage de mesure	110
<b>Figure 3. 6</b> Construction d'une pseudo-section électrique avec le dispositif Wenner-α (Loke 2004)	111
Figure 3. 7 (a) Appareillage utilisé en tomographie de résitivité électrique, (b) photo montrant l'emplacement des électrodes au niveau des rejets miniers fins, (c) photo montrant l'emplacement des électrodes au niveau de la digue, (d) photo montrant un exemple de profil de tomographie électrique réalisé (TRE2)	113
Figure 3. 8 Plan de localisation des profils de tomographie électrique réalisés	114
Figure 3. 9 Processus d'inversion des données TRE avec le logiciel Res2dinv	116
Figure 3. 10 Schéma simplifié des trajets des principales ondes sismiques et domochroniques correspondantes	117
Figure 3. 11 Carte d'emplacement des profils sismiques réalisés	118
Figure 3. 12 (a) Appareillage utilisé en tomographie sismique, (b) Photo montrant l'emplacement des géophones au niveau de la ligne sismique TSR1, (c) Photo montrant la connection du géophone et du câble sismique, (d) Photo montrant la source d'ébranlement sismique	119
Figure 3. 13 Emplacement des géophones et points de tirs pour le profil TSR1	120
Figure 3. 14 Schéma montrant le principe d'inversion par Rayfract	121
Figure 3. 15 Détermination des points de brisure sur les tracés sismiques pour l'élaboration du modèle initial Vp (x, z)	122
Figure 3. 16 Principe de mesure RMP (Boucher 2007)	124
Figure 3. 17 Principe de mise en œuvre d'un sondage RMP sur terrain (Boucher 2007)	124
Figure 3. 18 Illustration schématique du principe de la méthode RMP (l'émission d'une impulsion d'excitation (en rouge) est suivie de la réception d'un signal de relaxation (en bleu) après une courte période de temps mort) (Legchenko <i>et al.</i> 1997)	126
Figure 3. 19 Comparaison du signal RMP pour un site offrant un débit important et un autre complètement sec	126
Figure 3. 20 Localisation des sondages RMP réalisés à Kettara	127
Figure 3. 21 Matériel NUMIS PRO utilisé pour l'acquisition des sondages RMP	128
Figure 3. 22 Exemple de modèle géologique que l'on peut étudier par un levé gravimétrique (Knödel 2007)	129
Figure 3. 23 Carte montrant la localisation des données de prospection gravimétrique utilisées par rapport au parc à résidus de Kettara	130
Figure 3. 24 Sondages électrique SE3, SE7 et le sondage étalon	131
Figure 3. 25 Coupes géo-électriques le long des profils PE1 (a) et PE2 (b)	133
Figure 3. 27 (a) Position du profil TRE2, (b) Section de tomographie électrique obtenue pour les données brutes et filtrées et (c) Diagramme d'erreur RMS	137
Figure 3. 28 (a) Position du profil TRE3, (b) Section de tomographie électrique obtenue pour les données brutes et filtrées et (c) Diagramme d'erreur RMS	138
Figure 3. 29 Répartition de la résistivité électrique en fonction de la profondeur	139

Figure 3. 30 Profil de tomographie électrique de Benslimane (TRE4)	141
Figure 3. 31 Section de tomographie sismique TSR1 avec la couverture des rayons	142
Figure 3. 32 Section de tomographie sismique TSR2 avec la couverture de rayon	143
Figure 3. 33 Section de tomographie sismique avec la couverture de rayon, (b) TSR3 et (c) TSR0	144
Figure 3. 34 Corrélation entre le profil électrique TRE1 et le profil sismique TSR1 (a) profil sismique interprété, (b) superposition des iso-valeurs sismiques sur le profil électrique et (c) coupe lithologique interprétée	145
Figure 3. 35 Corrélation entre le profil électrique TRE2 et le profil sismique TSR2 (a) profil sismique interprété, (b) superposition des iso-valeurs sismiques sur le profil électrique et (c) coupe lithologique interprétée	146
Figure 3. 36 Profil sismique TSR0 et sa coupe lithologique interprétée	147
Figure 3. 37 Profil électrique de Benslimane (TRE4) et sa coupe lithologique interprétée	148
Figure 3. 38 Vue 3D des interprétations des profils géophysiques au niveau du parc à rejets miniers	149
Figure 3. 39 Schéma illustrant la structure du substratum du parc à rejets miniers	150
Figure 3. 40 Résultat du sondage RMP de Kettara	151
Figure 3. 41 Résultat du sondage RMP de Benslimane	151
Figure 3. 42 Carte de l'anomalie de Bouguer de Benslimane	152
Figure 3. 43 (a) Contacts gravimétriques déterminées à partir des maxima du gradient horizontal calculé pour la carte des anomalies résiduelles et de ses prolongements vers le haut à 100, 200, 300, 400 et 500 m, (b) Superposition des contacts interprétés sur le fond géologique de Kettara	153
Chapitre IV : Esquisse de modélisation hydrogéologique et du transfert du DMA dans les eaux souterraines de Kettara	
Figure 4. 1 Milieux fracturés 3D/2D modèles (Fahs 2010, modifiée)	157
Figure 4. 2 Le concept du modèle EC (Fahs 2010, modifié)	157
Figure 4. 3 Approche générale d'identification des paramètres (Fahs 2010, modifiée)	159
Figure 4. 4 (a) Maillage utilisé par la méthode d'éléments finis (b) Carte de la charge hydraulique calculée	160
Figure 4. 5 Carte de transmissivité obtenue par l'approche inverse.	161
Figure 4. 6 Relation entre le modèle hydrodynamique et le modèle de transport du polluant	162
Figure 4. 7 (a) Localisation de la zone à modéliser (pointillés), (b) Géométrie de la nappe d'altérites et (c) Coupe schématique du modèle conceptuel	164
Figure 4. 8 Maillage et conditions aux limites de la zone étudiée	165
Figure 4. 9 Courbes de corrélation entre les charges hydrauliques mesurées dans les 11 piézomètres (en abscisses) et calculées (en ordonnée) pour les différentes mailles discrétisées	168
Figure 4. 10 Cartes piézométriques simulées en régime permanent (a) hautes eaux, (c) basses eaux et en régime transitoire (b) hautes eaux	170
Figure 4. 11 Courbes de comparaison des charges hydrauliques observées et calculées pendant les hautes eaux en régime permanent (a) et transitoire (b)	170
Figure 4. 12 Exemple de l'évolution d'un panache de pollution à l'aval d'une décharge (BRGM 2008)	173
Figure 4. 13 Concentration en sulfates observées pendant la période des hautes eaux	176
Figure 4. 14 Simulation du panache de pollution pour le scénario 1	179
Figure 4. 15 Simulation du panache de pollution pour le scénario 2	180
Figure 4. 16 Simulation du panache de pollution pour le scénario 3	181
Figure 4. 17 Simulation du panache de pollution pour le scénario 4	182

Figure 4. 18	Graphes de concentration en fonction du temps dans les 11 piézomètres et pour les quatre scénarios.	.183
Figure 4. 19	Graphe de concentration en fonction de la distance par apport à la source de pollution (rejets miniers) et suivant l'axe de panache	.184
Figure 4. 20	Prédiction de la pollution des eaux souterraine de Kettara dans le cas de réhabilitation du parc à rejets miniers et sur une période de 10 ans	.185

# LISTE DES TABLEAUX

Chapitre I. Synthèse bibliographique sur les sites miniers générateurs de pollution
Tableau 1. 1 Quelques différences entre les stériles et les résidus miniers (Aubertin 2003)
Tableau 1. 2 Evaluation du tonnage des résidus de traitement de mine métallique en France (BRGM 1997)
Tableau 1. 3 Principaux minéraux sulfureux10
Tableau 1. 4 Efficacité des méthodes géophysiques pour la détection du drainage minier acide (MEND 1996)
Chapitre II : Caractérisation environnementale du site minier abandonné de Kettara
Tableau 2. 1 Description des différentes zones distinguées dans l'évolution latérale du corps minéralisé de Kettara (BRPM 2004)
Tableau 2. 2 Production de concentré de pyrrhotine (BRPM 2004)
Tableau 2. 3 Analyses chimiques élémentaires des résidus et des stériles de Kettara       67
Tableau 2. 4 Méthodes utilisées pour déterminer la qualité physico-chimique des eaux souterraines de Kettara         74
Tableau 2. 5 Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines (Saison humide)       *
Tableau 2. 6 Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines (Saison sèche)       *
Tableau 2. 7 Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (saison humide)         89
Tableau 2. 8 Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (saison sèche)       89
Tableau 2. 9 Corrélation des éléments chimiques par apport aux facteurs F1 et F2 pour la période des hautes (a) et basses eaux (b)91
Tableau       2. 10       Valeurs moyenne des paramètres physico-chimiques pour les principaux groupes sélectionnées (a) Mars et (b) Juin
Tableau 2. 11 Composition chimique des stériles calcaires phosphatés de la recette VI (Hakkou <i>et al.</i> 2009, Bossé <i>et al.</i> 2013, Ouakibi <i>et al.</i> 2013)
Chapitre III : Investigations géophysiques : intérêts et apport pour le projet de
réhabilitation
Tableau 3.1 Caractéristiques des profils sismiques réalisés         118
Chapitre IV : Esquisse de modélisation hydrogéologique et du transfert du DMA dans les eaux souterraines de Kettara
Tableau 4. 1 Bilan des flux(a) période de hautes eaux (régime permanent), (b) hautes eaux (régime transitoire) et (c) basses eaux (régime permane

## **INTRODUCTION GENERALE**

Le Maroc est un pays caractérisé par un contexte structurale et géologique très varié qui a donné lieu à une richesse minière diversifiée (phosphates, métaux de base, métaux précieux...). L'exploitation minière a généré un volume très important de rejets miniers sans valeur commerciale. Ces derniers peuvent présenter des risques pour l'environnement selon leur état, leur composition et leur mode d'entreposage. La région de Marrakech, située au pied de deux massifs (les Jebilet et le Haut Atlas), est caractérisée par la présence de plusieurs sites miniers abandonnés et en activité. Parmi les mines abandonnées qui ont suscité une attention particulière, et qui ont fait l'objet d'étude de plusieurs travaux de recherche il y a la mine de Kettara. En effet, depuis plus d'une trentaine d'années, l'abandon de la mine de Kettara a entraîné un très grand volume de rejets miniers qui occupent une superficie de 16 ha. Ces rejets génèrent une grande quantité de drainage minier acide (DMA) et constituent donc une vraie source de pollution sur tout l'écosystème avoisinant.

La restauration des aires d'entreposage de rejets abandonnés générateurs d'acidité est un des défis les plus importants à relever pour l'industrie minière, et ce, à l'échelle internationale. Afin de proposer aux opérateurs miniers des solutions concrètes et efficaces à long terme, plusieurs technologies de prévention sont présentement investiguées, les systèmes de recouvrement permettant la réduction des infiltrations d'eau sont considérés comme une des technologies les plus prometteuses. En climat semi-aride à aride, des systèmes alternatifs SR, aussi connus sous l'appellation anglaise « store-and-release covers », permettent de réduire les infiltrations d'eau jusqu'aux rejets réactifs et de contrôler la percolation, en d'autres termes la génération de drainage contaminé.

Les travaux réalisés au niveau de cette thèse entrent dans le cadre du projet de réhabilitation du site minier de Kettara qui consiste en une stabilisation chimique des rejets miniers sulfurés par des stériles alcalins riches en calcaire issus de l'extraction des phosphates (couverture SR). Il s'agit du premier projet de restauration à l'échelle nationale et qui a demandé la combinaison de plusieurs approches (chimique, microbiologique, géologique...). L'ensemble des résultats obtenus dans ce cadre permettra d'apprécier le potentiel risque et de faire des propositions concernant le devenir de ce site. Ils permettront aussi d'orienter la gestion d'autres déchets, riches en sulfures, dans la région de Marrakech.

Pour répondre aux différents objectifs visés, nous avons adopté une démarche pluridisciplinaire qui fait appel au travail de terrain (campagnes de géophysique et d'échantillonnage des eaux), au traitement des données géophysiques, à des analyses hydrochimiques au laboratoire, à la modélisation géochimique, à la modélisation de l'écoulement et du transport du DMA.

Nous avons déployé des méthodes géophysiques (tomographie de résistivité électrique (TRE), tomographie de sismique réfraction (TSR) et résonance magnétique des protons (RMP)) pour : (i) appréhender la structure géométrique des rejets miniers et l'estimation de leur volume, (ii) identifier d'éventuelles failles ou zones intensément fracturées qui constitueraient des drains privilégiés du DMA vers la nappe d'eau souterraine et (iii) déterminer les caractéristiques hydrodynamiques (teneur en eau, perméabilité et transmissivité).

Dans le but de caractériser et de comprendre l'évolution de la contamination par le DMA au sein des eaux souterraines de la nappe d'altérites, nous avons effectué deux campagnes de mesures (Mars 2011 et Juin 2012). Les résultats des analyses physico-chimiques effectuées ont été étudiés par approche statistique et hydrogéochimique afin de déterminer l'évolution spatio-temporelle de la qualité des eaux souterraines et de comprendre les processus physico-chimiques qui en sont responsables.

Afin de prédire l'évolution de la contamination par le DMA au niveau de la nappe d'altérites, nous avons simulé dans un premier temps, l'écoulement d'eau pour comprendre le fonctionnement hydrodynamique du système aquifère et, dans un deuxième temps, le transport du polluant et son devenir dans le cas de réhabilitation du site.

La pluridisciplinarité de ce travail impose la présentation de la méthodologie propre à chaque chapitre séparément :

Le premier chapitre synthétise : (i) la problématique des mines abandonnées et du DMA à travers le monde et au Maroc, (b) les méthodes de mitigation et de contrôle de DMA et (iii) l'apport de la géophysique et de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des sites miniers pollués par le DMA.

Le deuxième chapitre comprend une synthèse géographique, géologique, hydrologique, hydrologique et historique du site de Kettara ainsi qu'une caractérisation des rejets miniers. Dans ce même chapitre, nous détaillons : (i) le levé topographique réalisé au niveau du parc à rejets miniers et (ii) la caractérisation hydrogéochimique des eaux souterraines.

Le troisième chapitre de ce mémoire est consacré à un état de l'art des méthodes géophysiques appliquées au niveau du site de Kettara, à savoir les méthodes de sondages électriques, de TRE, de TSR et de RMP. Dans ce même chapitre, nous détaillons de façon

minutieuse la technique d'acquisition des mesures réalisées et nous interprétons les résultats obtenus.

Les résultats des études faites et leur croisement ont permis de définir un modèle conceptuel du fonctionnement hydrodynamique du système aquifère de Kettara, et de transport de pollution par le DMA. Les étapes d'élaboration de ce modèle sont présentées au niveau du quatrième chapitre.

# CHAPITRE I. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES SITES MINIERS GENERATEURS DE POLLUTION

1.1 1.2	Aperçu sur la problématique des mines abandonnées Le Drainage Minier Acide	5 10
1.2.1	Mécanismes de formation des DMA	11
1.2.2	Vecteurs de transfert du DMA	12
1.2.3 <i>1.3</i>	Impact environnemental Méthodes de mitigation et de contrôle de DMA	13 <b>15</b>
1.4 1.5	Législation marocaine Apport de la géophysique et de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des sit miniers pollués	18 tes 19
1.5.1	Géophysique appliquée aux sites pollués	19
1.5.2	Apport de la modélisation hydrodynamique et de transport de polluant	25
1.5.3 <b>1.6</b>	Combinaison de la géophysique et de la modélisation Objectifs de la thèse et conclusion	26 <b>27</b>

## 1.1 Aperçu sur la problématique des mines abandonnées

Les principales activités d'un site minier consistent à extraire, broyer et traiter la roche pour récupérer les minéraux et métaux présentant une valeur commerciale. L'extraction des ressources minérales et leur traitement produisent une grande quantité de rejets solides tels que les roches stériles, les rejets de concentrateur et les boues de traitement des effluents (Figure 1.1). Les stériles miniers sont des matériaux rocheux fragmentés issus de l'extraction pour accéder à la zone minéralisée. Ils sont usuellement empilés en surface dans des haldes. Les résidus miniers, aussi appelés rejets de concentrateur, sont produits lors du traitement minéralurgique qui consistent essentiellement à séparer une ou plusieurs fractions riches en éléments utiles, appelées concentrés, du rejet sans valeur commerciale immédiate. Les résidus sont généralement entreposés en surface dans des parcs à résidus miniers souvent ceinturés, en tout ou en partie, par des digues (Figure 1.2). Les résidus miniers et les stériles se différencient par leur granulométrie, leur minéralogie et leur capacité polluante (Tableau 1.1). Les boues sont issues du traitement chimique des eaux acides provenant de l'ensemble du site minier. Ces boues sont habituellement stockées dans des bassins étanches.



Figure 1. 1 Schéma illustrant la génération des rejets miniers au cours d'une activité minière

L'entreposage en surface des stériles miniers et des rejets de concentrateur contenant une proportion de minéraux sulfureux engendre, au contact de l'eau et de l'air, une réaction d'oxydation qui mène à la formation d'eaux contaminées appelées drainage minier acide

#### Chapitre I

(DMA) (Aubertin *et al.* 2002). Le DMA constitue le principal problème auquel fait face l'industrie minière. Il a été reconnu comme un problème environnemental générateur de pollution depuis plus de 50 ans et a fait l'objet de recherches intensives depuis les années 1960 (Collon *et al.* 2006).

Résidus			Stériles
Granulométrie	fine	(silt-sable),	Fragments grossiers (dimension allant du
relativement unifo	orme		cm au m) et porosité élevée localement
Pyrite directement	t accessibl	le à l'oxygène	Oxygène doit diffuser dans les pores internes pour atteindre la pyrite contenue dans les fragments plus gros
Hauteur faible			Hauteur des haldes de stériles élevées (10-40 m au-dessus de la zone saturée)
Oxydation de la pyrite initialement		initialement	Oxydation de la pyrite pouvant affecter
limitée à la partie superficielle du parc à résidus			de grandes profondeurs dans la halde
Température géné	ralement	peu élevée	Température pouvant être élevées
Apport de l'oxygène limité à la diffusion		à la diffusion	Apport d'oxygène par diffusion, convection, transfert thermique, etc,

Tableau 1.1 Quelques différences entre	les stériles et les résidus	miniers (Aubertin 2003)
--	-----------------------------	-------------------------

La problématique des mines abandonnées<sup>1</sup> est d'envergure internationale. En effet elle préoccupe de plus en plus les services environnementaux à travers le monde, et notamment au niveau des pays de longue tradition minière. Au Canada plus de 10 000 sites abandonnés ont été identifiés. La région de Québec renferme environ 50 sites abandonnés qui totalisent une superficie de 1963 ha, dont la majorité se situe au Nord du Québec. Le coût de restauration des sites reconnus comme générateurs du DMA est estimé à environ 100 à 150 millions de dollars US (Bussière 2008).

Aux États-Unis, on parle d'environ 550 000 sites miniers abandonnés. Dans l'Etat du Colorado, plus de 8 000 sites miniers abandonnés ont été identifiés. Plus de 20 000 sites abandonnés sont répertoriés au niveau de l'Etat de Nevada. Une moyenne de 200 000 dollars

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Une mine est dite abandonnée ou orpheline lorsque l'exploitation y a cessé et qu'il est impossible d'en retrouver le propriétaire, ou lorsque ce dernier refuse ou est incapable de restaurer le site.

est dépensée annuellement dans des projets de restauration de sites miniers abandonnés sur le territoire américain (Reference Notbook 2004).

En Europe et particulièrement en France, 120 principaux sites d'extraction de minerais métalliques et de minéraux industriels et donc de production de déchets ont été dénombré en 1996. Hors hydrocarbures, charbons, uranium et sel, leur nombre n'est plus que de 80, et une grande majorité d'entre eux concerne les minéraux industriels. En 1998, l'exploitation minière métallique en France métropolitaine est réduite à quelques substances (fer, fluorine et barytine) à une douzaine de sites miniers.

Une évaluation destinée à donner une image d'ensemble des volumes de déchets en jeu, a été réalisée pour le compte du Ministère de l'Environnement Français (BRGM 1997). Les résultats permettent d'estimer très approximativement le volume global cumulé des résidus de traitement produits par les exploitations minières en France depuis la révolution industrielle à environ 130 millions de tonnes pour les résidus de métaux non ferreux (sauf l'aluminium) (Tableau 1.2). Pour le fer, l'estimation est difficile. Les résidus pourraient représenter environ 4 milliards de tonnes, en grande partie réutilisés pour le remblayage des mines. Pour les minéraux industriels (autres que barytine et fluorine) et la bauxite (aluminium), aucun chiffre n'a été avancé pour l'instant.

Substances	Production cumulées (métal ou minerai)	Résidus globaux
Pb – Zn	1,8 Mt Pb	45
(+ sous-produits)	2,35 Mt Zn	
Pyrite	29,6 Mt pyrite	10
Cu	70 kt Cu	5
Au	161 t Au	20
W	26,6 kt WO <sub>3</sub>	2,5
Sn	11,8 kt Sn	2
Sb	130 kt Sb	5
Fluorine	10,4 Mt F <sub>2</sub> Ca	25
Barytine	6,5 Mt BaSO <sub>4</sub>	15
		Total : 130 Mt

**Tableau 1. 2** Evaluation du tonnage des résidus de traitement de mine métallique en France(BRGM 1997)

En Asie et particulièrement en Chine, plus de  $200 \text{ km}^2$  du territoire est occupé par les rejets miniers dont le tonnage est estimé à environ 270 millions de tonnes (Garavan *et al.* 2008).



Figure 1. 2 (a) Photo d'un parc à halde miniers (Mine abandonnée à l'Ouest de l'Australie, <u>www.cerm3.mining.ubc.ca</u>), (b) Photo du parc à rejets miniers (Mine de Goro, nouvelle Calédonie, <u>minedinamerica.org</u>)

Au Maroc, l'industrie minière est favorisée par la présence d'une structure géologique très variée et particulièrement réputée par la concentration de nombreuses substances minérales. La diversité et la valeur des substances exploitées (phosphates, métaux de base, métaux précieux, roches et minéraux industriels) ont permis au secteur minier marocain de jouer un rôle important dans l'économie nationale. Les domaines miniers sont de 2695 titres<sup>2</sup> miniers détenus par différents opérateurs dont un organisme d'Etat (BRPM<sup>3</sup>), 110 sociétés et 525 opérateurs individuels (El Adnani 2008). Les principaux produits miniers qui sont actuellement en cours d'exploitation sont : les phosphates, le charbon, le plomb, l'argent, l'or, le cuivre, le zinc, le cobalt, le manganèse, l'antimoine, le fer, la barytine, la fluorine, le sel, le gypse, les argiles, le mica, le talc (RMEN<sup>4</sup> 2000).

Officiellement, on considère qu'environ 240 mines ont été exploitées au Maroc ; ces chiffres sont en partie sous-évalués car une unité correspond à un district qui peut contenir plusieurs mines (situation fréquente dans les mines de phosphate). On retrouve des exploitations souterraines de petite taille produisant 100t/j jusqu'à des exploitations à ciel ouvert de taille significative produisant des milliers de tonnes de minerai par jour. La majorité des sites miniers sont fermés depuis plusieurs années. On considère que le Maroc compte environ 200 sites miniers abandonnés de plus ou moins grandes tailles (Hakkou *et al.* 2009). Aucun dispositif efficace n'a été mis en place pour gérer l'abandon de ces anciennes mines et pour maitriser leurs éventuels impacts négatifs à long terme sur l'environnement. En effet, des

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Autorisation délivrée par le ministère d'énergie et des mines

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Bureau de Recherche et de Participation Minière

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Rapport du Ministère de l'Energie et des Mines

quantités importantes de rejets miniers constitués de résidus et de roches stériles, ont été laissées sur place sans prévoir de travaux de réhabilitation. Ces rejets pourraient avoir des impacts négatifs sur l'environnement : pollution des sols, de l'eau, destruction ou perturbation d'habitats naturels, impact visuel sur le paysage,....etc. Sur le plan social, de nombreuses régions qui dépendaient presque exclusivement de l'industrie minière sont de nos jours marginalisées.

Dans la province de Marrakech, plusieurs minéralisations de métaux de base (plomb, zinc, cuivre et argent) ont été reconnues et environ 33 sites miniers ont été exploitées (Oufline 2006). Les principaux sites, sont situés dans le massif des Jebilet. Les plus importants étant les anciennes mines de Kettara (pyrrhotite) et de Sidi Bou Othmane (Pb et Zn). D'autres sont situés dans le versant Nord du Haut Atlas du Marrakech dont les plus importants sont ; Azegour (Cu, Mo, W et U), d'Ardouz (Pb et Zn) et Goundafa (Zn, Pb et Cu). De plus, il existe dans le Haut Atlas une dizaine de mines de barytine (mines de Tichka, Tafga, Seksaoua et d'Adouz....) (Figure 1.3). La plupart de ces mines ont cessé de fonctionner au fil des ans. Des quantités importantes de rejets miniers (environ 5 Mt) constitués de résidus et de roches stériles, ont été abandonnées sur place sans réhabilitation (Oufline 2006).



Figure 1. 3 Carte montrant l'activité minière dans la région de Marrakech (Oufline 2006, modifiée)

## 1.2 Le Drainage Minier Acide

On peut définir le DMA comme étant le résultat de la circulation des eaux tant de surface que souterraines à travers les composantes d'un site minier (parcs à résidus, haldes à stériles, galeries de mine, etc (Aubertin *et al.* 2002). Le DMA est décrit comme un processus d'acidification des eaux de drainage dans l'environnement minier, résultant de l'oxydation de minéraux sulfureux (Tableau 1.1), sous l'effet des agents atmosphériques (Figure 1.4). Le principal représentant de ces minéraux sulfureux est la pyrite (FeS<sub>2</sub>). L'acidification faisant suite à cette oxydation va alors favoriser la solubilisation des métaux présents.



Figure 1. 4 Photos montrant le drainage minier acide (DMA) au niveau (a) d'une rivière au Colorado (USA) (<u>www.cerm3.mining.ubc.ca</u>) et (b) au niveau du site de Kettara (Maroc)

De nombreuses combinaisons chimiques sont possibles au sein des minéraux sulfureux et incluent parfois plusieurs éléments métalliques dans un même minéral ce qui laisse présager de l'importance de ce phénomène sur la mobilisation de ces éléments métalliques que l'on retrouvera dans la composition chimique du DMA. La percolation acide peut alors générer des écoulements continus chargés d'éléments métalliques qui se déversent depuis les sites d'origine vers le réseau hydrographique le plus proche, ou atteignent l'aquifère (Courtin-Nomade *et al.* 2005).

Minéral	Composition	
Arsénopyrite	FeAsS	
Chalcopyrite	CuFeS <sub>2</sub>	
Cinabre	HgS	
Cobaltite	CoAsS	
Dimorphite	As <sub>4</sub> S <sub>3</sub>	
Galène	PbS	
Pyrite	FeS <sub>2</sub>	

Tableau 1. 3 Principaux minéraux sulfureux

#### 1.2.1 Mécanismes de formation des DMA

Au-delà des modifications physiques que subissent les matériaux d'exploitation et qui accélèrent considérablement ce phénomène naturel en rendant accessibles les surfaces contenant des sulfures, des mécanismes chimiques et biologiques sont à l'origine de la formation, de la propagation et de la particularité du DMA.

Ainsi pour illustrer le mode de production du DMA, les mécanismes aboutissant à l'oxydation du soufre contenu dans la pyrite sont fréquemment utilisés. Ils se déroulent en deux étapes; deux types d'oxydation peuvent être distingués : l'oxydation directe et l'oxydation indirecte.

La pyrite mise en contact avec une eau dont le pH est normalement proche du point de neutralité (pH=7) subit en premier lieu une oxydation chimique lente dite oxydation directe :

$$2FeS_2 + 7O_2 + 2H_2O \to 2Fe_2 + 4SO_4^{2-} + 4H^+$$
(1.1)

Le milieu s'acidifie graduellement autour des sulfures et la deuxième étape du processus s'amorce. Cette étape est marquée par la transformation du fer ferreux en fer ferrique :

$$2Fe^{2+} + 1/2O_2 + 2H^+ \to 2Fe^{3+} + H_2O$$
(1.2)

Il y a alors précipitation d'un hydroxyde de fer (Fe (OH) 3) :

$$Fe^{3+} + 3H_2O \longrightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+$$
(1.3)

Cette précipitation contribuera à acidifier davantage le milieu, engendrant ainsi un pH de plus en plus bas. En deçà de 3,5 environ, le fer ferrique reste en solution et devient un agent oxydant pouvant oxyder la pyrite, c'est l'étape de l'oxydation indirecte. Cette réaction marque le phénomène d'auto-entretien de la formation du DMA par l'établissement d'un processus cyclique mettant en jeu les réactions (1.2) et (1.4) (sans passer par la réaction (1.3))

$$FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+} + 2SO_4^{-2-} + 16H^+$$
 (1.4)

L'ensemble de ces processus serait catalysé par diverses bactéries telles la bactérie thiobacillus ferrooxidan qui interviendrait dans la réaction (1.1) lorsqu'elle est directement en contact avec les sulfures (Toniazzo 1998).

Les autres minéraux sulfureux présents participent également aux réactions primaires, et l'oxydation du soufre qu'ils contiennent libère leurs métaux, citons entre autres la blende (sphalérite), la galène, la chalcopyrite et l'arsénopyrite.

Il faut également considérer que plusieurs de ces minéraux peuvent contenir des métaux en concentrations importantes sous forme de substitution atomique ou encore en traces (exemple : Ni, As, Co dans la pyrite (FeS<sub>2</sub>) ; Fe, Mn, Cd, Hg dans la sphalérite (ZnS)),

lesquels pourront passer en solution lors de la dissolution des minéraux et affecter la composition du DMA.

Les réactions qui contribuent à la formation du DMA peuvent alors s'exprimer sous la forme générale suivante :

Minéral sulfuré +  $O_2$  +  $H_2O \rightarrow$  sulfate + acidité + métaux

Minéral sulfuré +  $Fe^{3+}$  +  $H_2O \rightarrow$  sulfate + acidité + métaux

Dans la nature, le phénomène DMA donne ensuite lieu à des réactions d'oxydation, de dissolution, de précipitation et de recristallisations successives qui produisent de nombreux minéraux secondaires (hydroxydes, sulfates, carbonates...). Après la dissolution d'un minéral, la concentration des ions dissous contrôlera la précipitation des minéraux secondaires. Ces réactions sont le fruit de variations physico-chimiques importantes au cours du transport des éléments issus du DMA. Les précipités constituent entre autre des réserves temporaires de métaux. La mobilisation de ces précipités peut dépendre de facteurs comme le pH mais aussi des variations saisonnières (Valente and Gomes 2009). Ils sont par exemple dissous pendant les périodes de pluies intenses ou au cours des inondations. Les polluants métalliques et les sulfates sont alors libérés et l'acidité de l'eau augmente.

#### 1.2.2 Vecteurs de transfert du DMA

#### 1.2.2.a Eau

Les eaux de ruissellement lessiveront ou dissoudront les métaux et les autres contaminants dans les matériaux minés et formeront alors une solution acide, à forte teneur en sulfate et riche en métaux. Le lessivage des constituants toxiques, tels que l'arsenic, le sélénium et les métaux, peut se produire même si les conditions acides ne sont pas présentes. Des niveaux élevés de composés d'azote et de cyanure (ammoniac, nitrate, nitrite) peuvent également être trouvés dans les eaux des sites miniers, en provenance de la lixiviation en tas et des produits d'abattage par explosifs. Ces eaux se concentrent dans des effluents qui ruissèlent jusqu'à rejoindre les écoulements superficiels, et atteignent les eaux souterraines par infiltration (Figure 1.5).

#### 1.2.2.b Air (le vent)

En raison de la grande superficie de terre endommagée par l'exploitation minière et des grandes quantités de matériaux qui sont exposées sur les sites, l'érosion éolienne peut être une préoccupation majeure sur les sites miniers. Le transport se fait principalement par les vents les plus dominants. Les minéraux associés aux dépôts de sédiments peuvent faire baisser le

pH du ruissellement de surface et ainsi mobiliser les métaux lourds qui peuvent s'infiltrer dans le sous-sol environnant ou peuvent être entraînés vers des eaux de surface proches. Les sédiments contaminés peuvent également réduire le pH des sols, de telle sorte que la végétation et les habitats qui s'y rattachent sont perdus. Les terrains agricoles et les fermes sont alors les plus exposés aux métaux, toutefois la concentration de la population dans les villages situant en aval des rejets miniers est fortement exposée aux métaux.



Figure 1. 5 Schéma montrant les vecteurs de transfert du DMA

### **1.2.3 Impact environnemental**

### 1.2.3.a Ecosystème aquatiques

Les écosystèmes aquatiques sont les premières cibles du DMA. L'impact du DMA sur les écosystèmes aquatiques varie graduellement en fonction des conditions physico-chimiques locales (composition chimique des effluents, débit, dilution, conditions climatiques locales). L'impact du DMA peut entraîner jusqu'à l'élimination de toute vie aquatique. Les métaux lourds tels que le zinc, le cadmium, le nickel et le cuivre ainsi que les éléments traces comme l'arsenic, les cyanures, le mercure et le plomb sont toxiques pour les poissons et les macro-invertébrés benthiques même à de très faibles concentrations. Ils se concentrent dans les

Chapitre I

sédiments, les algues marines et les macrophytes en aval des sites miniers et contaminent progressivement les populations aquatiques. En effet, ces eaux acides riches en contaminants rejoignent les eaux de surface (rivière ou lac) et les eaux souterraines en entraînant une détérioration de leur qualité (Sracek *et al.* 2010). La pollution des eaux de surface par le DMA a fait l'objet de plusieurs études (Gemici. 2004 ; Da Silva *et al.* 2005 ; Gilchrist *et al.* 2009 ; Sarmiento *et al.* 2009 ; Giri *et al.* 2010 ; Davies *et al.* 2011 ; Anh Duc *et al.* 2012) qui avaient pour objectif la caractérisation spatiale et temporelle de la pollution et l'évaluation de son ampleur. La migration et le transport du DMA vers les eaux souterraines est un problème de grande ampleur, notamment au niveau des régions sous climat aride, plusieurs études ont été faites dans ce sens qui visaient principalement à la description de l'évolution hydrogéochimique des eaux et à la prédiction par modélisation de l'effet de cette pollution à long terme (Keith *et al.* 2001 ; Arabi *et al.* 2012 ; Bhattacharya *et al.* 2012 ; Zhao *et al.* 2012 ; Aqeel Ashraf *et al.* 2012).

#### 1.2.3.b Qualité de l'air

Les émissions atmosphériques dans un site minier générateur du DMA est particulièrement aigues dans les zones arides où il y a peu de précipitations naturelles pour humidifier la poussière. En effet, les vents tendent à maintenir la poussière dans l'air plus longtemps et à la transporter plus loin. Dès que les polluants pénètrent dans l'atmosphère, ils subissent des changements physiques et chimiques avant d'atteindre un récepteur. Ces polluants peuvent provoquer des effets graves sur la santé humaine et sur l'environnement. Ils génèrent des dangereux polluants atmosphériques tels que les matières sous forme de particules, les métaux lourds, le monoxyde de carbone, le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote. Ces émissions peuvent aussi affecter la croissance des plantes en bloquant leurs systèmes biologiques.

#### 1.2.3.c Sol

Les rejets miniers constituent une source de pollution des sols sur des vastes étendues (Zhang *et al.* 2012 ; Khalil *et al.* 2013). En effet, le DMA engendre des modifications du complexe d'adsorption des sols du fait des effets combinés du pH du sol, de la matière organique et des ions échangeables (Frempong and Yanful 2006). En outre, les déversements et fuites de matières dangereuses et les dépôts de poussières contaminées fouettées par le vent peuvent conduire également à la contamination du sol.

Les taux élevés en métaux lourds constituent généralement le plus grand risque sur les sols et engendre la dégradation de la végétation (Razo *et al.* 2004 ; Askaer *et al.* 2008 ; Cheng *et al.* 2008). Sur des sols, Bhattacharya *et al.* 2006 ont montré que le taux d'arsenic dépasse 38 300

 $\mu$ g/l. La caractérisation des sols contaminés contribue efficacement aux projets de réhabilitation des sites miniers abandonnés (Gomes *et al.* 2011).

Le DMA peut également dégrader les communautés végétales riveraines en entraînant la mort d'espèces d'arbres non tolérantes à l'acidification du sol. Il constitue également un préjudice au paysage par l'impact visuel des précipitations de couleur rouille qui lui sont généralement associées.

## 1.2.3.d Santé publique

Les substances dangereuses et les déchets dans l'eau, l'air et le sol peuvent avoir des répercussions graves, négatives sur la santé publique de la population vivant à proximité des aires d'entreposages miniers (Cidu *et al.* 2011 ; Chaiwonga *et al.* 2012).

Les problèmes sanitaires fréquemment liés aux activités minières incluent la contamination des eaux de surface et souterraines par des métaux lourds et des éléments, l'exposition à de fortes concentrations de dioxyde de soufre, aux particules, aux métaux lourds, y compris le plomb, le mercure et le cadmium (Maramba *et al.* 2006 ; Zhang *et al.* 2012).

Les effets indirects de l'exploitation minière sur la santé publique peuvent inclure l'incidence accrue de la tuberculose, l'asthme, la bronchite chronique et les maladies gastro-intestinales.

#### 1.2.3.e Economie

Les sites miniers sont souvent situés dans des zones où ils constituent la principale ressource économique. L'exploitation d'une mine constitue une activité économique à durée limitée et sa fermeture engendre des répercussions socio-économiques importantes.

## 1.3 Méthodes de mitigation et de contrôle de DMA

L'objectif de la restauration d'un site minier générateur d'acide est de limiter à un niveau acceptable les impacts environnementaux causés par l'aire d'entreposage. Lorsque des rejets sont identifiés comme potentiellement générateurs de DMA, il est essentiel de prendre des mesures qui limiteront les impacts environnementaux de ceux-ci. Une des façons pour atteindre cet objectif consiste à contrôler la production du DMA par la prévention. On entend par prévention les mesures qui visent à inhiber la réaction d'oxydation des sulfures à la source. Les méthodes visant à prévenir la production de DMA ont pour objectif d'éliminer, ou de réduire à des niveaux très faibles, la présence de l'oxygène atmosphérique, d'eau ou de sulfures. Comme ces trois éléments sont les composantes principales des réactions

d'oxydation (équation 1.1) qui causent le DMA, en éliminant un ou plusieurs de ces éléments, on peut réduire la production de contaminants à des niveaux très faibles (Bussière *et al.* 1998).

• Enlèvement des sulfures

La présence de minéraux sulfureux dans les résidus miniers est nécessaire pour former le DMA. Si l'on retire suffisamment de sulfures des rejets de l'usine de concentration du minerai, la quantité de drainage contaminé provenant des matériaux désulfurés sera négligeable. Pour séparer les sulfures contenus dans les résidus miniers, on utilise des techniques de concentration telles la flottation et les méthodes gravimétriques (Bussière *et al.* 1995, 1998 ; Benzaazoua and Kongolo 2003 ; Mermillod-Blondin 2005). Cette technique est davantage applicable aux sites en opération, mais le recyclage des rejets de concentrateur pourrait être une option dans des cas très particuliers de sites abandonnés.

• Barrières à l'oxygène

Comme le montrent les équations chimiques qui décrivent le processus d'oxydation des minéraux sulfureux, l'oxygène est un des réactants du processus menant à la production de DMA. La réduction de l'apport en oxygène est considérée, dans les climats humides, comme la méthode la plus efficace pour prévenir la génération de DMA de résidus miniers (Figure 1.6).

Pour limiter l'apport en oxygène au point de ramener la production d'acide à des niveaux négligeables (du moins dans des rejets peu ou pas oxydés préalablement), on peut installer des recouvrements ayant une perméabilité au gaz extrêmement faible ou encore un recouvrement qui consomme l'oxygène. L'eau, les sols, les matériaux synthétiques et des combinaisons de ces matériaux peuvent être utilisés pour créer un recouvrement à faible perméabilité au gaz, alors que les matériaux organiques sont généralement utilisés comme composante des recouvrements à consommation d'oxygène (MEND 2001 ; Aubertin *et al.* 2002).



Figure 1. 6 Photo montrant un site minier restauré par la technique "barrière à l'oxygène" (mine de Louvicourt, Canada)

• Recouvrements étanches et contrôle des infiltrations d'eau

L'eau est un des réactifs essentiels à la formation d'acide sulfurique. En excluant l'apport en eau aux résidus miniers sulfureux, on peut réduire ou même éliminer la production de DMA. Pour ce faire, on doit aménager des barrières peu perméables, qui empêchent l'infiltration des eaux de surface et souterraines. Ces barrières peuvent être faites de sols à faibles conductivités hydrauliques ou de matériaux synthétiques peu perméables (géomembrane ou géocomposite bentonitique). Les recouvrements visant à réduire l'infiltration dans les aires d'accumulation de rejets miniers générateurs de DMA sont du même type que ceux développés pour les sites d'enfouissement de déchets domestiques, dangereux ou nucléaires (Aubertin *et al.* 1995).

• Les recouvrements stockage, déviation et relarguage (Store Divert and Release : SDR)

Une des propositions actuellement à l'étude pour la restauration du site concerne la mise en place d'un système de recouvrement visant à contrôler les infiltrations d'eau (Bossé *et al.* 2013). En climat semi-aride à aride, où le taux d'évaporation potentiel dépasse celui des précipitations annuelles, des systèmes de recouvrement utilisant le processus physique d'évaporation (ou évapotranspiration) permettent de réduire les infiltrations d'eau jusqu'aux rejets réactifs et de contrôler la percolation ; en d'autres termes la génération de drainage contaminé. Ces systèmes sont majoritairement connus sous les appellations anglaises « storeand-release (SR) covers » (Williams *et al.* 2006) et « evapotranspiration (ET) covers » (Dwyer 2003 ; Scanlon *et al.* 2005 ; Barnswell and Dwyer 2011).
Une couverture classique évapo-transpirante inclinée de type stockage, déviation et relarguage (SDR) comprend un matériau de couverture à granulométrie fine sur un matériau à granulométrie plus grossière (Figure 1.7) (Khire *et al.* 1999). Le matériau grossier peut-être composé dans certains cas de rejets miniers (habituellement de stériles) (Zhan *et al.* 2001). Pour ce type de couverture, en climat semi-aride, la couche de rétention d'eau doit être exposée aux conditions extérieures afin qu'elle perde un maximum d'eau par évaporation durant les périodes sèches. Lors de la saison des pluies, la couche de matériau à granulométrie fine doit pouvoir empêcher la percolation, l'écoulement de l'eau, en stockant le nouvel apport d'eau jusqu'à ce que la pression atteigne la valeur d'entrée d'eau (WEV).



Figure 1. 7 Schéma illustrant le concept du recouvrement type SDR (MEND 2001)

Les couvertures SDR ont un comportement complexe influencé par plusieurs facteurs :

- l'épaisseur de la couche à granulométrie fine ;
- les propriétés des matériaux non saturés (la courbe de rétention en eau et la fonction de perméabilité);
- les conditions climatiques (les évènements de précipitations extrêmes) ;
- l'inclinaison de la couverture.

D'autres paramètres comme l'érosion, la végétation ou la dessiccation peuvent également affecter ces couvertures.

#### 1.4 Législation marocaine

La législation minière au Maroc est basée sur le Dahir (décret royal) du 16 avril 1951 et ne comprend pas de dispositions obligeant un titulaire de titre minier à prendre les mesures nécessaires pour parer aux conséquences pouvant découler de son activité et susceptibles de mettre en cause la sécurité et la salubrité publique ou de porter atteinte aux caractéristiques essentielles du milieu environnant ou de compromettre la conservation de l'environnement.

Plusieurs sites miniers ont été abandonnés sans avoir été réhabilités et la réglementation actuelle n'oblige toujours pas l'exploitant à réhabiliter un site à l'arrêt de l'exploitation (Babi 2011).

L'industrie minière marocaine est toutefois dans une phase de transition. Les pouvoirs publics ont entrepris récemment plusieurs réformes qui visent à promouvoir le secteur minier, dans ce cadre plusieurs textes législatifs relatifs à la protection de l'environnement ont été mis en pratique. Ainsi la loi 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination, prévoit l'obligation de réduction des déchets à la source, l'utilisation des matières premières biodégradables et la prise en charge de produits durant toute la chaîne de production et l'utilisation. Les études d'impact sur l'environnement ont été instaurées par la loi 12-03 qui a fixé les objectifs et le contenu de toute étude d'impact sur l'environnement à savoir évaluer au préalable les répercutions éventuelles, les effets directs et indirects, temporaires et permanents du projet sur l'environnement. La loi 12 mai 2003 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement édicte les règles de base et les principes généraux de la politique nationale dans le domaine de la protection et de la mise en valeur de l'environnement. La loi 10-95 sur l'eau met en place un nouveau cadre institutionnel de la gestion et de la planification des ressources en eau. Elle a pour objectif la protection des ressources en eau de toute forme de pollution, de l'intersection des dépôts et l'enfouissement de déchets solides nuisibles, de déversement de déchets liquides nuisibles. Tout dépôt est soumis à autorisation délivrée par les ABH<sup>5</sup>.

## 1.5 Apport de la géophysique et de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des sites miniers pollués

#### 1.5.1 Géophysique appliquée aux sites pollués

La géophysique est un outil de reconnaissance des sites qui donne, à partir de la surface du sol, des images des formations géologiques souterraines grâce aux grandeurs physiques qui les caractérisent. La prospection géophysique présente le gros avantage d'être non destructive et économique. Dans le domaine de l'environnement, et plus particulièrement celui du diagnostic des éventuelles pollutions, les techniques géophysiques trouvent trois principaux champs d'application (MEND 1996) :

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Agences de Bassins Hydrauliques

- la recherche des sources de pollution (exemples : présence de canalisations ou d'objets ou de volumes de déchets enfouis) ;
- la recherche de fuites dans un système d'étanchéité (contrôle de l'homogénéité, de discontinuités ou de fissurations dans une couverture ou un fond de décharge...);
- la détection de pollutions des sols ou des eaux souterraines afin d'en délimiter la localisation.

On utilise largement les techniques géophysiques terrestres dans l'industrie de la gestion des déchets pour cartographier les panaches de pollution. Mares et al. 1993 ont détecté les mouvements de lixiviats par la polarisation spontanée et ont déterminé les contours d'un centre de stockage de déchets par profilage. Nobes et al. 2000 ont effectué une reconnaissance électromagnétique au moyen d'un EM31 en aval d'une décharge municipale en Nouvelle-Zélande pour localiser la présence de paléochenaux qui influencent la migration du panache. Grellier et al. 2008 ont répété des tomographies de résistivité électrique pour imager le suivi de la biodégradation dans un massif de déchets ménagers. Rucker et al. 2009 ont utilisé la tomographie de résistivité électrique 2D et 3D au niveau d'un site contaminé par les déchets nucléaires afin de caractériser l'extension de la zone contaminée. Daniels et al. 1995 ont utilisé le géoradar pour détecter la présence d'un panache de pollution par les hydrocarbures dans le sous-sol. Abdul Nassir et al. 2000 et De franco et al. 2009 ont employé la méthode de tomographie de résistivité électrique pour la détection du biseau salé et de suivre son évolution dans les eaux souterraines. Sainato et al. 2012 ont pu identifier les zones les plus contaminées au niveau d'une décharge en utilisant la tomographie de résistivité électrique. Ramalho et al. 2012 se sont basés sur la combinaison de plusieurs méthodes électriques (sondages électriques, polarisation spontanée, électromagnétique (EM34), magnétique) pour comprendre les mécanismes responsable d'une hyperproduction du panache de pollution au niveau d'une ancienne décharge municipal. Les résultats obtenus ont permis de prendre les mesures adéquates pour remédier à ce problème. L'étude faite par Morsy and Rashed 2012 a permis de délimiter l'extension d'une source de contamination en hydrocarbure en utilisant les méthodes magnétique, gravimétrique et le radar. Yochim et al. 2013 ont pu estimer le la quantité du lixiviats générés au niveau d'une décharge publique caractérisée par une structure très hétérogène en moyennant du technique du Radar.

Les informations structurales (failles, contacts géologiques, ...) sont essentielles pour bien connaître la structure et la stratigraphie des sites contaminés. Carpenter *et al.* 1990 ont pu définir les différentes couches de déchet par les sondages électriques. Bernstone and Dahlin

1996 ; Bernstone *et al.* 2000 ont employé les sondages éléctriques et les méthodes électromagnétiques pour appréhender la structures interne d'une ancienne décharge. Porsani *et al.* 2004 ont employé des profils radar pour localiser le toit de pollution et des sondages électriques pour connaitre la succession verticale au dessus et en dehors de la zone polluée. Guérin *et al.* 2004 ont combiné cartographique électromagnétique à faible nombre d'induction et tomographie de résistivité électrique 2D et 3D pour identifier la géométrie des polluants dans les remblais d'une friche industrielle. L'étude faite par Martínez-Pagán *et al.* 2013 avait pour objectif la détermination des cavités de subsuface au niveau d'un site minier en Espagne. De Carlo *et al.* 2013 ont caractérisé la structure interne et la géométrie du substratum au niveau d'une décharge en se basant sur la tomographie de résistivité électrique et la mise à la masse.

Pour la protection des eaux souterraines, il est important de localiser les zones fracturées et les points d'infiltration préférentielle. Chambers *et al.* 2005 ont employé la tomographie de résistivité électrique 2D et 3D au niveau d'un site de décharge pour identifier les zones potentielles de pollution et leur direction préférentielles. Le même objectif a été visé dans l'étude faite par Samsudin *et al.* 2006. L'étude faite par Al-Tarazi *et al.* 2008 s'est basé sur l'utilisation combinée des méthodes électromagnétiques au niveau de deux sites de décharges ; ils ont pu détecter les zones préférentielles d'infiltration de la pollution vers les eaux souterraines. Carpenter *et al.* 1991 ont cartographié les fractures et les différences d'épaisseur d'une couverture pour prévenir les risques d'infiltration d'eau et de fuite de gaz.

Dans le cas des sites pollués par le DMA, les méthodes géophysiques sont utilisés pour cartographier les sites du dépôt des rejets miniers, et/ou pour déterminer : (*i*) l'extension du panache du DMA dans les eaux souterraines, (*ii*) l'estimation de la profondeur et l'épaisseur des rejets miniers, (*iii*) l'identification des zones potentielles du DMA et (*iv*) la localisation de présence d'éventuelles failles (Custis 1994). Les méthodes géoélectriques sont fréquemment utilisées car elles mesurent la conductivité des contaminants liés au DMA. En fait, la résistivité électrique mesure le contraste causé par l'augmentation des sels dissous associée à une diminution du pH et donc à une dissolution des minéraux sulfureux (Keller and Frischknecht 1966). Cette zone conductrice qui corresponds au panache de DMA a fait l'objet de plusieurs études (Merkel 1972 ; Ebraheem *et al.* 1990 ; Yuval and Oldenburg 1996 ; Buselli and Hwang 1996 ; Buselli *et al.* 1998 ; Benson and Addams 1998 ; Placencia-Gòmez *et al.* 2010 qui ont utilisé les méthodes de résistivité électrique pour tracer l'extension de cette zone. Dhakate *et al.* 2012 ont utilisé au niveau d'un site minier la méthode des sondages

électriques pour localiser le panache de pollution par DMA et déterminer son effet sur la contamination des eaux souterraines.

La détermination de la structure des sites contaminés par le DMA permet de localiser les zones préférentielles d'infiltration et d'estimer l'épaisseur et le volume des rejets miniers. Buselli and Lu 2001 ont employé les méthodes électriques et électromagnétiques sur un site minier pour détecter les infiltrations. Sjödahl et al. 2005 ont utilisé la méthode de tomographie de résistivité électrique pour déterminer la structure d'une halde minière. Martínez-Pagán et al. 2009 ont pu imager la structure interne d'un parc à rejet minier au sudest d'Espagne. Gòmez-Ortiz et al. 2010 ont appliqué la tomographie de résistivité électrique pour déterminer la géométrie des rejets miniers au niveau de deux sites miniers abandonnées en Espagne. Cette étude a permis également d'estimer l'épaisseur des rejets miniers. Martín-Crespo et al. 2010 ont employé la méthode de tomographie de résistivité électrique combinée à la géochimie pour une caractérisation environnementale et aussi pour l'estimation du degré de pollution générée par les rejets miniers. Ces mêmes auteurs (Martín-Crespo et al. 2011) ont utilisé la tomographie de résistivité électrique pour la détermination de l'épaisseur et la géométrie des rejets miniers ainsi que les directions préférentielles d'écoulement du DMA au niveau d'un ancien site minier en Espagne, le même objectif a fait l'objet de l'étude faite par Banerjee et al. 2011 en utilisant les sondages électriques et la tomographie de résistivité électrique. Nasab et al. 2011 ont utilisé les sondages électriques pour appréhender la structure du substratum et d'en déduire les directions préférentielles d'écoulement du panache de DMA. Grangeia et al. 2011 ont fait une investigation par tomographie de résistivité électrique qui a visé principalement à la détermination de la structure des rejets miniers ainsi que celle du substratum. Mele et al. 2012 s'est intéressé à l'application des méthodes de résistivités électriques pour localiser les zones conductrices et pour déterminer l'épaisseur et le volume des rejets miniers en vue d'un projet de réhabilitation. L'étude faite par Genelle et al. 2012 avait pour objectif d'appréhender la couverture d'une ancienne décharge restauré en utilisant la tomographie de résistivité électrique. Les résultats obtenus ont permis de détecter les défaillances de cette couverture en mettant en évidence l'existence de certaines zones hétérogènes qui constituent des drains d'infiltration privilégiés. L'étude faite par Martín-Crespo et al. 2012 a porté sur la caractérisation d'un lit d'une rivière affecté par le drainage minier acide issue en utilisant la tomographie de résistivité électrique. Peña et al. 2013 ont utilisé la méthode magnétique pour comprendre le mode de mise en place d'un parc à rejets miniers.

Chapitre I

L'utilisation combinée des méthodes géophysiques dans le cas des sites polluées par le DMA (Tableau 1.4) fournisse des informations directes sur les panaches de contaminants ainsi que des données indirectes sur la structure du sol et des trajectoires potentielles d'infiltration. L'interprétation conjointe des résultats obtenus par les différentes méthodes permet de mieux caractériser les sites contaminés par le DMA, d'apporter des informations sur l'ampleur de cette pollution et de déterminer les zones potentielles de pollution. La sismique en combinaison avec d'autres méthodes géophysiques porte des informations indirectes et complémentaires sur le DMA, elle vise principalement à déterminer la stratigraphie, la structure du substratum rocheux, l'architecture des rejets miniers (Devos et al. 1997; Compos 2004 ; Osazuwa and Chinedu 2008 ; Poisson et al. 2009). L'étude faite par Ramalho et al. 2009 avait pour objectif l'investigation géophysique d'un site minier abandonné en employant les sondages électriques, la sismique réfraction et la sismique réflexion. Les résultats obtenus, combinés aux données géologiques, ont permis la détection des zones très altérées qui constituent des endroits préférentielles d'écoulement du panache de DMA et qui correspondent à un réseau de fractures. Une étude faite par Andrad and Goud 2011 a porté sur l'utilisation combinée de la méthode de tomographie de résistivité électrique et de la tomographie de sismique réfraction en vue d'une caractérisation d'un site de dépôt des rejets miniers, les résultats obtenus étaient très prometteurs et ont permis la prise de décision concernant la limitation du problème de pollution, notamment des eaux souterraines, par détermination des zones potentielles de pollution et ainsi l'élaboration d'un projet de réhabilitation.

### Chapitre I

Tableau 1. 4 Efficacité des méthodes	géophysiques pour la détection du drai	nage minier acide (MEND 1996)
	Scopilysiques pour la accection da aran	age miner actae (milli (2 1))

	Oxydation active	Infiltration d'acide	Limite des sulfures	Stratigraphie et structure	Mouvement du fluide
Méthode EM (Aéroporté)	4	5	1	2	NA
Méthode EM (Terrestre)	5	5	2	2	NA
Résistivité DC	4	4	3	2	NA
Polarisation induite	5	4	5	2	NA
Polarisation spontanée	3	3	2	1	3
Sismique réfraction	NA	1	1	2-4	NA
Sismique réfection	NA	NA	NA	2-4	NA
Gravimétrie	NA	NA	1-3	2-5	NA

1-5 : Mauvaise-Bonne NA : Non appliquée

#### 1.5.2 Apport de la modélisation hydrodynamique et de transport de polluant

L'eau souterraine est d'une importance capitale dans la plupart des régions du monde et particulièrement dans les zones sous climat aride. Toutefois, cette ressource qui était jadis de bonne qualité, se trouve actuellement menacée par diverses sources de contamination ponctuelles et diffuses. Le DMA constitue une source de pollution qui engendre de sérieux problèmes environnementaux et qui a fait l'objet de nombreux travaux et recherches à travers le monde. La lutte contre cette contamination est devenue une préoccupation majeure, ainsi beaucoup de chercheurs et scientifiques se sont intéressés à la caractérisation des phénomènes et processus qui régissent le comportement et la migration du DMA dans les sols et les eaux souterraines ainsi qu'à leur modélisation mathématique et à la prédiction de l'évolution spatiotemporelle de cette contamination. Le travail fait par Gandy and Younger 2008 a pu révéler que les rejets d'une mine abandonnée au Nord de l'Angleterre sont susceptibles de persister comme une source de contamination sur plusieurs siècles. L'étude faite par Schwartz and Kgomanyane 2008 portes sur la modélisation de l'atténuation naturelle des contaminants, qui a comme origine les rejets sulfureux d'une mine abandonnée au Bostwana. Les résultats ont montré qu'il y a une forte contamination des eaux souterraines par les métaux lourds, favorisée par la fracturation de l'aquifère, qui s'atténue tout en allant en aval du site minier. Schwartz 2009 a fait une modélisation de la contamination des eaux souterraines par des rejets nucléaires, les résultats obtenus montrent que la contamination persistera au-delà de 6000 ans. Yazicigil et al. 2009 a porté sur l'élaboration d'un modèle de transport de polluant provenant d'une mine dans la région d'Ankara (Turquie) au niveau d'un aquifère multicouches. Les résultats obtenus relatifs à l'aquifère profond ont montré que la concentration en polluant sera réduite à 20% de la concentration initiale. Naja et al. 2011 ont élaboré un modèle d'écoulement et de transport de polluant en régime permanent, les résultats obtenus montrent que la contamination en sulfates et en chlorures demande plus de 116 ans pour disparaître des eaux souterraines. Qiao et al. 2011 ont étudié l'impact d'une mine au Nord de la Chine sur un aquifère karstique, le modèle a été élaboré afin de déterminer le comportement du polluant à long terme et d'en déduire les mesures de protection convenables. Elango et al. 2012 ont simulé l'écoulement et le transport des contaminants au niveau d'un site minier abandonné d'uranium en Inde, les résultats obtenus ont montré qu'audelà de 10 000 années la pollution sera atténuée.

La modélisation du transport de polluant constitue aussi un outil indirect de détermination des sources de pollution. Iskander and Koike 2010 ont pu établir une combinaison entre les

résultats d'une étude géostatistique sur l'évolution de la concentration en arsenic et celles obtenues d'un modèle du transport. Cette combinaison a pu déterminer la source de pollution qui correspond à une faille au niveau du site étudié (Mine Sulawesi en Indonésie).

Le niveau piézométrique subit des variations au niveau des sites miniers. Gödeke 2011 a élaboré un modèle hydrodynamique qui a pour but la détermination de la réponse du niveau piézométrique au cours et après l'activité minière à l'Est de l'Australie.

Les résultats obtenus de la modélisation du transport de polluant contribuent à la prise de mesures de protection convenables et à la réussite des projets de restauration des sites pollués. Schwartz 2012 a fait une étude qui a porté sur l'élaboration d'un modèle de transport de la contamination des eaux souterraines en uranium afin de déterminer le scénario de réhabilitation le plus adéquat. Aquel Ashraf *et al.* 2012 ont élaboré un modèle de transport du DMA en provenance d'une mine abandonnée en Malaisie, les résultats obtenus ont contribué à la détermination du projet de réhabilitation le plus adéquat.

#### 1.5.3 Combinaison de la géophysique et de la modélisation

L'avènement de l'hydrogéophysique depuis la fin des années 1990-début des années 2000, a consisté à l'utilisation de la géophysique pour des problématiques hydrogéologiques, hydrologiques et environnementales (Guérin 2004). Park *et al.* 2007 ont étudié la structure d'une nappe alluviale en utilisant les sondages électriques. Gemail *et al.* 2011 ont employé les sondages électriques ainsi que la tomographie de résistivité électrique 2D pour déterminer la vulnérabilité d'un aquifère vis-à-vis des eaux usées industrielles. L'étude faite par Luo *et al.* 2012 a permis d'établir une bonne relation entre les concentrations du polluant calculées par le modèle et la conductivité électrique obtenue par la méthode électromagnétique. L'étude faite par Lopes *et al.* 2012 a porté sur l'utilisation des sondages électriques et de l'hydrogéochimie des eaux souterraine pour tracer l'extension du panache de pollution. Sundararajan *et al.* 2012 ont employé les sondages électriques combinées à l'hydrogéochimie pour déterminer les zones sources de contamination des eaux souterraines.

Le passage du mesurable géophysique aux paramètres hydrodynamiques est un des objectifs de ces études hydrogéophysiques. L'application de l'hydrogéophysique à l'étude des sites pollués, et plus particulièrement à des sites pollués par le DMA, passe par la combinaison de mesures/analyses géophysiques et de simulation numérique des différents phénomènes et types de transport. Titov *et al.* 2005 ont utilisé les sondages électriques et la polarisation spontanée au niveau d'un aquifère contaminé. Les résultats obtenus ont bien caractérisé la géométrie de l'aquifère étudié et ont permet ainsi d'élaborer un modèle hydrodynamique.

Farid *et al.* 2012 ont employé les sondages électriques pour caractériser un aquifère en vue de développer un modèle hydrodynamique.

#### 1.6 **Objectifs de la thèse et conclusion**

Au cours de ces deux dernières décennies, la prise de conscience des problèmes environnementaux liés au DMA s'est renforcée. La restauration des sites miniers abandonnées demeure ainsi l'enjeu environnemental auquel fait face les pays miniers et particulièrement ceux situés sous un climat aride, comme le Maroc, qui sont caractérisés par un écosystème fragile et une pénurie des ressources en eau. L'objectif visé par cette thèse s'inscrit dans ce cadre. Dans ce contexte, des travaux se sont échelonnés à plusieurs niveaux. D'abord, des travaux de géophysique au niveau et en dehors du parc à rejets miniers ont pour but d'appréhender la structure interne du parc et du site minier. En effet, l'identification de la structure des sites d'entreposage miniers est importante de point de vue quantification du volume de ces rejets, détermination des zones préférentielles de migration du DMA et la caractérisation du substratum. Ensuite, et pour caractériser les eaux souterraines de point de vue hydrogéochimique, deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées. Les résultats obtenus ont pour objectif de décrire le comportement de la pollution en aval des rejets miniers ainsi que le degré de contamination des eaux souterraines. En parallèle de ces travaux, une caractérisation locale des contextes géologique et hydrogéologique prévoit de synthétiser et de mieux comprendre et expliquer la présence de la contamination de l'eau souterraine en DMA. Enfin et pour prédire le devenir de la contamination des eaux souterraines en DMA à long terme, un modèle hydrodynamique et de transport de polluant a été élaboré.

De façon générale, l'approche suivie pour l'atteinte des objectifs du présent projet de recherche a été d'abord de caractériser les rejets miniers, d'appréhender leur structure en se basant sur la géophysique, de définir précisément les contextes géologique, hydrogéologique et hydrogéochimique pour ensuite intégrer toutes ces connaissances dans un modèle numérique local d'écoulement et de transport de polluant (Figure 1.8). Ce projet, en cours d'étude, est le premier à l'échelle du Maroc et constitue un progrès considérable en matière de gestion des résidus et des stériles miniers.



Modélisation d'écoulement et de transport du DMA

Figure 1.8 Organigramme général des objectifs de la thèse

Les déchets miniers constituent actuellement un problème environnemental majeur en raison de la présence de fortes concentrations en métaux toxiques (Pb, Cd...). De grandes quantités de stériles, minerais sans valeur marchande, et de résidus miniers issus des opérations de traitement du minerai (minéralurgie et métallurgie) ont été accumulés et le sont encore dans des aires souvent impropres à leur stockage ce qui pose un sérieux danger de contamination métallique menaçant aussi bien l'environnement que l'être humain. La communauté mondiale face à ce problème s'est mobilisé durant la dernière décennie, beaucoup de projets de recherches visant à la réduction de la pollution en DMA ont vu le jour. Dans le cas du projet en cours, qui vise à la réhabilitation du site minier abandonné de Kettara, différentes approches se sont employées pour le mettre au jour. L'approche adopté par la présente thèse contribuera à la réussite de ce projet en concertation avec les autres approches (chimique, microbiologique, géotechnique...). Pour répondre aux différents objectifs visés, nous avons adopté une démarche pluridisciplinaire qui fait appel au travail de terrain (campagnes de géophysique et d'échantillonnage des eaux), au traitement des données géophysiques, à des analyses hydrochimiques au laboratoire, à la modélisation géochimique et à la modélisation de l'écoulement et du transport du DMA.

# CHAPITRE II. CARACTERISATION ENVIRONNEMENTALE DU SITE MINIER ABANDONNE DE KETTARA

Localisation géographique Cadre géologique	30 32
Contexte régional	32
Contexte local Historique minière Cadre hydrologique et climatique Cadre hydrogéologique	37 41 50 53
Hydrogéologie régionale	53
Hydrogéologie locale Les rejets miniers de Kettara	57 61
Levé topographique du parc à résidus minier	61
Résidus et stériles miniers	65
Caractéristiques chimiques et minéralogiques des différents précipités formés dans le par à résidus de Kettara	rc 66
Problèmes environnementaux liés aux rejets miniers Impact des rejets miniers sur la qualité des eaux souterraines	68 71
Caractérisation hydrogéochimique	75
Etude statistique	88
Résultats et discussions Le concept retenu pour la réhabilitation de la mine de Kettara	94 94 102
	Localisation géographique Cadre géologique

## 1.1 Localisation géographique

L'ancienne mine abandonnée de Kettara se situe à 30 km au Nord-Nord-Ouest de la ville de Marrakech sur la route de Safi (Figure 2.1). Elle se localise au niveau du massif des Jebilet.



Figure 2. 1 (a) Situation géographique de la zone étudiée et (b) Vue panoramique du site de Kettara

Le site d'étude s'étend sur une superficie d'environ 12 km<sup>2</sup> entre Koudiat Kettara à l'Est, Koudiat Hamra au Nord-Ouest et le village de Benslimane au Sud. La topographie du site est irrégulière, elle est dominée par les massifs abrupts (Koudiat Kettara culminant à 751 m). Le parc à résidus se situe dans une petite plaine au pied de l'ancienne mine de Kettara faisant environ 400 m d'altitude (Figure 2.2).



Figure 2. 2 Vue topographique 3D de la zone étudiée sur un fond MNT

Le village de Kettara qui compte environ 2000 habitants se situe à proximité de la mine entouré des rejets miniers (Figures 2.1 b et 2.2). L'économie de la région est basé sur l'élevage et l'agriculture, les paysans pratiquent des cultures maraichères et céréalières, la plupart des jeunes diplômés sont au chômage. Une étude sociale, a été menée, dans le cadre de la chaire CRDI<sup>6</sup>, dans le village de Kettara et qui a concerné trois groupes : population, gouvernement et compagnie minière (Babi 2011). Les avis obtenus par les localités ont été retenus selon les deux principales phases qui a connait le village de Kettara, pendant l'exploitation et après la fermeture. Au cours de l'exploitation, la plupart des répondants ont raconté l'histoire locale et leur propre trajectoire de vie. La période des débuts de Kettara a été décrite comme une époque florissante qui a donné naissance à un milieu social dynamique. Après la fermeture, l'étude a permis de dégager un avis commun qui concerne le danger que présentent les rejets miniers sur la population et l'écosystème avoisinant ainsi que les problèmes sociaux liés au logement dont la propriété appartient toujours à l'ONHYM<sup>7</sup> (ex BRPM).

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Chaire recherche en gestion et stabilisation des rejets industriels et miniers

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Office nationale des hydrocarbures et des mines

## 1.2 Cadre géologique

#### 1.2.1 Contexte régional

Le massif des Jebilet fait partie de la Meseta marocaine et se situe entre deux plaines : au Nord la plaine de la Bahira et au Sud la plaine du Haouz (Figure 2.3). Il se singularise par la présence, dans sa partie centrale, de nombreuses intrusions acides et basiques formant une association bimodale. Les petits corps mafiques, felsiques ou mixtes, sont intrusifs dans des schistes de Sarhlef, datés du Viséen supérieur-Namurien.



Figure 2. 3 Carte géologique du massif des Jebilet (Marcoux et al. 2008, modifiée)

Le magmatisme acide et basique des Jebilet centrales présente une extension spatiale limitée à l'Ouest et à l'Est. A l'Ouest, cette limite correspond à un contact anormal Nord-Nord-Est – Sud-Sud-Ouest (ZCOS<sup>8</sup>, Figure 2.3) faisant chevaucher les Jebilet centrales, bloc schistosé et métamorphisé, sur les Jebilet occidentales, bloc cambro-ordovicien peu ou pas déformé par des mouvements dextres synschisteux enregistrés le long de cette fracture. A l'Est, cette limite correspond à un décrochement ductile N160° senestre (ZCOR<sup>9</sup> Figure 2.3) formant la limite avec les Jebilet orientales, domaine des nappes gravitaires précoces. Les intrusions acides et

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> Zone de cisaillement occidentale

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> Zone de cisaillement orientale

basiques qui forment le plutonisme bimodal des Jebilet centrales sont sub-contemporaines. Elles se présentent sous forme de corps de quelques centaines de mètres d'épaisseur et s'organisent en linéaments sub-méridiens de direction Nord-Nord-Est, parallèles aux structures hercyniennes. Elles présentent une schistosité sub-verticale et ont induit un métamorphisme de contact, qui atteint le faciès des cornéennes à hornblende. Les roches basiques (cumulats mafiques ou ultramafiques, gabbros, dolérites) forment des intrusions stratifiées et appartiennent à une suite tholéiitique appauvrie. Les roches acides sont des microgranites métalumineux à l'origine, avant altération hydrothermale, qui présentent des caractéristiques du granite. Les amas de pyrrhotite connus de l'unité centrale des Jebilet se distribuent le long de trois alignements sub-parallèles à la direction méridienne (Figure 2.4) :

alignement occidental, avec les indices de Bouhane (à l'extrémité Nord), Lachach,
 Koudiat Aicha ;

- alignement médian, avec le gisement de Kettara, Benslimane et Kerkoz ;

- alignement oriental comportant au Sud le gisement de Draa Sfar et, au Nord, les schistes limonitisés de Nzalet El Harmel.



Figure 2. 4 Carte géologique du secteur étudié.

• Lithostratigraphie de la série de Sharlef

Cette série peut-être divisée, litho-stratigraphiquement, de bas en haut, en trois complexes (Maier and El Hakkour 1984) :

- Le complexe inférieur, constitué principalement de pélites et de tuffites acides et basiques ;

- Le complexe moyen volcanique acide ;
- Le complexe supérieur calcareux.

Seuls les deux complexes moyen supérieur présentent un intérêt métallogénique, au moins en ce qui concerne les amas sulfurés stratiformes, syn-sédimentaires. En effet, les minéralisations du complexe inférieur sont filoniennes et bien localisées; néanmoins, les limites de ce complexe inférieur posent de difficiles problèmes litho-stratigraphiques (Figure 2.5).

La limite inférieure du complexe acide a été conventionnellement fixée à la première apparition de roches volcaniques acides. Sa limite supérieure avec le complexe calcareux apparait graduelle et concordante. Quant à la limite supérieure du complexe calcareux elle est inconnue parce qu'elle a été érodée dans l'unité des Jebilet centrales (Figure 2.5).

• Géologie structurale de l'unité centrale

Pour l'analyse du champ de failles du secteur d'étude, une carte de fracturation a été extraite de la carte géologique des Jebilet centrales et complétée à partir de la spatiocarte (El Harti *et al.* 2004). L'analyse statistique des azimuts des fractures du domaine étudié montre que l'essentiel des fractures sont de direction majeure ENE–OSO (Figure 2.6). En plus de cette direction majeure, les Jebilet centrales sont bordées à l'Ouest par l'accident dénommé zone de cisaillement occidentale (ZCOS), et à l'Est par l'accident dénommé zone de cisaillement orientale (ZCOR).

Les plis eux-mêmes sont le plus souvent dissymétriques à vergence Est; parfois seulement ils sont isoclinaux. Dans ce cas la schistosité  $S_1$ , parallèle au plan axial, est généralement parallèle à la stratification  $S_0$ , les rapports précis entre ces deux clivages rocheux n'étant repérables que dans les seules charnières des plis. Une deuxième schistosité  $S_2$ , de fracture, en éventail, repérée dans quelques rares affleurements (N20° à N30°), ne se manifeste pas de manière décisive quant à la configuration cartographique des structures majeures (Bernard *et al.* 1988).



Complexe calcareux: 1. Calcaire bioclastique, 2. Calcaire noir à entroque, 3. Schistes calcareux intercalés de siltites noires. Complexe volcanique acide: 4. Quartz-kératophyres, 5. Tufs et tuffites acides, 6. Pyroclastites acides: mince horizon marquant au sommet de l'horizon des volcanites acides, 7. Tufs et tuffites basiques, 8. Schistes silteux noirs,9. Grès, 10. Areas stratiformes et pyrrhotite, 11. Chloritites, 12. Calcaires gréseux. Roches ignées: 13. Gabbro-pérodites,14. Gabbrodiorites, 15. Gabor mylonitisé. Les dykes de micro-gabbrodiorites recoupent le complexe calcareux alors que les corps de gabbro-périodotites et de gabbro-diorites ne dépassent pas l'horizon inférieur du complexe volcanique acide. Py. Pyrrhotite, Sph. Sphalérite, Ga. Galène, Cp. Chalcopyrite, Fe. hydroxydes ferriques

Figure 2. 5 Colonne litho-stratigraphique de la série du Saghlef (Bernard et al. 1988)



Figure 2. 6 Carte de fracturation des Jebilet centrales et rosace directionnelle des failles (El Harti *et al.* 2004)

La phase finale des déformations engendre, dans les zones à propriétés mécaniques contrastées, des bandes de pliage ("kink-bands" : mur de l'amas minéralisé de Kettara, flanc Est du synclinal de Kerkoz...) puis, des failles directionnelles, parfois marquées par des brèches.

Ces derniers caractères structuraux sont enfin affectés à leur tour par des fractures orientées N60°. Deux de ces accidents tardifs méritent d'être cités : il s'agit de la faille, Mesret-Safsafat, au Nord, de la faille Ait Bella oSaid (Figure 2.4) au Sud. Ces failles compartimentent l'unité centrale des Jebilet en trois blocs tectoniques majeurs, le bloc médian étant soulevé par rapport aux deux autres.

#### **1.2.2** Contexte local

La minéralisation de Kettara est localisée dans la série des schistes de Sarhlef. Dans le secteur de Kettara, le faciès le plus abondant sont les schistes, auxquelles sont associés des filons de dolérites (Figure 2.7). L'ensemble correspond à une structure anticlinale orientée N60° (Souaré 1988). L'élément tectonique le plus net à Kettara est la schistosité  $S_1$ . Celle-ci a une orientation moyenne de N45°, rarement méridienne, avec un pendage Est ou Ouest.

Dans la partie Nord, la schistosité  $S_1$ , orienté N80° en général, est constante et subverticale ou pendant fortement à l'Est ; tandis qu'au Sud, elle présente de grandes variations avec des directions voisines de N45°. La déformation cassante est marquée par des failles d'échelle métrique, dont les directions principales sont N75°, N95° et N110° (Souaré 1988).

Les filons de dolérites sont abondants (Figure 2.7). Ils sont légèrement sécants sur la stratification et la schistosité. Leur direction est en général N60° et leurs épaisseur est variables, pouvant atteindre 8 à 10 m. Ces filons sont déformés, tronçonnés, boudinés, recoupés par endroits de filonnets de quartz et décalés par les failles (Souaré 1988).

Les coupes AB et CD (Figure 2.8) représentent une interprétation synthétique du site de Kettara. L'épaisseur des altérites<sup>10</sup> est supposée grande au niveau des lits des oueds, cette hypothèse est basée sur l'étude faite par Guessous 1996 qui a montré que les sondages électriques situés à proximité des lits des oueds sont caractérisés par une grande épaisseur des altérites. Nous avons suposé également l'enracinement des filons suffisamment profond pour atteindre le bas des coupes.

A l'échelle de la structure Kettara, les failles transversales N60° présentent un effet en décrochement sénestre (Figure 2.9). En fait, il existe aussi un rejet vertical élargissant

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> Il s'agit de schistes altérés associés à des argiles et à des encrôutements calcaires

apparemment les structures synclinales des compartiments affaissés. Ainsi, la faille de Kerkoz abaisse, au Nord, le compartiment de Benslimane-Kettara où les synclinaux au cœur du complexe calcareux sont bien représentés alors que ces formations disparaissent du compartiment méridional, surélevé, et où les cœurs synclinaux sont constitués par des termes du complexe volcanique acide.

Un décrochement ultime, au Nord de Kettara, mérite enfin d'être signalé il s'agit d'un accident accompagné de mylonites qui déplace d'environ 500 m vers l'Est (mouvement dextre) la faille de Mesret (Figure 2.9).



Figure 2. 7 Carte géologique du secteur de Kettara



Figure 2. 8 Coupe géologiques synthétiques



Figure 2. 9 Esquisse des principaux axes minéralisés des Jebilet Centrales (Bordonaro 1984, modifié)

#### Chapitre II

L'unité centrale a été affectée par de nombreux épisodes tectoniques. Sur le flanc occidental de cette structure majeure on reconnait, d'Est en Ouest, deux ensembles synclinoriaux séparés par un anticlinal (Figure 2.9) :

- Synclinorium de Kettara - Gour El Hokkane,

- Anticlinal de Koudiat Delaa,

- Synclinorium de Koudiat Aicha - Jebel Hadid.

La direction de l'axe des plis de l'anticlinorium principal est N10° au Sud, N45° au Nord de cette structure : le plongement axial des ces plis est N ou NE.

En ce qui concerne le métamorphisme, son intensité ne dépasse pas dans la zone de Kettara, le sub-faciès à chlorite. Ce minéral associé aux phengites constitue l'essentiel des phyllites néoformées dans les faciès métamorphiques de faible ou de très faible degré (Bernard *et al.* 1988).

Afin de déterminer les directions préférentielles de la fracturation au niveau de Kettara, nous avons utilisé une image satellite (Google Earth) couvrant le secteur d'étude (Figure 2.10). Elle révèle localement la présence de linéaments, mais il est délicat dans la plupart des cas de les interpréter, et ceci à cause des anciennes limites de parcelles qui peuvent créer de petits linéaments bien marqués. Les linéaments s'orientent préférentiellement selon les directions dominantes du secteur étudié : N70° et N80° et ils sont relié aux filons quartzitiques et doléritiques (Figure 2.11).



Figure 2. 10 Localisation des fractures au niveau de la zone de Kettara (Google Earth 2013)



Figure 2. 11. Photo montrant un filon quartzitique recoupé par une faille (secteur de Kettara)

## 1.3 Historique minière

Le gisement de Kettara constitue un des gisements les plus importants dans l'histoire de l'industrie minière du Maroc au cours du 20<sup>ème</sup> siècle. Cette importance est doublement justifiée :

- d'un point de vue historique du fait qu'il constitue le corps de sulfures massifs le plus anciennement connu et exploité (au début pour son chapeau de fer, à partir des années trente) dans la province métallogénique du Haouz ;
- d'un point de vue économique en relation avec ses dimensions et le tonnage qu'il présente (plus de 30 millions de tonnes de sulfures massifs) ainsi que de son rôle dans le développement des industries des phosphates au Maroc.

Il s'agit d'un gisement sub-vertical, encaissé dans des schistes du Paléozoïque (Figure 2.12). Il est de direction N60°. Sa longueur est d'environ 1500 m, son enracinement est de l'ordre de 600 m et sa puissance est très variable (moyenne de 11 m). Ce gisement est du type volcanosédimentaire. Notons qu'il y a au sein du corps minéralisé, des lentilles de schistes. Le corps de minerai stratiforme s'amincit en s'effilochant vers ses extrémités (Tableau 2.1). Il est situé le long du flanc Sud-Est du synclinorium de Kerkoz-Gour El Hokkane.



Figure 2. 12 Photographie panoramique du gisement de Kettara

D'autres indices du même type, mais moins importants ont été repérés dans la région. La particularité de ces indices est que très souvent, on les remarque en surface sous forme de traces ferrugineuses (schistes hématisés) alignés, de produits limonitiques qui constituent des chapeaux de fer<sup>11</sup> à peu près concordants avec la schistosité des terrains encaissants (Souaré 1988).

La paragenèse comporte par ordre de fréquences : pyrrhotite, magnétite, pyrite, chalcopyrite, sphalérite, galène, arsénopyrite. Massive, cette association, de minéraux métallifères est parfois traversée par de minces filonnets de sphalérite et de sidérose : ces filonnets s'étendent au-delà des limites de l'amas. La structure de l'ensemble est stratifiée : lits de paillettes chloriteuses, rubanements quartzeux, intercalations de schistes chloriteux... la pyrite est secondaire ainsi que l'hématite qui imprègne les schistes tuffacés/ou argileux en zone d'oxydation de l'amas (Bernard *et al.* 1988). Sa position dans la série lithostratigraphique locale bien repérée coïncide avec l'horizon gréseux de la partie supérieure du complexe volcanique acide. Au toit de l'amas, dans les 50 m qui séparent la pyrrhotite des calcaires bioclastiques, les schistes noirs qui forment l'encaissant de la masse sulfurée sont entrelardées de lits de tuffites acides et de petits filons gabbro-dioritiques (Figure 2.13).

<sup>&</sup>lt;sup>11</sup> Zone exposée en surface et oxydée d'un dépôt métallifère. Elle présente un aspect plus ou moins alvéolaire et des teintes jaunâtres à brun rouge. Le chapeau de fer est riche en oxydes et hydroxydes de fer (limonite) formés par action des agents atmosphériques sur des gisements de sulfures.



Figure 2. 13 Coupe AB de l'amas de Kettara, orientée perpendiculairement à l'axe du chapeau de fer (Bernard *et al.* 1988, modifiée)

L'examen des logs de certains sondages carottés (Annexe 1), en particulier au niveau des impacts minéralisés, montre la superposition de plusieurs niveaux de pyrrhotine (sub-massive à massive) avec des puissances variant entre 1 et 10 m. Les intercalaires stériles (des schistes en général broyés et des gabbros) montrent des puissances avoisinantes de celles des niveaux minéralisés (1 à 15 m).

#### Chapitre II

**Tableau 2. 1** Description des différentes zones distinguées dans l'évolution latérale du corps minéralisé de Kettara (BRPM 2004)

Zone	Extension horizontale	Profondeur reconnue	Puissance minéralisée moyenne	Caractéristiques principales	Commentaires
Extrémité Ouest	Environ 200 m	~ 0 à 100 m	~ 5 m	*En surface, le chapeau de fer s'éclate en plusieurs branches *Les intersections de sondages sont en général stériles, parfois des passages effilochés	<u>La zone représente la fermeture Ouest du corps de Kettara</u>
Zone centre Ouest	Environ 350 m	~ 0 à 200 m	~ 7 à 9 m pour chaque branche	*La minéralisation se présente en deux branches : Nord et Sud, avec une zone stérile (schistes) d'environ 15m de puissance *La minéralisation présente des puissances de 5 à 10 m *La minéralisation est parfois massive, parfois barrée de schistes	<u>La zone montre un</u> <u>dédoublement du</u> <u>corps minéralisé (dédoublement <u>stratigraphique ou</u> <u>structural)</u></u>
Zone centre Est	Environ 500 m	~ 0 à 450 m	~ 10 à 12 m	*La minéralisation se présente en un seul corps *La géométrie du corps est assez régulière avec une puissance moyenne de 10 à 12 m *La minéralisation est reconnue sur plus de 400 m	<u>La zone représente le cœur du corps minéralisé de Kettara</u>
Zone Est	Environ 450	~ 0 à 200 m	~ 4 à 8 m	*La minéralisation se présente en un seul corps *La géométrie du corps est irrégulière avec une puissance variant de 1 à 20 m (puissance moyenne de 4 à 6 m) *La minéralisation présente des teneurs élevés en cuivre	<u>Prolongement Est du</u> <u>corps de Kettara</u> <u>(début d'un lobe</u> <u>minéralisé cuprifère )</u>

#### • Historique et chronologie de mise en activité du gite

Le caractère affleurant du corps de sulfures massifs de Kettara a fait que l'histoire minière du gisement a très tôt commencé par des phases d'exploitation des produits accessibles directement à la surface et que l'exploration ne s'est activée qu'à la lumière de l'avancement de l'exploitation et des nouvelles données acquises sur les continuités en profondeur de la minéralisation.

Ainsi, après une valse du permis d'exploitation entre différentes personnes et quelques travaux miniers de surface (une descenderie de 100 m de longueur et une galerie creusée à l'aplomb des affleurements Ouest), l'exploitation démarra vers 1937 par la CMM<sup>12</sup> qui s'intéressa à l'exploitation des oxydes de fer (limonite) et surtout aux ocres jaunes du chapeau de fer avec une production journalière de 80 à 100 t. Cette production s'est poursuivi jusqu'au début des années soixante et les produits extraits étaient en grande partie destinés à l'export.

Dans la suite de l'exploitation, la CMM s'est intéressée à l'exploitation de la pyrite cuivreuse de la zone de cimentation. Située immédiatement en dessous de la limite d'oxydation, cette zone de cimentation (reconnue par quelques 2600 m de sondages) montre des teneurs en cuivre très intéressantes (jusqu'à 8%) et permet d'extraire du minerai marchand sous forme de cendres riches en cuivre. Cette exploitation a été arrêtée en 1956 suite à l'épuisement des réserves et à des difficultés dans l'exploitation.

En 1959 et dans l'optique du développement d'une industrie chimique au niveau de Safi, le BRPM<sup>13</sup> a été chargé de procéder à la reconnaissance et à l'évaluation des réserves du gisement de pyrrhotine de Kettara ; l'objectif étant de mettre à jour des réserves en souffre suffisante pour garantir une durée de vie du futur complexe chimique au moins égale à vingt ans.

Pour accomplir cette mission, le BRPM signe une convention d'exploitation avec la CMM et met en place un programme de sondage sur les zones avales du gisement de Kettara (en dessous de la zone de cimentation). Commencé en 1960, ce programme de reconnaissance a permis de cuber un tonnage global de réserves en pyrrhotine de quelques dix millions de tonnes et de prendre dans la foulée la décision de mettre en exploitation le gisement dés le début 1961. Les travaux de préparation ont été entamée au milieu de l'année 1961 et l'exploitation proprement dite commença en 1964 ; elle dura jusqu'en 1982 avec l'extraction

<sup>&</sup>lt;sup>12</sup> Compagnie Minière Marocaine

<sup>&</sup>lt;sup>13</sup> Bureau de recherches pétrolière et minière

Chapitre II

globale cumulée de quelques huit millions de tonnes de minerai à quelques 30% souffre, 51,5% fer et 0,62% cuivre. Les derniers calculs de réserves faisaient encore état de l'existence de plus de dix millions de tonnes de minerai de pyrrhotine.

#### • Extraction minière et méthode d'exploitation employée

La méthode d'exploitation employée est le "Sublevel-Stoping". Elle consiste à découper le gisement (sub-vertical) en blocs de 50 m d'élévation (Figure 2.14). Ces blocs sont composés de panneaux de 66 m de longueur et embrassant toute la puissance du filon (moyenne=11 m) lesquels sont limités à chaque extrémité par un bure<sup>14</sup> (50 m x 2,50 m x 1,50 m). Ce bure généralement vertical, relie le niveau de tête au niveau de base. D'un bure à un autre, à travers un panneau, sont réalisés les sous-niveaux d'abattage (section : 2,25 m x 2,25 m). Le mur du 1<sup>er</sup> sous-niveau est à 12 m du mur de la galerie de tête et le 2<sup>ème</sup> est à 15 m du 1<sup>er</sup>.



Figure 2. 14 Coupes schématiques montrant la méthode d'exploitation Sublevel-Stopingutilisée au niveau de la mine de Kettara (BRPM 2004)

#### • Problèmes particuliers à l'exploitation

La mine de Kettara est une mine de pyrrhotine ayant une teneur en soufre de 20 à 30 % qui, en présence de l'eau et de l'oxygène, entraine la formation du drainage minier acide attaquant

<sup>&</sup>lt;sup>14</sup> Petit puits intérieur reliant deux étages ou niveaux

#### Chapitre II

facilement les métaux. C'est ainsi que l'eau est polluée et tout le matériel est corrodé (à savoir tôle de soutènement des parements des puits et des cadres de soutènement, pompes, conduites, échelles, usine de concentration, et en particulier des bacs de jigage<sup>15</sup>) (Figure 2.15).

C'est ainsi que pour éviter la corrosion des pompes d'exhaure, le pH des eaux de la mine était contrôlé par adjonction de la chaux ou du gypse.

Après la récupération totale du minerai, des chambres vides dont le volume est considérable sont créées. Ces vides ont suscité des craintes de la part de la Société, quant à la tenue des terrains pour la sécurité de la mine et pour protéger les habitants du village de Kettara.



Figure 2. 15 Photographies montrant la corrosion des infrastructures minière

#### • Traitement

La méthode de traitement utilisée, est celle de la gravimétrie, elle consiste premièrement à passer le produit brute sous trois phases de concassages (Figure 2.16), afin d'avoir un produit de taille entre 0 et 15 mm. Ces trois phases de concassages sont séparées par des opérations de criblage. Le produit de concassage tertiaire alimente la laverie par l'intermédiaire de trois trémies équipées d'alimentateurs (Huvelin 1977).

<sup>&</sup>lt;sup>15</sup> Une technique utilisée pour l'enrichissement gravimétrique des minéraux solides. Il utilise le principe de l'action d'un mouvement de l'eau à travers une masse de minerais placée dans des jigs et qui permet la séparation des éléments lourds du minerai de ses constituants légers

Après ces trois phases de concassage, les produits sont traités par gravimétrie. Cette dernière, comprend trois jigs de débouchage et un quatrième jig d'épuisement qui reçoit les rejets des trois premiers. Ces opérations produisent un concentré grenu (2-15 mm), un concentré fin (0,2-2 mm) et des rejets fins et grossiers.



Figure 2. 16 Schéma de production de concentré de pyrrhotine à la mine de Kettara (BRPM 2004)

Sur la période s'étalant du 1964 à 1981, la mine avait produit 5,2 millions de tonnes de concentré de pyrrhotine ayant une teneur moyenne en soufre de 29 % (Service Régional des Mines de Marrakech 1983). Le tableau 2.2 montre que durant une période de 10 ans la mine a produit 1.629.146 de tonnes de concentré. Maroc-Chimie (groupe OCP) fut le seul client pour la pyrrhotine, qui a été utilisée pour la fabrication de l'acide sulfurique.

Année	Production (tonne de concentré)	Année	Production (tonne de concentré)
1972	80 084,98	1978	189 529
1973	215 341	1979	197 115
1974	323 521	1980	78 939
1975	203 789	1981	124 575
1976	76 242	-	-
1977	140 011	Total	1 629.146

Tableau 2. 2 Production de	concentré de pyrrhotine	(BRPM 2004)
----------------------------	-------------------------	-------------

#### • Fermeture de la mine

L'unité d'acide sulfurique du complexe chimique de Safi, à base de pyrrhotine extraite du gisement de Kettara a démarré en 1965 et ses installations industrielles étaient programmées pour une durée de vie de 10 ans avec une capacité de 460 000 t/an de pyrrhotine. Ces installations ne fonctionnaient plus au-delà de cette durée pour les raisons inhérentes à la nature du minerai, à la variation de sa teneur en soufre provoquant des changements de température dans les fours, un grillage défectueux de la pyrrhotine et les déréglages fréquents des installations, la consommation est toujours restée en deçà de la capacité installée. Cet unique client a préféré substituer l'unité de grillage de pyrrhotite par la combustion du soufre natif importé qui est plus attrayante.

A la mine de Kettara, l'exploitation a connu des difficultés dues essentiellement à la vétusté des équipements miniers. La Société SEPYK<sup>16</sup> à fait face en outre à des problèmes liés dans l'ensemble à la dégradation de sa situation financière et aux difficultés techniques qui en ont résulté du fait de l'insuffisance des moyens de paiement nécessaires pour faire face aux investissements à caractère technique indispensables.

Devant la complexité et la diversité des problèmes, l'administration des Mines dès le mois d'Août 1981 a demandé aux parties concernées par cette affaire (groupe OCP, le BRPM et la SEPYK) de choisir une orientation autre que celle suivie jusqu'à présent.

Ainsi, après un examen très approfondi des difficultés rencontrées par les deux organismes concernés pour la production de la pyrrhotine et son utilisation à l'unité de grillage installée à Safi, il a été décidé finalement de mettre fin à la mine de Kettara à partir du mois de Juin

<sup>&</sup>lt;sup>16</sup> Société d'Exploitation de Pyrrhotine de Kettara

1982. Le personnel a été indemnisé et recasé dans sa grande majorité dans les autres mines marocaines.

## 1.4 Cadre hydrologique et climatique

Le bassin du Tensift est caractérisé par un relief très contrasté avec des altitudes entre 0 et 4167 m. Il est limité au Sud par la ligne de crête du Haut Atlas, au Nord par le massif précambrien des Jebilet, à l'Ouest par l'océan Atlantique où se situe son exutoire. L'oued Tensift traverse le bassin d'Est en Ouest. Il est alimenté de façon quasi exclusive par ses affluents rive gauche qui drainent les flancs Nord de l'Atlas. Rive droite, aucun cours d'eau pérenne n'existe, seuls des cours d'eau résultant d'événements pluvieux violents contribuent épisodiquement à l'alimentation de l'oued Tensift (Figure 2.17 a). Il en résulte un bassin versant très dissymétrique dont la rive droite ne joue qu'un rôle hydrologique secondaire (Chaponnière 2005).

Le sous bassin versant de Kettara fait partie de la rive droite de l'oued Tensift, le réseau hydrographique est faiblement développé au niveau ce bassin, les oueds sont temporaires et rejoignent tous l'oued Tensift. Le sens d'écoulement de ces oueds est généralement du Nord-Nord-Est au Sud-Sud-Ouest (Figure 2.17 b). Le sous bassin de Kettara est soumis à un régime climatique semi-aride, à hiver tempéré et humide et à été chaud et sec. La zone d'étude appartient à la région où règne un climat semi-aride. Les données que nous présentons ciaprès sont fournies par la station météorologique de Saada (Figure 2.17 a) pour les périodes comprises entre 2008 et 2011 et par la station de Kettara sur une période d'une année (Avril 2012-Mars 2013). Les températures moyennes mensuelles sont maximales en Juillet (27,52°C) et en août (27,63°C), et minimale en Janvier (10,6°C) (Figure 2.18 b). Les durées d'ensoleillement nettement plus longues en été, réchauffent l'air et contribuent à l'élévation des taux d'évaporation potentielle moyenne en été jusqu'à 180 mm en Juillet contre 32,62 mm en Décembre. L'évapotranspiration est en général plus forte durant les saisons sèches et moins accentuée en période humide.

Les précipitations annuelles moyennes calculées entre 2008 et 2011 sont comprises entre 184,5 et 267,5 mm/an (station de Saada). Les précipitations mensuelles sont très variables d'une année à l'autre suite à l'occurrence de pluies torrentielles de courtes durées caractéristiques du climat semi-aride.



Figure 2. 17 (a) Localisation du sous bassin versant de Kettara au niveau du bassin versant du Tensift, (b) sous bassin versant de Kettara et (c) station météorologique de Kettara installée en Avril 2012

La détermination des précipitations moyennes mensuelles sur 3 ans a montré que les mois de Janvier, Février et Mars sont les plus pluvieux de l'année avec respectivement 32, 42 et 39 mm. Juillet est le mois le plus sec avec 0,2 mm en moyenne (Figure 2.18 b).

Au niveau du site de Kettara, nous disposons de mesures de pluie au niveau de la station météorologique située au niveau du parc à rejets miniers, depuis Avril 2012 jusqu'à Septembre 2013 (Figure 2.17 c). Le calcul des moyennes mensuelles de précipitations est comparé aux valeurs d'évapotranspiration potentielle fournies par la même station sur une période d'une année (Avril 2012-Mars 2013). On note une variation saisonnière légèrement marquée pour les précipitations, avec un minimum de 0 mm en Mai et en Juillet et un maximum de 28,2 mm en Avril (Figure 2.18 a). Par contre, les valeurs d'évapotranspiration potentielle mensuelles sont beaucoup plus régulières et sont comprises entre 14,20 en Décembre et 280 mm en Aôut. Le potentiel d'évaporation annuel dépasse 1660 mm.

Les vitesses du vent sont plus fortes au cours de la période sèche au niveau des deux stations (Figure 2.18 a, b).



**Figure 2. 18** Variation des précipitations, ETP, température et vitesse du vent au niveau de la station de Kettara (a) et au niveau de la station de Saada (b)
# 1.5 Cadre hydrogéologique

## 1.5.1 Hydrogéologie régionale

Au niveau du massif des Jebilet, deux principaux types d'aquifère ont été identifiés (Figure 2.19) :

- Aquifère superficiel quasi généralisé et qui se situe dans la frange altérée des schistes et des granites ;
- Aquifère profond de circulations d'eau discontinues au niveau des failles et fractures du socle cristallin (schistes et granites).



Figure 2. 19 Schéma du système aquifère du socle des Jebilet (El Mandour 1990)

## 1.5.1.a Aquifère superficiel

Cet aquifère est largement représenté dans le secteur étudié. Il est principalement exploité pour l'alimentation en eau potable et l'abreuvement du chaptel par puits traditionnels. L'épaisseur totale des altérites varie suivant la profondeur du socle sain constituant le substratum, elle est de 20 à 40 m dans le substratum schisteux et de 5 à 15 m dans le substratum granitique (Gouzrou 1992).

Dans les schistes des Jebilet centrales l'épaisseur des altérites varie du Nord au Sud :

 au Nord l'épaisseur est faible en raison du relief et de l'abondance des corps acides et basiques résistants à l'altération, l'altération reste très développée au niveau des talwegs et des failles ;  au Sud où on trouve des vastes plaines, le processus d'altération est favorisé par la tectonique ayant affecté le socle paléozoïque et l'épaisseur peut atteindre 40 m en dehors des zones de failles.

## 1.5.1.b Aquifère profond (aquifère de circulation)

Cet aquifère est caractérisé par sa perméabilité de fissures ou de fractures et surtout par son hétérogénéité et son anisotropie. En effet, la structure de ces aquifères dépend des champs de contrainte tectonique et du système de fracturation affectant la zone captée, de même la densité, la répartition en profondeur et l'interconnexion des fractures sont variables d'un point à l'autre (El Mandour 1990).

## <u>Réservoir de fissures</u>

Les données des sondages réalisés au niveau du socle des Jebilet montrent, qu'il existe audessus de la roche saine une zone plus ou moins fissurée et partiellement altérée vers le haut. Cette zone comporte de nombreuses fissures et diaclases à pendage variable, ouvertes mais parfois remplies par des produits d'altération. L'épaisseur et la répartition de ce réservoir sont mal connues, ces deux paramètres dépendant du réseau de fracturation. Enfin ce système aquifère est peu profond, le substratum sain se situe fréquemment entre 30 et 70 m (El Mandour 1990).

## Réservoir de fractures majeures

Les formations géologiques du socle des Jebilet sont découpées par un réseau de fractures majeures dont la largeur dépasse généralement 1 km et peuvent atteindre une dizaine de kilomètres. Le captage de ces fractures par forages permet de donner des débits de l'ordre de 15 l/s (El Mandour 1990). Ce débit varie de la période humide à la période sèche car la nappe capturée est vulnérable au climat.

## 1.5.1.c Paramètres hydrodynamiques

Ces deux aquifères ont des caractéristiques hydrodynamiques différentes. En effet, l'aquifère supérieur d'altérites possède une faible perméabilité avec une transmissivité qui oscille entre 0,0001 et 0,0002 m<sup>2</sup>/s (Gouzrou 1992).

La synthèse des données de forages et d'analyses statistiques des paramètres hydrogéologiques de ces derniers (El Mandour 1990) ont montré que dans le massif des Jebilet, l'épaisseur des altérites présente un effet favorable sur la productivité et la pérennité des aquifères profonds.

Afin de visualiser la productivité des différents aquifères, nous avons représenté les résultats obtenus de l'étude faite par Gouzrou 1992 au niveau des Jebilet (Figure 2.20). On constate qu'au niveau de notre zone d'étude les niveaux productifs correspondent aux schistes altérés et aux schistes altérés et fracturés.



Figure 2. 20 Carte montrant les niveaux productifs au niveau des Jebilet.

## 1.5.1.d Piézométrie

Les seuls piézomètres qui existent au niveau des Jebilet centrales (4404/44 et 4408/44), et qui sont contrôlés par l'ABHT<sup>17</sup> de Marrakech, se situe à 15 km au Sud-Ouest de Kettara (Figure. 2.22). Les graphiques ci-dessous représentent l'évolution piézométrique de la nappe d'altérites, sur une période de quatre ans s'étalant entre 2006 et 2011 avec une interruption des mesures entre 2010 et 2011, en fonction des précipitations (station de Saada) (Figure 2.21). On constate que la nappe d'altérites est vulnérable aux variations climatiques, elle se

<sup>&</sup>lt;sup>17</sup> Agence de bassin hydraulique de Tensift

recharge suite aux averses torrentielles caractéristiques du climat aride et se décharge pendant les périodes de sècheresse.



Figure 2. 21 Evolution du niveau piézométrique au niveau des Jebilet centrales

#### Chapitre II

## 1.5.2 Hydrogéologie locale

D'un point de vue hydrogéologique, les données disponibles relatives à la nappe phréatique au niveau de Kettara sont très restreintes. Il n'existe pas à l'heure actuelle de réseau de piézomètres adapté au contrôle de la nappe.

## 1.5.2.a Géométrie de l'aquifère

Pour déterminer la géométrie de l'aquifère localement, on s'est basé sur les données des forages implantées au niveau de Kettara et sur les données des sondages électriques réalisés par Guessous 1996 (Figure 2.22).



Figure 2. 22 Carte de situation des forages et sondages électriques réalisés

La corrélation entre les forages proches de Kettara montre l'existence de deux aquifères au niveau de Kettara, le niveau piézométrique est détecté entre 4,2 m au niveau du forage 3757/44 et 10,40 m au niveau du forage 3978/44. D'une façon générale, il s'approfondit au niveau des oueds (Figure 2.23). Nous avons dressé une carte d'épaisseur de l'aquifère des schistes altérés (Figure 2.24) en combinant les données de forages ainsi que celle des sondages électriques (Annexe 2). On constate que cette épaisseur est importante au Nord et diminue tout en allant vers le Sud. Cette carte constituera la base de la géomterie du modèle hydrodynamique élaboré (Cf. chapitre VI).



Figure 2. 23 Corrélation entre les forages disponibles



Figure 2. 24 Carte d'épaisseur de l'aquifère d'altérites

## 1.5.2.b Piézométrie

La carte piézométrique des hautes eaux montre que l'écoulement se fait globalement du Nord-Est-Sud-Ouest (Figure 2.25). Les fortes valeurs du gradient hydraulique se localisent localement au niveau de la partie Est. On note également la forte sollicitation des eaux souterraine au niveau des puits P1 et P11, ces eaux sont destinées principalement à l'irrigation.

La carte piézométrique des basses eaux présente une forme générale identique à celle des hautes eaux (Figure 2.26) avec un gradient hydraulique plus fort au centre. Elle montre également l'existence d'un petit dôme piézométrique au niveau du P3 et qui peut être expliqué par la présence d'une faille. Une dépression est bien remarquée au niveau du P9 dû à une forte sollicitation de la nappe à ce niveau (usage agricole).



Figure 2. 25 Carte piézométrique de hautes eaux (Mars 2011)



Figure 2. 26 Carte piézométrique des basses eaux (Juin 2012)

La différence du niveau piézométrique entre la période des basses et hautes eaux dépasse les 15 m au niveau des puits P9, P12 et P2 (Figure 2.27). Ceci pourrait être expliqué par le fait que durant la période sèche, le niveau piézométrique baisse d'une façon très significative d'autant plus que ces puits sont très sollicités pour usage agricole et domestique

Le comportement de la nappe de Kettara témoigne de sa forte réactivité dans ce secteur et laisse supposer une vulnérabilité élevée de cette dernière vis-à-vis du climat et des risques potentiels de pollution.



Figure 2. 27 Différence du niveau piézométrique (NP) entre la période des basses et des hautes eaux

## 1.6 Les rejets miniers de Kettara

#### 1.6.1 Levé topographique du parc à résidus minier

Le levé topographique a constitué une étape de base pour notre étude, la connaissance de la topographie aidera surement au projet de réhabilitation envisagé. En fait, notre levé topographique représente le point de départ de notre étude. Pour cela, nous avons employé une paire de récepteurs GPS à bifréquence-différentiel modèle ZMax (THALES), l'un d'eux agissant comme une base fixe et l'autre se déplaçant sur le terrain. Dans ce cas, le positionnement mesuré n'est plus absolu mais relatif (par rapport à la station de référence) (Figure 2.28). Les mesures d'un mobile (un récepteur GPS itinérant) sont corrigées a posteriori (au cours d'un post-traitement), de sorte que la précision atteint deux à 10 centimètres. Ce résultat dépend de la précision des mesures, de la géométrie, de la

configuration des satellites et de l'espacement entre les stations de mesure. L'acquisition des données GPS s'est déroulée pendant toute une semaine.



Figure 2. 28 Photos montrant le levé topographique au niveau du parc à rejets miniers de Kettara

Nous avons utilisé les coordonnés UTM non calibrés à cause de l'absence de bases de référence. Mais comme nous avons un système de positionnement local, on peut garantir une erreur de position maximale de  $\pm$  10 cm. Pour toutes les mesures, nous employons le système UTM fuseau 29 avec le Datum WGS 84 (Figure 2.29).



Figure 2. 29 Carte topographique avec coordonnées UTM

#### Chapitre II

Un soin particulier a été porté au relief des rejets grossiers qui contournent à la digue (Figures 2.30, 1 et 2). Ce relief systématique a la forme de petits monticules de 1,5–3 m d'hauteur, distribués au tour de la digue, formant une géométrie pareille à une « boîte d'œufs ». La majorité de ces rejets grossiers sont placés directement sur les schistes qui forment le substratum naturel.

Afin de pouvoir faire une quantification approximative du volume de ces matériaux grossiers, nous avons cartographié le contour de tous les secteurs autour de la digue qu'ils les contiennent et après nous avons réalisé une topographie de détail (Figure 2.30, 3 et 4).



Figure 2. 30 (1) et (2) Unité élémentaire « boîte d'œufs » (3) et (4) cartographie de l'unité élémentaire

La carte finale obtenue est représentée sur la figure 2.31, elle montre le levé topographique en 3D avec la simulation de l'unité « boîte d'œuf » pour les rejets grossiers. Le volume des rejets grossiers a été estimé à 94 320 m<sup>3</sup> (Lghoul *et al.* 2012).



Figure 2. 31 (a) Carte topographique 3D et (b) photo correspondante sur terrain

Afin de visualiser la variation de la topographie au sein du parc à rejets miniers, nous avons réalisé des coupes de levé topographiques (NS et EO) (Figure 2.31). Ces profils montrent que le parc à rejets fins est entouré d'une digue qui le sépare du parc à rejets grossier (Figure 2.32). Le parc à rejets fin est divisé en deux unités Est et Ouest par une digue centrale.



Figure 2. 32 Profils topographiques réalisés au niveau du parc à rejets miniers

#### Chapitre II

## 1.6.2 Résidus et stériles miniers

Une caractérisation de ce site minier abandonné, a montré que durant la période de l'activité minière d'extraction de pyrrhotine (1964-1982), la mine a produit environ 3 Mt de résidus miniers et de stériles riches en sulfures déposés sur une superficie d'environ 16 ha. Ces rejets miniers sont fortement générateurs d'acidité et présentent un danger réel pour l'environnement (Hakkou *et al.* 2005, 2006a, 2006b).

En tenant compte de la densité moyenne des rejets qui est de 2,88, le volume des rejets est estimé à 1 million de m<sup>3</sup>. La figure 2.33 représente un plan d'ensemble du site de Kettara, que nous avons réalisé. Le parc à résidus miniers est entouré rejets grossiers qui se présentent principalement sous forme d'une digue dont la hauteur est d'environ 15 m et de nombreux monticules (terrils) ayant une hauteur d'environ 1.5 m surplombent le village (Figure 2.34). Le village est encerclé par des rejets très polluants. La cité minière de Kettara et les installations sociales sont situées à l'aval du parc à résidus et des haldes à stériles. On note aussi la présence sur le site, de stériles issus de l'exploitation de la pyrrhotite et du chapeau de fer (Figure 2.34).



Figure 2. 33 Mine de Kettara : plan d'ensemble (Hakkou et al. 2005)



Figure 2. 34 Les rejets miniers abandonnés à Kettara ; (a) parc à résidus, (b) rejets grossiers, (c) stériles d'exploitation pyrrhotine, (d) rejets issus de l'exploitation du chapeau de fer

La granulométrie des résidus de Kettara est variable passant d'un silt à sable fin. D'une manière générale, les résidus sont constitués de particules fines à très fines (8,32 à 73,2  $\mu$ m) et présentent une surface spécifique élevée (3,2 à 20,8 g/m<sup>2</sup>). De plus, la densité relative de tous les échantillons de résidus est variable (entre 2,43 à 3,32 g/cm<sup>3</sup>).

Concernant les rejets grossiers, la distribution granulométrique (exprimée en % poids) est quasiment identique pour les différents échantillons. Les courbes montrent une distribution plus ou moins homogène. Le stérile de Kettara est un matériel grossier ayant la granulométrie d'un gravier fin. En effet, le D80 varie entre 10,5 et 13 mm. Par ailleurs, la densité relative de tous les échantillons de stériles est élevée (entre 2,85 à 3,15 g/cm<sup>3</sup>) (Hakkou *et al.* 2008a)

# **1.6.3** Caractéristiques chimiques et minéralogiques des différents précipités formés dans le parc à résidus de Kettara

Divers prélèvements d'échantillons de résidus et de stérile, issus des différents stades d'exploitation à Kettara, ont été effectués et analysés d'un point de vue chimique et minéralogique (Hakkou *et al.* 2008a, Khalil *et al.* 2013). Les résultats des analyses chimiques élémentaires des résidus et des stériles de Kettara sont consignés dans le tableau 2.3

Leur teneur en soufre est élevée et varie entre 1,62 et 14,5 % dont une partie est déjà oxydée. Les tests statiques de type Sobek modifiés ont montré que les rejets miniers de Kettara sont fortement générateurs d'acidité et présentent des potentiels de neutralisations nuls. A signaler

#### Chapitre II

que les éléments de valeur (Cu, Pb, Zn...) présentent des teneurs très faibles. Aucune récupération de ces éléments ne pourrait être envisageable.

	<b>Rejets fins exploitation</b>	Résidus grossiers	Stériles	Rejets		
	Pyrrhotite (parc à	exploitation	exploitation	exploitation		
	résidus)	Pyrrhotite	Pyrrhotite	chapeau de fer		
Stotal, %	2,91 - 14,5	1,62 - 3,66	0,2	0,2 - 5,6		
S <sub>sulfure</sub> ,						
%	0,79 - 13,63	0,72 - 3,35	n.d.	n.d.		
S <sub>SO4</sub> , %	0,87 - 6,51	0,31 - 1,7	n.d.	n.d.		
<b>Ca,</b> %	0,35 - 0,7	0,28 - 1,77	0,15	0,07 - 2,1		
<b>Si,</b> %	6 - 15	17 - 20	n.d.	n.d.		
<b>Mg,</b> %	1,59 - 5,24	2,7 - 4,21	0,17	0,12 - 1,68		
Na, %	0,35 - 0,52	0,27 - 0,41	0,064	0,031 - 0,315		
<b>K,</b> %	0,16 - 1,18	0,32 - 0,66	0,39	0,07 - 1,85		
<b>Ba,</b> %	0,01 - 0,04	0,01 - 0,02	0,01	0,0026 - 0,038		
Fe, %	19,3 - 40,7	17,4 - 22	30,11	9,02 - 39,4		
<b>Al,</b> %	1,07 - 7,83	5,22 - 6,99		1,06 - 8,53		
<b>B,</b> %	0,25 - 0,44	0,06 - 0,09	n.d.	n.d.		
<b>Ti,</b> %	0,16 - 0,19	0,28 -0,28	0,161	0,084 - 0,334		
<b>P,</b> %	0,068 - 0,08	0,08 - 0,08	0,094	0,029 - 0,128		
Cu,						
ppm	1000 - 4200	1110 - 2660	878,7	1183 - 6971		
Zn, ppm	130 - 460	240 - 500	132	79 - 298		
Pb, ppm	40 - 130	10 - 80	354,5	7 - 777,7		
As, ppm	0 - 180	0 - 440	715	13 - 518		
Cd,						
ppm	50 - 90	30 - 30	0,2	0,2 - 1,1		
Co, ppm	20 - 230	30 - 70	35,8	13,7 - 312,6		
Cr, ppm	270 - 370	240 - 330	100	26 - 153		

Tableau 2. 3 Analyses chimiques élémentaires des résidus et des stériles de Kettara

L'étude minéralogique (Hakkou *et al.* 2008a) des résidus et des stériles de Kettara, a montré que les phases minéralogiques dominantes sont : la goethite FeO(OH) et des aluminosilicates, la chlorite-serpentine, le quartz, le talc et la muscovite. Les sulfures contenus dans les rejets miniers de Kettara sont en quantités variables, constitués principalement par la pyrite et la pyrrhotite (0 à 2%). On note également la présence de la chalcopyrite (0 à 0,45 %). Les autres minéraux sulfureux (sphalérite et galène) existent en très faible concentration. La teneur en carbonates (principalement la calcite) dans les différents échantillons ne dépasse pas 1%. La teneur de la jarosite (un sulfate de fer) dans les échantillons oxydés, prélevés à la surface du

parc à résidus de Kettara, est importante et peut atteindre 11,4 %. On note aussi la présence de gypse (CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O) en grande quantité dans ces échantillons. Ces phases secondaires sont le signe d'une importante réactivité (DMA) dans le site Kettara. Cette oxydation dans le parc à résidus de Kettara est confirmée par la concentration élevée en oxy-hydroxydes de fer représentés par la goethite et qui offre la couleur ocre au site (Figure 2.34 d).

En période sèche, on note sur le site la présence de nombreux précipités de minéraux secondaires (goethite, jarosite, alunite, gypse...) dans le parc à résidus, dans la halde à stériles et terrils et dans les lits du réseau hydrographique situé à proximité de la mine (Figure 2.35). La présence de ces minéraux en grandes quantités montre que le phénomène de DMA est très actif dans le site de Kettara (Hakkou *et al*, 2008a, 2009). Ils sont l'expression minéralogique des processus ayant conduit à la neutralisation du DMA. Ces précipités secondaires constituent donc des réserves temporaires de métaux. Ils se dissolvent en période pluvieuse et libèrent les polluants métalliques les sulfates ainsi que l'acidité (Hakkou *et al*. 2009).



Figure 2. 35 Exemples de précipités de minéraux secondaires présents à Kettara

## 1.6.4 Problèmes environnementaux liés aux rejets miniers

La caractérisation générale du site de Kettara a révélé qu'il s'agit d'un site générateur de DMA et très fortement pollué. Cette pollution constitue une vraie menace notamment sur la qualité des eaux souterraines. Les résultats des essais ABA<sup>18</sup> indiquent que les résidus sont fortement générateurs d'acidité. Les essais cinétiques réalisés avec les cellules d'humidité

<sup>&</sup>lt;sup>18</sup> Test acide-base qui analyse la différence entre la production d'acidité (PA) et la capacité de consommation d'acide ou le potentiel de neutralisation des échantillons (PN).

indiquent que les résidus et les stériles de la mine de Kettara sont très réactifs et se sont les stériles qui posent le plus de problème environnemental à cause des profondeurs d'altération mise en causes et qui sont très différentes pour les résidus (5 à 15 cm) et les stériles (plus d'un mètre) (Hakkou *et al* 2008a).

Les essais cinétiques, en cellules humides et mini cellules d'altération (Hakkou *et al.* 2008b), ont montré que les eaux de percolation présentent au cours du temps un pH acide qui varie entre 2,9 à 4,2. Pour le stérile, le pH est resté faible (<3) durant toute la durée de l'essai (378 jours). La quantité de sulfates et de fer libérés par les cellules est très importante (respectivement 90 à 9406 mg/l et 1 à 1440 mg/l) témoignant d'une forte réactivité des sulfures de fer (principalement la pyrrhotite et la pyrite). Parmi les métaux lourds, se sont le cuivre et le zinc qui sont en concentration la plus élevée. Ce sont les rejets grossier et les stériles de la mine qui posent le plus de problème environnemental. En effet, le ralentissement de leur réactivité à la fin du test est moins important que dans le cas du résidu où une passivation naturelle a été observée (Hakkou *et al* 2008b).

Différents prélèvements ont été effectués dans différentes fosses recueillant une part importante des eaux de drainage (Hakkou *et al.* 2008b, Ouakibi *et al.* 2013). Il s'agit des eaux de ruissellement issues du parc à résidu et des eaux de ruissellement à travers les stériles (Figure 2.36). D'une manière générale, les eaux de ruissellement à Kettara sont fortement sulfatées (14 200 mg/l) et ont une salinité très élevée se traduisant par une conductivité très élevée et présentent un faible pH (2, 9 à 4,2).En outre, les teneurs en Cu et Zn ont atteint 58 et 45 mg/l, respectivement. Du fait que le substratum de Kettara est composé de schistes fracturés et altérés, cette composition faciliterait l'infiltration du DMA dans la nappe phréatique située à une profondeur variant de 10 à 20 m.



Figure 2. 36 Eaux de ruissellement polluées par le DMA

Au phénomène du drainage minier acide qui pourrait être une source de pollution des eaux souterraines et de surface, il faut ajouter l'abandon de cavités souterraines et des infrastructures mal sécurisées. Ces cavités souterraines vides sont susceptibles, dans des contextes défavorables, d'engendrer une déformation des terrains de surface qui les surplombent. Un tel accident pourrait engendrer de graves conséquences en termes de sécurité publique, de dégâts sur le bâti et les infrastructures de surface et d'impacts sur l'environnement.

Le DMA était à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau de l'exhaure qui a entraîné la corrosion des infrastructures minières et des équipements. D'ailleurs, on constate actuellement une corrosion accentuée par le DMA de la partie inférieure de certains poteaux électriques haute tension implantés au sein de la mine (Figure 2.37). Ceci présente un risque majeur de chute des poteaux et ainsi des risques d'électrocution et de coupure de courant.



Figure 2. 37 Corrosion et risques majeurs causés par le DMA à Kettara

Afin d'étudier l'impact sur les sols, 74 échantillons dont 62 échantillons de sols et 12 échantillons de rejets miniers ont été prélevés dans la zone riveraine du site minier selon un protocole d'échantillonnage bien défini (Khalil *et al.* 2013). Les échantillons prélevés ont été analysés pour 41 éléments (Mo, Cu, Pb, Zn, Ag, Ni, Co, Mn, Fe, As, U, Au, Th, Sr, Cd, Sb, Bi, V, Ca, P, La, Cr, Mg, Ba, Ti, Al, Na, K, W, Zr, Ce, Sn, Y, Nb, Ta, Be, Sc, Li, S, Rb et Hf). Le calcul du Facteur d'Enrichissement (FE) et l'analyse géostatistique, témoignent d'une véritable contamination des sols à Kettara par le Cu, le Pb, le Zn, l'As et le Fe (Figure 2.38). Les concentrations de ces éléments chimiques dans les sols dépassent largement les valeurs du fond géochimique local calculées. Les cartes de pollution élaborées ont démontré aussi la contribution du réseau hydrographique et de la surface d'écoulement dans la dispersion des contaminants dans le site minier.



Figure 2. 38 Carte de pollution du sol à Kettara (Khalil et al. 2013)

# 1.7 Impact des rejets miniers sur la qualité des eaux souterraines

La composition des eaux souterraines évolue géochimiquement par le biais de phénomènes d'ordre hydrodynamique, qui contrôlent la circulation des eaux souterraines dans divers environnements. Plusieurs phénomènes hydrochimiques interviennent, notamment d'ordre minéralogique : dissolution des minéraux et libération d'éléments chimiques dans les eaux, précipitation de minéraux secondaires et remobilisation d'éléments à partir de la solution. Dans le cas d'un site d'entreposage de rejets miniers, les processus responsables de l'évolution hydrogéochimique suivent généralement le profil suivant. En surface les rejets miniers sont exposés aux facteurs météoriques, la zone vadose, l'infiltration des eaux et d'oxygène provoque une oxydation des sulfures et donc une génération d'acidité suivie d'un dégagement des sulfates (Figure 2.39). Les eaux des pores sont caractérisées par un pH bas, un Eh élevé ainsi qu'une concentration élevée en métaux dissous, métalloïdes et en sulfates. Au niveau de la frange capillaire, se produit la neutralisation d'acidité ainsi que la précipitation des minéraux secondaires et une accumulation en métaux. Au niveau de la zone saturée, une baisse de la diffusivité en oxygène est bien marquée avec une augmentation du

pH et une baisse d'Eh. A ce niveau les concentrations en métaux dissous, métalloïdes et en sulfates diminuent également (Blowes *et al.* 1994).



Figure 2. 39 Schéma des processus hydrologique et géochimique intervenant au niveau des rejets miniers (Blowes *et al.* 1994).

Plusieurs études à travers le monde ont étudié l'impact des mines sur la qualité des eaux superficielles et souterraines. Denimal et al.2002 ont étudié la contamination d'un aquifère par les sulfates issues d'une mine abandonnée au Nord-Pas-de-Calais. Les résultats montrent que l'acidité est neutralisée durant l'infiltration. L'étude faite par Gemici 2004 a porté sur l'impact d'une mine abandonnée de mercure sur la qualité des eaux souterraines et de surface. El Adnani et al. 2007 ont étudié l'impact des rejets miniers sur la qualité physico-chimique et biologique des eaux souterraines d'une zone minière de la région de Marrakech. Les résultats obtenus montrent que les rejets miniers présentent un risque potentiel sur l'environnement notamment au niveau de la partie aval des rejets. L'étude faite par Gilchrist 2008 a porté sur l'impact du DMA sur la qualité des eaux d'une rivière à proximité de New York. La variation saisonnière de la concentration en métaux est attribuée aux processus de dissolutionprécipitation. Neves and Matias 2008 ont étudié l'impact d'une mine abandonnée sur la qualité des eaux souterraines. Les résultats montrent que la situation s'aggrave en période sèche et que les eaux sont alors de mauvaise qualité. Luís et al.2009 ont étudié l'impact du DMA sur la qualité des eaux d'une rivière au Portugal. Les résultats obtenus ont montré que la variation spatiale des éléments chimiques dépend de la variation saisonnière. Delagado et al. 2009 ont étudié l'impact environnemental d'une activité minière au Portugal. Les résultats obtenus montrent que le degré d'impact au niveau d'une rivière varie en fonction des saisons et s'atténue en fonction de la distance par apport à la source. Le même objectif a été visé par Akabzaa et al. 2009. Cidu et al. 2009 ont montré la dégradation de la qualité des eaux souterraines par des fortes concentrations en sulfates. L'étude faite par Sarmiento et al. 2009 a porté sur la caractérisation hydrochimique et l'influence saisonnière de la pollution par le DMA sur une rivière au Sud- Ouest d'Espagne. Ils ont remarqué que le degré de contamination diminue lorsque les précipitations pluviales augmentent. Matériels et méthodes. Equeenuddin et al.2010 ont étudié la caractérisation hydrogéologique des eaux polluées par le DMA, avec une contamination élevée en éléments traces. Cidu 2010 a étudié la mobilité des contaminants dans les eaux souterraines au niveau d'une mine abandonnée. Les résultats obtenus ont contribué à la réduction du coût des risques environnemental et de remédiation. Cidu et al. 2011 ont étudié l'atténuation naturelle de la contamination en fonction des saisons, ils ont montré que cette contamination persiste au-delà de 15 ans. Oinam et al. 2012 ont essayé de comprendre le processus géochimique et de caractériser la qualité des eaux souterraines en utilisant une approche statistique au niveau d'un discret minéralisé en Inde. L'étude faite par Bhattacharya et al. 2012 a porté sur une étude hydrogéochimique de la contamination des ressources en eau dans une région minière à l'Ouest de la Guinée. Les résultats obtenus ont montré l'existence d'un sérieux impact à l'échelle régionale. Sadek 2012 a démontré les réactions chimiques qui contrôlent l'évolution géochimique des eaux souterraines dans une zone minéralisée au Sud de la Chine. L'étude faite par Olías et al.2012 a porté sur l'étude de l'évolution de la contamination des eaux souterraines. Cette étude a permis de localiser les zones de potentielle contamination. Zhao et al.2012 ont étudié la caractérisation hydrogéochimique et minéralogique reliée à l'atténuation en métaux lourds dans un effluent pollué par le DMA.

Quatorze puits, situés dans la zone d'étude, ont été échantillonnés et analysés en vue d'une caractérisation physico-chimique (Figure 2.25). Le puits P15 pris comme témoin, se situe en amont de la mine loin de la source de contamination et renseigne sur la qualité physico-chimique des eaux de la zone d'étude. Les autres puits sont situés en aval de la mine de Kettara et suivent le sens général de l'écoulement de la nappe dans cette zone.

L'échantillonnage des eaux de puits a été réalisé durant deux campagnes couvrant des périodes de hautes et de basses eaux (Mars 2011 et Juin 2012). La totalité des puits est

protégée soit par des margelles en ciment couplées à un couvercle, soit seulement avec des couvercles.

Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène et conservés à 4°C jusqu'au moment des analyses. Une attention particulière a été accordée aux opérations effectuées au cours des processus d'échantillonnage, de conservation et d'analyse et ce afin d'éviter la contamination des échantillons.

Au moment de l'échantillonnage nous avons pris les mesures de température, du pH, de la conductivité électrique à l'aide des appareils de mesure portable WTW. Au laboratoire, chaque échantillon a été divisé en deux. Le volume nécessaire pour la détermination de la concentration en métal total a été acidifié par ajout d'acide nitrique à 1% et conservé dans des flacons en polyéthylène. Le volume restant a été directement filtré à travers des filtres à 0,45 µm de porosité pour la détermination des paramètres physico-chimiques selon les méthodes normalisées résumées dans le tableau 2.4.

**Tableau 2. 4** Méthodes utilisées pour déterminer la qualité physico-chimique des eaux souterraines de Kettara

Eléments	Méthodes d'analyses
$SO_4^{2-}$	Norme NFT 90-040
HCO <sub>3</sub>	Norme AFNOR NFT 90-036
Cl	Norme AFNOR NFT 90-014
$Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, Zn^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{2+}, Pb^{2+}, Cd^{2+}$	Spectrométrie ICP-AES
et Si <sup>2+</sup>	

Afin de déterminer le comportement hydrogéochimique de la nappe d'altérites de Kettara et les facteurs de minéralisation qui y sont responsables, nous avons fait appel à une étude statistique et à une modélisation géochimique.

Les méthodes statistiques ont permis d'établir des corrélations entre les différents éléments chimiques analysés et aussi de différencier les origines de la minéralisation. La modélisation géochimique permis de déduire les réactions géochimiques qui expliquent le changement de la composition chimique des eaux souterraines le long du chemin d'écoulement. Des indices de saturation sont donc calculés afin de connaître le degré de saturation des eaux par rapport aux minéraux présents ou susceptibles de se précipiter dans l'aquifère.

#### 1.7.1 Caractérisation hydrogéochimique

#### 1.7.1.a Eaux de ruissellement

Quatre prélèvements ont été effectués dans différentes fosses recueillant une part importante des eaux de drainage (Ouakibi *et al.* 2013). ER1 et ER4 correspond aux eaux de ruissellement issues du parc à résidu. ER2 et ER3 sont issus des eaux de ruissellement à travers les stériles (Figure 2.40). D'une manière générale, les eaux de ruissellement à Kettara sont fortement sulfatées (14 200 mg/l) et ont une salinité très élevée se traduisant par une conductivité très élevée. La production de DMA, en plus de la baisse du pH, entraîne inévitablement la lixiviation de divers métaux et des concentrations élevées en sulfates. Ceci explique la présence des minéraux secondaires (gypse, anhydrite...) après évaporation des effluents du DMA (Denimal *et al.* 2002).



Figure 2. 40 Carte d'emplacement des points échantillonnés

Nous avons présenté les différents points échantillonnés, basée sur le contenu en métaux, sur un diagramme de Fiklin (Plumlee *et al.* 1992). Ces eaux présentent une forte acidité et riche à extrêmement riches en métaux (Figure 2.41).



Figure 2. 41 Diagramme de Fiklin des points échantillonnés

## 1.7.1.b Eaux souterraines

Les tableaux 2.5 et 2.6 montrent la variabilité et l'ordre de grandeur des différents paramètres physico-chimiques des eaux souterraines pendant la période humide et sèche. Les valeurs de l'écart type dans la plupart des cas sont inférieures à celles de la moyenne ce qui indique une certaine homogénéité dans le type d'eau. Pour les sulfates par contre, les valeurs de l'écart type sont supérieures à celles de la moyenne. Ceci indique que les valeurs de ce variable sont dispersées et met ainsi en exergue une certaine hétérogénéité des eaux échantillonnées dans la nappe de la zone d'étude. Les coefficients de variation (CV) sont également élevés pour les deux saisons et montrent ainsi la grande variabilité des concentrations chimiques dans les eaux du secteur étudié.

La figure 2.42 montre que la concentration en éléments majeurs a généralement baissé en période sèche. En effet, sous un climat aride le processus d'évaporation est intense ce qui provoque une précipitation en minéraux secondaires et donc un appauvrissement des eaux souterraines en ces éléments. En période humide, les minéraux ainsi précipités à la surface se dissolvent et rejoignent les eaux souterraines ce qui provoque une augmentation de la minéralisation de ces eaux (Farid *et al.* 2012).

Les eaux souterraines au niveau de Kettara se caractérisent par une évolution hydrochimique issue notamment du cycle d'évaporation-dissolution des minéraux secondaires (gypses, anhydrites...) présents au niveau du parc à résidus miniers. Ceci est confirmé par la forte

concentration en sulfates issues à la fois de l'oxydation de la pyrite, et de la dissolution des minéraux secondaires sulfatés (Cánovas *et al.* 2007 ; Monjerezi *et al.* 2012).



Figure 2. 42 Box plot des concentrations en éléments majeurs (a) saison humide et (b) saison sèche

Chapitre II

Tableau 2. 5 Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines (Saison humide	e) *
--	------

Puits	Cond	pН	HCO <sub>3</sub>	SO4 <sup>2-</sup>	Cl	Ca <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Si <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cr <sup>2+</sup>	Co <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	As <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>
P1	3720	6,24	193	2670	198,8	731,4	223,6	10,74	187,15	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<></th></ld=0,01<>	<ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P2	2450	6,2	208	23,6	511,2	469,45	105,1	8,741	124,75	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P3	2930	7,27	110	692,73	752,6	418,25	220,6	11,24	120,3	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P5	738	7,54	76	86,215	142	83,68	92,18	7,6	0,131	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P6	740	7,51	77	40,54	923	73,835	80,662	12,37	18,6	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P7	886	7	120	133,71	1022,4	72,605	117,9	13,62	20,62	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P8	3330	7,46	130	1896,7	1306,4	747,85	169,7	9,45	181,05	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,067<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
<b>P9</b>	3340	6,44	204	3336,6	2030,6	753,95	135,1	10,72	204,85	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P10	2670	7	140	118	1462,6	453,75	228,9	10,26	100,8	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P11	3040	6,76	162	879,07	1675,6	527,8	199,9	9,34	118,55	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P12	1370	7,07	97	226,88	1775	191,15	109,4	9,7	36,45	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P13	2090	7,44	159	194,74	1320,6	181,45	212,1	9,27	78,43	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<>	<ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P14	1156	7,14	115	772,73	2485	107,4	148,1	8,6	33,1	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<>	<ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P15	2160	7,27	136	142,18	426	148,75	262,5	8,23	88,05	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<>	<ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
Max	3720	7,54	208	3336,6	2485	753,95	262,5	13,62	204,85	-	-	-	-	-
Min	738	6,2	76	23,6	142	72,605	80,662	7,6	0,131	-	-	-	-	-
Moyenne	2187,14	7,02	137,64	800,98	1145,13	354,38	164,70	9,99	93,77	-	-	-	-	-
Ecart-type	1006,9	0,44	41,62	1030,8	678,98	254,26	57,36	1,585	64,36	-	-	-	-	-
CV (%)	46	6,26	30,23	128,7	59,3	71,74	34,82	15,86	68,63	-	-	-	-	-

 $^*$  Les concentrations en ions sont exprimées en mg/l et la conductivité électrique (Cond) est exprimée en  $\mu$ S/cm

LD: limite de détection

-: Pas de valeur

Puits	Cond	pН	HCO <sub>3</sub>	$SO_4^{2-}$	Cl	Ca <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Si <sup>2+</sup>	$Mg^{2+}$	Cr <sup>2+</sup>	Co <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	As <sup>2+</sup>	$\mathrm{Cd}^{2+}$
P1	3700	6,72	168	1878	1164,4	57,7	17,58	19,14	1,24	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<></th></ld=0,01<>	<ld=0,771< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,771<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P2	3400	3,4	192	1073	1107,6	36,14	12,9	9,01	1,03	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P3	604	6,8	224	1228	653,2	34,5	13,98	18,47	1,39	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P5	450	7,72	320	10,405	383,4	8,27	1,71	6,69	0,89	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,022< th=""></ld=0,022<></th></ld=0,772<>	<ld=0,022< th=""></ld=0,022<>
P6	452	7,65	328	10,405	241,4	9,6	1,87	7,6	0,91	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P7	393	7,72	344	97,1	198,8	8,25	1,79	8,23	1,13	<ld=0,066< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,066<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P8	3190	6,57	24	1631	340,8	58,33	16,02	12,56	0,91	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<></th></ld=0,067<>	<ld=0,03< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,03<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
<b>P9</b>	1197	6,75	64	169,43	539,6	11,9	2,6	11,25	1,1	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P10	3770	6,74	148	1662,075	1178,6	43,5	13	19,06	1,18	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<></th></ld=0,13<>	<ld=0,01< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,01<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P11	3700	6,68	120	1476,3	653,2	44,71	13,97	20,53	1,24	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P12	2780	7,11	92	318,05	213	22,31	4,14	10,94	1,12	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<></th></ld=0,11<>	<ld=0,772< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,772<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P13	587	7,28	240	245,72	1178,6	20,32	7,04	17,64	0,96	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<>	<ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P14	551	7,57	268	16,85	738,4	16,18	4,33	14,69	1,12	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<>	<ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
P15	500	7,48	288	66,39	1107,6	15,28	7,52	20,17	0,93	<ld=0,067< th=""><th><ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<></th></ld=0,067<>	<ld=0,13< th=""><th><ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<></th></ld=0,13<>	<ld=0,11< th=""><th><ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<></th></ld=0,11<>	<ld=0,773< th=""><th><ld=0,023< th=""></ld=0,023<></th></ld=0,773<>	<ld=0,023< th=""></ld=0,023<>
Max	3770	7,72	344	1878	1178,6	58,33	17,58	20,53	1,39	-	-	-	-	-
Min	393	3,4	24	10,405	198,8	8,25	1,71	6,69	0,89	-	-	-	-	-
Moyenne	1805,29	6,87	201,43	705,91	692,76	27,64	8,46	14,00	1,08	-	-	-	-	-
Ecart-type	1431,5	1,04	99,05	708,11	374,62	17,31	4,91	0,146	5,65	-	-	-	-	-
CV (%)	79,3	15,13	49,17	100,31	54	62,6	58	1	523	-	-	-	-	-

 Tableau 2. 6 Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines (Saison sèche)\*

 $^{*}$ Les concentrations en ions sont exprimées en mg/l et la conductivité électrique (Cond) est exprimée en  $\mu$ S/cm

LD: limite de détection

-: Pas de valeur

La minéralisation des eaux est plus forte pendant la période humide et notamment au niveau des puits qui se situent en aval des rejets miniers (Figure 2.43). Cette minéralisation est fortement reliée aux sulfates et aux chlorures. En effet, les chlorures ont comme origine le faciès qui caractérise les eaux de Kettara (El Mandour 1990). Dans notre étude, le puits témoin situé tout en amont du parc à résidus miniers (P15) indique que la minéralisation naturelle des eaux souterraines est dominée par les chlorures.

On constate également que la concentration en ions  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  diminue en période sèche, ce qui renseigne sur la précipitation des minéraux carbonatés (calcite. aragonite et dolomite...).



Figure 2. 43 Dendrogramme montrant la classification des concentrations en éléments majeurs (a. saison humide et b. saison sèche)

Les graphes de la figure 2.44 montrent les relations entre  $Ca^{2+}+Mg^{2+}$  et  $SO_4^{2-}$  d'une part et entre  $HCO_3^{-}$  d'une autre part des saisons humide et sèche, ce qui constitue une série statistique de taille N = 14. La première information essentielle apportée par ces graphes est que la relation linéaire est très significative d'un point de vue statistique selon le test de l'hypothèse H<sub>0</sub>.

Ces graphes attestent l'existence d'une corrélation positive entre les concentrations de  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  et les sulfates  $SO_4^{2-}$ . La bonne corrélation entre  $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$  et  $SO_4^{2-}$  (Figure 2.44) souligne fortement le lien entre les deux cations et les sulfates et met aussi en évidence une autre source mineure autre que les sulfates, de ces cations comme le confirme d'ailleurs les droites de variations des couples  $(Ca^{2+} + Mg^{2+-})$  en fonction du  $SO_4^{2-}$  et  $HCO_3^{-}$  (Figure 2.44). La présence des sulfates dans l'eau est liée à la dissolution de gypse, au lessivage des terrains pyrifères ou à l'oxydation des sulfures.

Les bicarbonates proviennent de la dissolution de la calcite ou de la dolomite. La figure 2.44 montre une mauvaise corrélation entre les ions de  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  et les bicarbonates. Cela traduit que la dissolution des minéraux évaporitiques (gypse, anhydrite...) sont responsables de l'augmentation du calcium dans les eaux souterraines (Farid *et al.* 2012). En fait, l'oxydation de la pyrite a produit l'acidité ce qui favorise la dissolution des minéraux carbonatés, ce qui explique l'augmentation des concentrations en ions  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  et les valeurs neutres du pH (Cidu 2010).



Figure 2. 44 Relations entre les éléments majeurs (a) saison humide, (b) saison sèche. Les points expérimentaux et les intervalles de confiance à 95 % (N = 14)

La figure 2.45 montre les cartes de distribution spatiale des éléments chimiques majeurs (période des hautes eaux). Ces cartes ont été élaborées en se basant sur une analyse des variogrammes omnidirectionnels et la méthode d'interpolation choisie est de type krigeage en utilisant la totalité des données.

En effet, on constate que la concentration en sulfate augmente graduellement du Nord-Est vers le Sud-Ouest. La concentration la plus élevée (entre 3700 et 2500 mg/l) est observée en aval des rejets miniers. Cette région est aussi traversée par l'oued Kettara riche en sulfate. La concentration la plus faible en sulfate (<1500 mg/l) est plus restreinte et se localise à l'Ouest et à l'Est du village de Kettara. Nous avons vu précédemment que le calcium participe activement à la minéralisation des eaux souterraines de Kettara, et nous avons constaté qu'il était assez bien lié aux sulfates. La concentration en calcium suit pratiquement la même évolution que la conductivité électrique et les sulfates. En effet la concentration en calcium est marquée par des valeurs élevées en aval des rejets miniers où la conductivité électrique et la

concentration des sulfates augmentent. Le magnésium suit également la même évolution que le calcium et les sulfates, il atteint une concentration de 200 mg/l en aval des rejets miniers et moins de 60 mg/l à l'Est et à l'Ouest de Kettara. La concentration en sodium ne suit pas la même évolution que celle du calcium, du magnésium et des sulfates. Les fortes concentrations de Na<sup>+</sup>, comprises entre 150 et 270 mg/l, sont situées au Nord-Est de Kettara. Les faibles concentrations sont localisées au Sud-Est.



Figure 2. 45 Variation spatiale de la concentration en éléments majeurs (période des hautes eaux)

Sur une même ligne de courant, en partant du point ER3 au niveau du parc à rejets miniers, on constate que la contamination se réduit tout en s'éloignant de la source (Figure 2.46). En fait, l'évolution de la concentration en éléments majeurs se réduit tout en s'éloignant de la source de contamination (El Adnani *et al.* 2007 ; Delgado *et al.* 2009 ; Zobrist *et al.* 2009). Ceci est bien représenté sur la Figure 2.46 qui montre une tendance générale à la baisse tout en allant en aval du parc à rejets miniers de Kettara. La variation saisonnière sur la même figure montre

que pour l'ensemble des éléments, les fortes concentrations en période humide sont dues à la dissolution des minéraux secondaires précipités lors de la période sèche (Gilchrist *et al.* 2009). En fait, l'évaporation du DMA concentre l'acidité, les sulfates, et les métaux pendant un temps très court. Les minéraux évaporitiques se forment ainsi en surface des rejets riches en sulfates pendant la saison sèche. Ces derniers se dissolvent durant la saison humide ce qui provoque une forte production du DMA (Gilchrist *et al.* 2009). La réponse à la saison pluvieuse est rapide vue la présence de fractures qui accélèrent le temps de transit, ce qui provoque une augmentation de la minéralisation (El Mandour 1991).

L'étude du rapport  $Ca^{2+}/Mg^{2+}$  des eaux souterraines de cette région suggère la dissolution de la calcite et de la dolomite (Figure 2.47). En effet, si le rapport  $Ca^{2+}/Mg^{2+} \le 1$  la dissolution de la dolomite devrait se produire, tandis qu'un rapport plus élevé (>1) est indicatif de la contribution de plus de la calcite (Maya and Loucks 1995). La Figure 2.47 montre que les concentrations du  $Ca^{2+}$  et du  $Mg^{2+}$  ont augmenté dans le sens de l'écoulement. Le rapport  $SO_4^{2-}/Cl^-$  est plus faible (<1) en dehors de la zone minière, alors qu'elle est élevée en aval du parc à résidus miniers.



Figure 2. 46 Evolution de la concentration en éléments majeurs en fonction de la distance par apport au parc à rejets miniers pendant les saisons humide et sèche



Figure 2. 47 Cartes de variation des rapports Ca<sup>2+</sup>/Mg<sup>2+</sup> et SO4<sup>2-</sup>/Cl<sup>-</sup>

L'examen des paramètres thermodynamiques renseigne sur l'état de saturation de la solution vis-à-vis de chaque minéral. L'équilibre des eaux avec la matrice est souvent exprimé soit par le taux de saturation (Appelo and Postma 1996) :

$$S = (P_{AI}/Ks)*100)$$

$$Is = Log (P_{AI}/Ks)$$

soit par l'indice de saturation:  $Is = Log (P_{AI}/Ks)$ 

où  $P_{AI}$  est le produit d'activité des ions concernés, et Ks le produit de solubilité du minéral considéré. La valeur (Is = 0) indique un état d'équilibre entre l'eau et le minéral (saturation). Une valeur négative signifie une sous-saturation et une positive la sursaturation. Quand une solution est sous-saturée à l'égard d'un minéral, cela signifie que le minéral à tendance à la dissolution.

Le code Chess (Van der Lee 1998) permet le calcul de la spéciation d'un système géochimique, c'est-à-dire la détermination des concentrations et des activités des diverses espèces chimiques présentes dans les différentes phases (aqueuse. solide et gazeuse). La figure 2.48 montre l'évolution des indices de saturation des carbonates et sulfates des eaux échantillonnées. On constate que les eaux souterraines sont généralement sous-saturées en ce qui concerne la plupart des phases minérales carbonatés et gypsifères et sont probablement responsables de la composition hydrochimique. Ceci met en évidence la forte dissolution du gypse (CaSO<sub>4</sub><sup>-</sup>2H<sub>2</sub>O), de l'anhydrite (CaSO<sub>4</sub>), de la bassanite et des minéraux carbonatés (calcite. aragonite et dolomite), ce qui provoque la présence de quantité importante en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Ca<sup>2+</sup> et en Mg<sup>2+</sup>.

Les cations et les anions majeurs tels que le  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  et  $Cl^-$  ont été tracés sur le diagramme de Piper (Piper 1994) pour évaluer l'hydrochimie des eaux souterraines de Kettara (Figure 2.49). La figure 2.49 montre que les échantillons des eaux souterraines, pour les deux saisons (humide à droite et sèche à gauche), présentent un faciès chloruré-sulfato-calcique-magnésien.

Chapitre II



Figure 2. 48 Evolution des indices de saturation en carbonates et sulfates des eaux échantillonnées pendant les saisons humide (a) et sèche (b)



Figure 2. 49 Diagramme de Piper, saison humide à droite et saison sèche à gauche

## 1.7.2 Etude statistique

L'analyse statistique a été adopté afin d'avoir les relations possibles (corrélations) qui existent entre les éléments chimiques et la conductivité électrique (la salinité des eaux souterraine). Nous faisons appel à l'analyse en composante principale (ACP). L'avantage de cette méthode est qu'elle permet de réduire les informations en un nombre de composantes plus limité (groupe) que le nombre initial de variables, et ainsi de visualiser les données en 2D puis de lier les éléments de même caractère. Il s'agit donc d'une approche à la fois statistique et géométrique (représentation des variables dans un espace selon des directions d'inertie maximale).

Les analyses des corrélations aboutissent aux interprétations suivantes. Une analyse élevée de corrélation (près de +1 ou de -1) signifie un bon rapport entre deux variables (positivement ou négativement corrélées) et une valeur autour de zéro signifie aucun rapport entre elles. Une corrélation r>0,7 correspond à des données fortement corrélées tandis qu'une corrélation r entre 0,5 et 0,7, correspond à des données modérément corrélées (Kumar and Muttan 2006).

Dans les tableaux 2.7 et 2.8, nous avons reporté la matrice de corrélation appliquée aux 14 points des eaux souterraines de la nappe des altérites de Kettara. Au regard de ces tableaux, plusieurs remarques s'imposent :

En période des hautes eaux,

• le pH est corrélé négativement aux éléments majeurs,

• la conductivité électrique est bien corrélée avec le calcium, le magnésium, les sulfates et les bicarbonates,
- le calcium est bien corrélé au magnésium et aux sulfates,
- le calcium et le magnésium sont corrélés aux bicarbonates.

En période des basses eaux,

- le pH est corrélé négativement aux éléments majeurs,
- la conductivité électrique est bien corrélée avec le calcium, le magnésium, les sulfates,
- le calcium est bien corrélé au magnésium et aux sulfates,
- le calcium et le magnésium ne présentent pas de corrélation aux bicarbonates,

La forte corrélation entre magnésium et calcium renseigne sur leur origine commune.

**Tableau 2. 7** Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (saison humide)

	Cond	pН	Cl	<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	$Na^+$	HCO <sub>3</sub> -
Cond								
pН	-0,528	1						
Cl	-0,006	0,007	1					
<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,729	-0,488	0,225	1				
Ca <sup>2+</sup>	0,931	-0,583	0,057	0,833	1			
$Mg^{2+}$	0,963	-0,571	0,021	0,819	0,958	1		
$Na^+$	0,608	-0,035	-0,088	0,210	0,307	0,446	1	
HCO <sub>3</sub> -	0,728	-0,834	0,029	0,555	0,693	0,772	0,311	1

**Tableau 2. 8** Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (saison sèche)

	Cond	pН	Cl <sup>-</sup>	<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	$Mg^{2+}$	Na <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub>
Cond								
pН	-0,786	1						
Cľ	0,287	-0,333	1					
<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,828	-0,836	0,369	1				
Ca <sup>2+</sup>	0,836	-0,824	0,365	0,968	1			
$Mg^{2+}$	0,728	-0,804	0,516	0,946	0,956	1		
$Na^+$	0,292	-0,412	0,665	0,507	0,510	0,624	1	
HCO <sub>3</sub> -	-0,710	0,850	-0,027	-0,579	-0,638	-0,507	-0,240	1

#### • Analyses en composantes principales

Dans le but de déterminer l'impact du DMA sur la qualité des eaux souterraines une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée. Cette analyse permet d'avoir une image mathématique fidèle de la répartition des points correspondant aux prélèvements dans l'espace défini par les facteurs que sont les éléments analysés (Hakkou *et al.* 2001). Afin de pouvoir comparer les deux campagnes, l'ensemble des variables est représenté uniquement par huit éléments physico-chimiques à savoir, la conductivité électrique CE, le pH, et les concentrations en ions  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $HCO_3^{-}$ ,  $Na^+$  et Cl<sup>-</sup>. L'ACP a été élaboré par le logiciel XLSTAT 2010 version © Addinosof en utilisant des données centrées réduites et une matrice coefficients de corrélation de Pearson.

#### Période de hautes eaux

L'ACP faisant la corrélation entre les paramètres physico-chimiques des eaux de puits, a permis de retenir deux principaux axes puisqu'ils présentent plus de 75,47% de la variance totale (Figure 2.50 a). L'axe F1 qui présente 61 % de cette variance est fortement corrélé du côté positif avec la conductivité électrique, les concentrations en ions  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  et négativement avec le pH. Le facteur F1 oppose la plupart de minerai dissous au pH : quand la concentration minérale augmente le pH diminue (Tableau 2.9 a). On observe principalement ces conditions dans le contexte de la contamination en DMA. En conséquence, le facteur F1 peut être considéré comme indicateur de la contamination en DMA. L'axe F2 (15% de variance) est corrélé positivement au chlorure et négativement au sodium (Tableau 2.9 a). Cet axe est considéré comme un indicateur de dissolution des minéraux silicatés.

Les données hydrochimiques ont été classées par Q-mode  $CAH^{19}$  dans l'espace à 9 dimensions (CE, pH,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ , Cl<sup>-</sup>,  $SO_4^{2-}$  et  $HCO_3^-$ ). La méthode de la classification hiérarchique ascendante est faite à l'aide du critère de Ward et en utilisant la distance euclidienne sera ensuite employée. Cette méthode conduit à résumer les données à l'aide de la construction d'une typologie, ou partition, des individus en classes homogènes. Quatre groupes ont été distingués. La conductivité électrique semble être un facteur distinctif majeur avec des concentrations croissantes pour tous les principaux ions dans l'ordre : le groupe 1, groupe 2, groupe 4 et groupe 3 (Tableau 2.10).

Groupe **1** : situé positivement par apport à l'axe F1, il est constitué par les puits P1, P8 et P9. Il est caractérisé par des teneurs élevées en éléments majeurs et notamment en sulfates avec des fortes valeurs de conductivité. Ce sont les puits situés en aval approximatif des rejets miniers.

Groupe 2 : situé en position médiane par rapport à l'axe F1 et qui présente une position intermédiaire entre les groupes 1 et 4. Il est en effet, caractérisé par une minéralisation assez élevée.

<sup>&</sup>lt;sup>19</sup> Outil du logiciel XLSTAT qui permet de classer les données sous forme de groupes homogènes

Groupe **3** : situé du côté négatif de l'axe F1 et constitué par les puits P5, P6 et P7 situés au Sud-Ouest des rejets miniers et sont caractérisé par des faibles teneurs en conductivité et en ions majeurs.

Groupe **4** : situé du côté négatif de l'axe F1 et constitué par P12 et P13 caractérisé par des teneurs moyennes en conductivité électrique et des teneurs élevées en chlorure.

L'ACP confirme l'existence d'une corrélation négative entre les teneurs en polluants (ions majeurs dans ce cas) et le pH. Elle a permis également de différencier de façon claire les puits situés en aval de la mine, caractérisés par une forte charge minérale et les puits situés en amont (P15) ou très en aval loin de la source de pollution (P7).

(a)	<b>F1</b>	<b>F2</b>
Cond	0,953	-0,212
рН	-0,708	-0,284
Cl	0,061	0,710
<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,828	0,247
Ca <sup>2+</sup>	0,945	0,050
$Mg^{2+}$	0,973	-0,062
Na <sup>+</sup>	0,455	-0,680
HCO <sub>3</sub>	0,851	0,090
<b>(b)</b>	<b>F1</b>	F2
Cond	0,864	-0,270
рН	-0,915	0,226
Cl	0,489	0,760
<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,951	-0,042
Ca <sup>2+</sup>	0,960	-0,063
Mg <sup>2+</sup>	0,944	0,151
Na <sup>+</sup>	0,607	0,642
HCO <sub>3</sub>	-0,721	0,503

**Tableau 2. 9** Corrélation des éléments chimiques par apport aux facteurs F1 et F2pour la période des hautes (a) et basses eaux (b)

#### Période de basses eaux

L'ACP faisant la corrélation entre les paramètres physico-chimiques des eaux de puits, a permis de retenir deux axes principaux puisqu'ils présentent plus de 85,27% de la variance totale (Figure 2.50 b).

L'axe F1 qui présente 68% de cette variance est fortement corrélé du côté positif avec la conductivité électrique, et les concentrations en ions  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ et  $Cl^-$ , et négativement avec le pH et les bicarbonates (Tableau 2.9 b). Ceci est expliqué par le fait que durant la période des basses eaux l'évaporation des minéraux carbonatés est intense. L'axe F2 (17% de la variance) est corrélé positivement au sodium et au chlorure (Tableau 2.9 b). Cet axe est un indicateur de la dissolution d'halite.

Trois groupes ont été distingués. La conductivité électrique semble être un facteur distinctif majeur qui a joué sur le reclassement des groupes par apport à la période humide (Tableau 2.10).



**Figure 2. 50** Analyse en composante principale (ACP) des eaux souterraines (a. saison humide et b. saison sèche) : à gauche la projection des variables sur le plan F1–F2 et à droite la projection des individus sur le plan F1–F2

(a)	pН	CE (µS/cm)	$SO_4^{2-}$ (mg/l)	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	$Mg^{2+}$ (mg/l)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
Groupe 1	6,713	3463,33	2634,43	744,4	176,13	1178,6	191	175,66
Groupe 2	6,99	2556,66	341,72	366,575	204,85	1024,76	105,146	152,5
Groupe 3	7,35	788	86,82	76,7	96,914	695,8	13,11	91
Groupe 4	7,105	1263	499,8	149,275	128,75	2130	34,77	106

Tableau 2. 10 Valeurs moyenne des paramètres physico-chimiques pour les principaux groupes sélectionnées (a) Mars et (b) Juin

(b)	pН	CE (µS/cm)	<b>SO</b> <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ( <b>mg</b> / <b>l</b> )	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
Groupe I	6,022	3552	1544,41	48,076	16,06	888,92	14,69	130,4
Groupe II	7,37	591,75	230,61	15,53	13,09	630,125	5,105	259,5
Groupe III	7,11	2780	318,05	22,31	10,94	213	4,14	92

Chapitre II

#### 1.7.3 Résultats et discussions

L'exploitation minière de Kettara a entraîné une nette modification physico-chimique des eaux de la nappe. Ceci peut être dû à une contamination probable suite à la lixiviation des rejets miniers déposés à proximité. En effet, l'analyse minéralogique des résidus de la mine a montré que ces résidus sont composés de minéraux primaires (blende, pyrrhotite et pyrite) et de minéraux secondaires (gypse, anhydrite, calcite...). Ces derniers témoignent de l'oxydation des sulfures métalliques contenus dans les rejets miniers. La diminution de cet impact plus en aval de la mine peut être expliquée par l'éloignement de la source de pollution ainsi que par l'effet de la dilution. Plusieurs études sur des eaux superficielles ont montré l'effet de la dilution des contaminants après mélange des eaux polluées avec des eaux douces (Lee *et al.* 2001 ; El Gharmali 2005).

D'une manière générale, nous avons pu noter que les valeurs des ions majeurs en aval des rejets miniers sont bien supérieures à celles relevées dans les puits situés en amont de la mine. Par ailleurs, en ce qui concerne l'acidité et les éléments métalliques-trace, l'impact n'a pas été nettement détecté au niveau des puits prospectés alors que des études antérieures ont montré que les lixiviats provenant des résidus sont acides et riches en métaux lourds (El Gharmali *et al.* 2004). L'acidité a pu être neutralisée suite à la dissolution des minéraux riches en carbonates, la calcite et la dolomite éventuellement, ce qui expliquerait, en partie, les teneurs importantes en Ca<sup>2+</sup> et en Mg<sup>2+</sup> (El Adnani *et al.* 2007 ; Malmström *et al.* 2008 ; Zhao *et al.* 2012). La faible teneur des éléments métalliques-trace dans les eaux de puits peut être liée aux phénomènes de fixation, de précipitation et de chélation entre les divers agents chimiques (Hakkou *et al.* 2001). Plusieurs études ont montré que les teneurs en métaux lourds dans les eaux, d'une manière générale, peuvent être réduites à cause de leur adsorption par les hydroxydes de fer, de manganèse ainsi que par co-précipitation de ces hydroxydes (Lee *et al.* 2002). Les pH élevés de l'eau peuvent favoriser la précipitation de ces hydroxydes (Lee *et al.* 2001).

# 1.8 Le concept retenu pour la réhabilitation de la mine de Kettara

Afin de réduire l'extension et la gravité du DMA issu du site de Kettara sur les eaux de surface et souterraines, et par conséquent sur les populations environnantes, des efforts importants doivent être consentis afin de développer des méthodes de restauration efficaces.

Par ailleurs, pour permettre à l'industrie minière marocaine de rester compétitive, les solutions proposées doivent également tenir compte de la réalité socio-économique du pays.

Actuellement, il existe très peu de solutions éprouvées en vue de prévenir et/ou de contrôler le DMA. Afin de réduire l'extension et la gravité des impacts du DMA sur les eaux de surface et souterraines, des efforts importants doivent être consentis afin de développer des méthodes de restauration efficaces et économiques, prenant en compte les spécificités géographique du site et son climat (semi-aride dans le cas de la région de Kettara). L'existence d'un matériau d'emprunt, ayant des caractéristiques géotechniques et alcalines très intéressantes, est un grand atout qui facilitera la restauration du site en question. Les matériaux alcalins sont issus de la mine de Gantour (recette VI) exploitant les phosphates dans une région située a environ 30 km de Kettara (Figure 2.1a). Cette mine, en cours d'exploitation, est gérée par le groupe Office Chérifien des Phosphates (OCP). Lors de l'exploitation à ciel ouvert des phosphates, de grandes quantités de roches sans valeur économique sont excavées et entreposées aux abords du site (Figure 2.51). Vu la teneur élevée de carbonates dans ces stériles, ils ne présentent pas une menace de pollution des eaux. Cependant, ils constituent une source de nuisance paysagère. Etant donné leur potentiel de neutralisation élevée et la proximité de Kettara, nous avons pensé à les utiliser comme matériaux de stabilisation des rejets miniers acides (Hakkou et al. 2009).

L'amendement des rejets miniers générateurs d'acide avec des stériles de phosphates présentant une alcalinité excessive permettrait une neutralisation de l'acidité existante et la réduction de la lixiviation des métaux nocifs suite à l'augmentation du pH (Hakkou *et al.* 2009).



**Figure 2. 51** (a) Extraction de phosphates à la mine Gantour (recette VI. OCP), (b) Les stériles de phosphates riches en calcaires (mise à terril).

L'exploitation des phosphates, au sein de la recette VI, génère deux types de stériles alcalins : le stérile issu du décapage des couches situées au dessus de la couche de phosphates et le

stérile de mise à terril après concentration du minerai de phosphates. Après caractérisation, les analyses chimiques ont montré que le stérile de mise à terril, est riche en phosphates (19,6%  $P_2O_5$ ) et contient environ 40 % de calcaire. Cependant, sa concentration en cadmium et en chrome est élevée (respectivement 123 et 275 ppm) (Tableau 2.11). Quant au stérile issu du décapage, il présente une teneur élevée en calcaire (60 %) et présente de faibles teneurs en métaux lourds. De plus, sa granulométrie est inférieure à celle du stérile de la mise à terril (Hakkou *et al.* 2009).

Chapitre II

**Tableau 2. 11** Composition chimique des stériles calcaires phosphatés de la recette VI<br/>(Hakkou et al. 2009, Bossé et al. 2013, Ouakibi et al. 2013)

ts majeu	rs (wt	%)												
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> C	)3	CaO	MgO	Na <sub>2</sub> C	) K <sub>2</sub>	0	TiO <sub>2</sub>	$\mathbf{P}_2$	05	F	S	С	
0,89	0,38		43,0	3,28	0,46	0,1	2	0,07	16	,9	1,73	0,3	5,2	
ts mineu	rs (pp	m)												
<b>Ba</b> 79,2	<b>Be</b> 0,82	<b>Cd</b> 33	<b>Cl</b> 108	<b>Cr</b> 137	<b>Cu</b> 31,8	<b>Mn</b> 31,8	<b>Ni</b> 34	<b>Pb</b> 13	<b>Sr</b> 769	U 88	<b>Y</b> 97,8	<b>Zn</b> 195	<b>V</b> 56	
	ts majeu Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 0,89 ts mineu Ba 79,2	ts majeurs (wt Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O 0,89 0,38 ts mineurs (pp Ba Be 79,2 0,82	ts majeurs (wt%) $Al_2O_3$ $Fe_2O_3$ 0,89       0,38         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd         79,2       0,82       33	ts majeurs (wt%)         Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> CaO $0,89$ $0,38$ 43,0         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl         79,2 $0,82$ 33       108	ts majeurs (wt%) $Al_2O_3$ $Fe_2O_3$ $CaO$ $MgO$ 0,89       0,38       43,0       3,28         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr         79,2       0,82       33       108       137	ts majeurs (wt%) $Al_2O_3$ $Fe_2O_3$ $CaO$ $MgO$ $Na_2O$ 0,89       0,38       43,0       3,28       0,46         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu         79,2       0,82       33       108       137       31,8	ts majeurs (wt%) Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> CaO MgO Na <sub>2</sub> O K <sub>2</sub> 0,89 0,38 43,0 3,28 0,46 0,1 ts mineurs (ppm) Ba Be Cd Cl Cr Cu Mn 79,2 0,82 33 108 137 31,8 31,8	ts majeurs (wt%) $Al_2O_3$ $Fe_2O_3$ $CaO$ $MgO$ $Na_2O$ $K_2O$ 0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34	ts majeurs (wt%) $Al_2O_3$ $Fe_2O_3$ $CaO$ $MgO$ $Na_2O$ $K_2O$ $TiO_2$ 0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12       0,07         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni       Pb         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34       13	ts majeurs (wt%) $Al_2O_3$ $Fe_2O_3$ $CaO$ $MgO$ $Na_2O$ $K_2O$ $TiO_2$ $P_2O_3$ 0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12       0,07       16         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni       Pb       Sr         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34       13       769	ts majeurs (wt%)         Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> CaO       MgO       Na <sub>2</sub> O       K <sub>2</sub> O       TiO <sub>2</sub> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> 0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12       0,07       16,9         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni       Pb       Sr       U         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34       13       769       88	ts majeurs (wt%)         Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> CaO       MgO       Na <sub>2</sub> O       K <sub>2</sub> O       TiO <sub>2</sub> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> F         0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12       0,07       16,9       1,73         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni       Pb       Sr       U       Y         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34       13       769       88       97,8	ts majeurs (wt%)         Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> CaO       MgO       Na <sub>2</sub> O       K <sub>2</sub> O       TiO <sub>2</sub> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> F       S         0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12       0,07       16,9       1,73       0,3         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni       Pb       Sr       U       Y       Zn         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34       13       769       88       97,8       195	ts majeurs (wt%)         Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> CaO       MgO       Na <sub>2</sub> O       K <sub>2</sub> O       TiO <sub>2</sub> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> F       S       C         0,89       0,38       43,0       3,28       0,46       0,12       0,07       16,9       1,73       0,3       5,2         ts mineurs (ppm)         Ba       Be       Cd       Cl       Cr       Cu       Mn       Ni       Pb       Sr       U       Y       Zn       V         79,2       0,82       33       108       137       31,8       31,8       34       13       769       88       97,8       195       56

Un projet de réhabilitation du site minier de Kettara est en cours d'étude dans le cadre d'un partenariat entre les autorités compétentes locales, l'université Cadi Ayyad de Marrakech, l'université d'Abitibi Témiscamingue (Canada) et le Centre de Développement de la Région du Tensift (CDRT). Ce projet est financé par le Centre de Recherche pour le Développement International (CRDI. Canada). Dans le cadre des travaux de recherche sur la réhabilitation du site, les réflexions portent actuellement sur deux approches pour limiter l'impact des rejets miniers abandonnés sur l'environnement local. La première approche consiste en une stabilisation chimique des rejets miniers sulfurés par des stériles alcalins riches en calcaire issus de l'extraction des phosphates. La deuxième approche vise à diminuer le lessivage des rejets par diminution de l'infiltration. Le concept consiste à la mise en place d'une couche de matériaux alcalins fins à base de stériles riches en calcaire (40% CaCO3, 20% MgCO3) sur les rejets miniers abandonnés de Kettara. Cette couche carbonatée permettra de limiter les infiltrations des eaux météoriques, par capillarité, vers les rejets sulfurés. Une autre couche à granulométrie plus fine, assurera leur déviation vers des drains aménagés en bas de pente.

#### Chapitre II

• Essais en colonnes instrumentées pour évaluer la capacité de la couche SDR à base des rejets calcaires phosphatés

A Kettara où les précipitations annuelles sont de l'ordre de 150 mm et l'évapotranspiration potentielle de 2000 mm/an, il est essentiel d'identifier un matériau ayant des propriétés hydrogéologiques optimales pour agir en tant que matériau de stockage et de relarguage (couche de rétention). Des travaux récents ont montré que des rejets calcaires phosphatés du bassin sédimentaire du Gantour, présentement sans utilités, pourraient avoir un bon potentiel à ce niveau (Hakkou *et al.* 2009).

Pour valider cette hypothèse, des essais en colonnes (Figure 2.52) débutés en mai 2010, ont été mis en place afin d'évaluer le potentiel stockage-relarguage des rejets calcaires phosphatés et d'évaluer, en terme de performance, l'effet de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau dans des conditions réelles et pour des événements extrêmes (Bossé *et al.* 2013). Plus précisément, ces colonnes instrumentées constituées de deux épaisseurs distinctes de rejets calcaires phosphatés (50 et 100 cm) sont exposées aux conditions extérieures représentatives de celles du site minier abandonné de Kettara ainsi que des cellules expérimentales sont conçues sur le cite de kattara avec différents épaisseur de rejets de calcaires (Bossé *et al* 2013).

Des sondes de type ECH2O et MPS-1 (DECAGON) permettent de mesurer respectivement les teneurs en eau volumiques et les succions matricielles. Ces sondes sont insérées de façon horizontale à différentes profondeurs (10, 25, 40, 75 et 100 cm à partir de la surface) (Figure 2.52).

La réalisation de ces trois colonnes dans des conditions extérieures réelles et la simulation d'un événement extrême (100 mm de précipitations sur 24 heures), qui s'en sont suivis, mettent en avant deux conclusions fondamentales. Une capacité de stockage probante et une capacité de relarguage devant faire l'objet d'une recherche plus poussée.

L'efficacité d'une couverture de type SDR est avérée. Le stockage des précipitation au sein de la couche de rétention ainsi que le relarguage de l'eau par évaporation évitent toute percolation avec les rejets de Kettara et encouragent le contrôle du drainage minier acide.



Figure 2. 52 Essais en colonnes instrumentées (Bossé *et al.* 2013).

#### Chapitre II

• Passage du stade laboratoire à l'échelle pilote pour restaurer la mine de Kettara : Essais en cellules expérimentales instrumentées in situ

Afin de mettre ce concept en essai in situ, 4 cellules expérimentales instrumentées de 10 x 10 m ont été réalisées directement sur le parc à rejets miniers de Kettara (Figures 2.53 et 2.54). Il s'agit d'un travail préliminaire qui permet de suivre l'effet des conditions environnantes (précipitations, température et vents) sur le taux de production d'acide et sert à vérifier les effets que peuvent avoir l'emplacement prévu et les méthodes de contrôles proposées sur la production du DMA.



Figure 2. 53 Schéma des cellules instrumentées installées in situ (Bossé et al. 2013)

Les configurations des cellules impliquent des textures et des épaisseurs de rejets miniers phosphatés spécifiques. Parmi ces cellules, deux sont similaires aux colonnes instrumentées évoquées précédemment ; 50 et 100 cm de rejets calcaires phosphatés (plus ou moins < 1 mm) au-dessus de 30 cm de rejets grossiers de Kettara. Les deux autres cellules sont constituées de 100 cm de rejets miniers phosphatés avec des textures différentes : une granulométrie naturelle et un matériau argileux (rejets de concentrateur résultant d'une séparation par flottation). Le comportement hydrogéologique de ces parcelles a été évalué sous des conditions naturelles et extrêmes (155 mm/24h pour les cellules de 100 cm de rejets miniers phosphatés), à partir d'une station météorologique complète ainsi que de sondes de teneur en eau et de capteurs de succion matricielle à 10, 25, 40, 50 et 75 cm de profondeur dans les

matériaux SR ; des instruments de mesures ont également équipé le bris capillaire en cas de rupture.



Figure 2. 54 Photos qui illustrent la construction des cellules expérimentales à Kettara (Bossé *et al.* 2013)

Dans chacun des cas testés, les rejets miniers phosphatés ont efficacement stocké et libéré les eaux météoriques sous des conditions climatiques naturelles ; les senseurs situées à 10 et 25 cm de profondeur ont été affectés. De plus, sous des conditions extrêmes, les sondes situées de 10 à 75 cm de profondeur ont été affectées ; aucune percolation n'a été mesurée. Sept mois après la simulation extrême, une quantité d'eau importante est toujours présente dans les parties inférieures des matériaux SR (à 50 et 75 cm de profondeur) et ce, sans générer de percolation. Toutefois, le matériau à granulométrie naturelle a mis en évidence un taux

d'évaporation légèrement supérieure. De plus, suite à cet événement extrême, des fentes de dessiccation ont été observées sur la cellule constituée du matériau phosphaté argileux. Finalement, bien qu'un recouvrement SR avec une épaisseur comprise entre 50 et 100 cm de rejets calcaires phosphatés (granulométrie naturelle) semble plus efficace pour contrôler le DMA, la réalisation d'un système incliné est suggérée. En effet, l'eau accumulée durant un événement extrême pourrait effectivement générer une rupture des effets de barrière capillaire (Ross 1990).

Les résultats obtenus *in situ* ont confirmé qu'une couche de rétention constituée de 1 m de hauteur de rejets calcaires phosphatés (stériles de décapage) incite le stockage des précipitations durant les périodes humides et le relarguage de l'eau par évaporation durant les périodes sèches. Il est à signaler que ceci est dû aux propriétés hydriques et hydrogéologiques des rejets calcaires phosphatés et non pas à leurs propriétés chimiques

• Le concept retenu pour la réhabilitation de la mine de Kettara

La mise en œuvre industrielle du procédé de stabilisation des rejets miniers de Kettara consistera à mettre en place une couche de matériaux alcalins fins à base de stériles riches en calcaire issus de l'extraction des phosphates, sur les stériles et rejets grossiers de Kettara (Figure 2.55). Le matériau fin disposé en couche sur un matériau de granulométrie grossière joue le rôle de barrière capillaire qui doit bloquer l'accès de l'eau aux stériles et donc empêcher le processus d'oxydation. Dans le cas où l'eau s'infiltre à travers cette couche, le matériau alcalin permettrait de stabiliser le pH à des valeurs élevées et entraîner la précipitation des métaux. L'utilisation combinée de substances alcalines pour contrer l'acidité excessive des stériles miniers permet aussi de maîtriser deux aspects environnementaux opposés.

Le concept de réhabilitation du site minier consisterait alors :

 - au ramassage de tous les résidus grossiers et stériles disposés autour du parc à résidus fins de la mine Kettara,

- un compactage de ces rejets est envisagé pour augmenter leurs caractéristiques mécaniques d'une part, et permettre le passage des engins d'autre part,

- au profilage du nouveau tas et de ses pentes afin de le préparer à recevoir une couverture,

- en la mise en place d'une couverture faite des matériaux alcalins fins sur les stériles de Kettara,

- en la mise en œuvre d'une couverture végétale du site en utilisant des plantes indigènes à faible développement racinaire en profondeur,

#### Chapitre II

- en la réalisation de chenaux de récolte des eaux d'exfiltrations,

- en la construction d'un drain calcaire pour le traitement des ces eaux,

- au suivi dans le temps du comportement de la couverture en installant les instruments nécessaires.



**Figure 2. 55** Configuration proposée pour la restauration du site minier Kettara (Ouakibi *et al.* 2013)

Pour aboutir au modèle final envisagé par le projet de réhabilitation du parc à rejets miniers de Kettara (Figure 2.55), plusieurs études sont en cours que se soit au laboratoire (Ouakibi *et al.* 2013) ou *in situ* (Bossé *et al.* 2013). Le projet cette la thèse s'inscrit dans ce cadre, les résultats obtenus vont contribuer à la réussite de ce projet en se basant sur l'utilisation des méthodes géophysiques. Les résultats obtenus ont permet d'appréhender la structure du substratum et de calculer le volume global des rejets miniers.

## 1.9 **Conclusion**

La caractérisation générale du site de Kettara a révélé qu'il s'agit d'un site générateur de DMA et très fortement pollué. Cette pollution constitue une vraie menace notamment sur la qualité des eaux souterraines. Les interprétations des résultats hydrochimiques ont montré que les processus d'évaporation-dissolution est responsable sur les variations des concentrations en éléments majeurs au niveau des eaux souterraines. Les sulfates constituent la principale

#### Chapitre II

source de pollution de ces eaux. Cette pollution rejoigne la nappe des altérites, la plus exploitée, via l'ensemble des fractures de direction préférentielle N50° à N80°.

Face à ce danger, le concept de réhabilitation en cours d'étude, constitue la solution adéquate pour remédier à ce problème. Le levé topographique réalisé au niveau du parc à rejets miniers a permis l'estimation du volume des rejets grossiers (94 320 m<sup>3</sup>) qui vont êtres déblayer.

Afin de réussir ce projet, nous avons fait appel à l'outil géophysique pour mieux appréhender la structure interne du parc à rejets miniers.

Chapitre III

# CHAPITRE III. INVESTIGATIONS GEOPHYSIQUES : INTERETS ET APPORT POUR LE PROJET DE REHABILITATION

1.1	Méthodes géophysique utilisées	
1.1.1	Sondages électriques	
1.1.2	Tomographie de Résistivité Electrique	
1.1.3	Tomographie de sismique réfraction	
1.1.4	Sondage de résonance magnétique des protons	
1.1.5 <i>1.2</i>	Prospection gravimétrique <i>Résultats et discussions</i>	
1.2.1	Les sondages électriques	
1.2.2	La tomographie de résistivité électrique	
1.2.3	La tomographie de sismique réfraction	141
1.2.4	La RMP	
1.2.5 <i>1.3</i>	La gravimétrie <i>Conclusions</i>	

### 1.1 Méthodes géophysique utilisées

La caractérisation environnementale de la région de Kettara, décrite au chapitre II, a révélé le degré de pollution et de contamination par le DMA notamment des eaux souterraines. Afin de remédier à ce problème, et tenant compte des objectifs du projet de réhabilitation en cours d'étude plusieurs campagnes de levés géophysiques ont eu lieu dans la zone de Kettara. Ces campagnes visaient trois principaux objectifs. Le premier est d'appréhender la structure géométrique des rejets miniers et l'estimation de leur volume. Le deuxième objectif est d'identifier d'éventuelles failles ou zones intensément fracturées qui constitueraient des drains privilégiés du DMA vers la nappe d'eau souterraine. Pour ceci, nous avons utilisé une prospection par méthodes électriques et sismiques. Le troisième objectif est de déterminer les caractéristiques hydrodynamiques (teneur en eau, perméabilité et transmissivité) de la nappe d'altérites pour les intégrer dans le modèle des écoulements souterrains à élaborer pour la zone d'étude. Pour ce faire, nous avons utilisé la méthode de Résonance Magnétique des Protons (RMP).

#### 1.1.1 Sondages électriques

#### 1.1.1.a Principe et dispositif de mesure

Les méthodes de prospection électrique provoquées sont basées sur la mesure de la résistivité électrique du sous-sol (inverse de la conductivité électrique). Elles consistent à injecter un courant électrique dans le sous-sol moyennant des électrodes de courant et à mesurer la différence du potentiel électrique entre d'autres électrodes dites de potentiel. La prospection électrique implique donc la détection des effets produits lorsqu'un courant électrique traverse le sous-sol. Cette méthode est basée sur la mesure de la résistivité électrique (inverse de la conductivité) de ce dernier.

Le succès des méthodes électriques, en matière d'étude des sites pollués, est dû au fait que la conductivité électrique des roches ou des formations géologiques est principalement liée à leur teneur en eau et à la minéralisation de cette dernière. La résistivité d'une formation dépend donc essentiellement de la nature des matériaux et de la quantité et la mobilité des électrolytes contenus dans l'eau qui remplit ses pores ou ses fissures. Ainsi la valeur de la résistivité électrique permettra de comparer deux ou plusieurs formations et de les localiser les unes par rapport aux autres, et par étalonnage avec la connaissance géologique, on peut souvent définir lithologiquement ou stratigraphiquement les formations mises en évidence (Figure 3.1). Ainsi, la présence des polluants tels que les hydrocarbures ou des sels en solution peut influencer fortement les valeurs de résistivité des formations géologiques. Dans

des cas favorables, la mesure détaillée de la résistivité permet de délimiter la zone polluée de la partie à eau douce et de suivre éventuellement la migration d'un polluant.



Conductivite (mS/m)

Figure 3. 1 Résistivité et conductivité électrique de quelques formations

La résistivité apparente  $\rho_a$  peut être calculée à partir d'une mesure de la différence de potentiel  $\Delta V$  (en volt) entre deux électrodes M et N pendant l'injection d'un courant continu *I* (en ampère) entre deux électrodes A et B (loi d'Ohm, équation 3.1). Dans le cas où le sol est homogène et isotrope la répartition des lignes de courant et des équipotentielles a l'aspect présenté sur la figure 3.2. Ainsi, la mesure représente une valeur qui intègre les résistivités sur un certain volume du sous-sol.



Figure 3. 2 Distribution des lignes de courant électrique et des équipotentielles en cas d'injection de courant par deux électrodes dans un sol homogène et isotrope

Chapitre III

$$V_{M} = \frac{\rho I}{2\pi} \left( \frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} \right)$$
(3.1)

$$\Delta V_{MN} = V_M - V_N = \frac{\rho I}{2\pi} \left( \frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right)$$
(3.2)

La résistivité est ainsi donnée par la formule suivante :

$$\rho = K \frac{\Delta V_{MN}}{I} \quad (3.3)$$

Où K est un coefficient géométrique dépendant du dispositif de mesure utilisé

$$K = \frac{2\pi}{\left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{AN}\right) - \left(\frac{1}{BM} - \frac{1}{BN}\right)}$$
(3.4)

La valeur de K varie selon la disposition des électrodes. En effet, il existe différents arrangements géométriques ou « dispositifs» possibles pour ces électrodes (Figure 3.3), chacun présentant une certaine sensibilité à la façon dont varie la résistivité au sein du milieu étudié (Dahlin and Zhou 2004 ; Loke 2004) et donc adapté au type d'objectif escompté. La profondeur d'investigation des méthodes électriques, augmente avec les dimensions des dispositifs utilisés : plus que l'écartement entre les électrodes de courant augmente, plus que la mesure concerne des terrains de plus en plus profonds.

Le dispositif fondamental, composé généralement de quatre électrodes et d'un appareil qui permet d'injecter un courant continu et de mesurer la différence de potentiel résultante, offre plusieurs variantes qu'on peut regrouper en trois grandes catégories :

- la première appelée « sondages électriques », consiste à établir la variation quantitative de la résistivité avec la profondeur, à l'aplomb d'un point en surface, lieu du sondage ;

la seconde appelée « trainé ou profilage (ou dans le cas de plusieurs profils, la cartographie)
 électrique», cherche à mettre en évidence les variations latérales qualitative de la résistivité
 apparente ;

-la troisième appelée « tomographie électrique », cherche à mettre en évidence les variations latérales et avec la profondeur de la résistivité.



Figure 3. 3 Différents dispositifs de mesure utilisés pour la prospection électrique (Loke 2004)

Sur le terrain, réaliser un sondage électrique consiste à effectuer des mesures de résistivité apparente  $\rho_a$  en faisant varier l'écartement des électrodes de courant par rapport à un point central correspondant à la station de mesure tout en gardant fixe la distance entre les électrodes de potentiel (Figure 3.4). Quand le potentiel mesuré devient faible (quelques millivolts), on effectue un embrayage en augmentant cette distance. Les différentes mesures fournissent alors une courbe de sondage électrique qui montre la variation de la résistivité apparente en fonction des dimensions du dispositif utilisé (pseudo-profondeur). L'interprétation des données des sondages électriques est basée sur le calcul d'un modèle de terrain dont la courbe théorique doit se superposer avec celle expérimentale acquise in-situ. Il s'agit donc d'une opération d'inversion (résolution de problème inverse) nécessitant des connaissances géologiques à priori du site étudié. Celles-ci sont fournies par les sondages mécaniques et ou puits dont les coupes exploitées permettent d'affiner le modèle à l'entrée et réussir l'interprétation des sondages électriques. Les données des résistivités apparentes acquises sur le terrain sont ainsi converties en résistivité réelle et épaisseur de chaque couche géologique explorée. Pour notre cas, cette inversion a été effectuée au moyen de deux logiciels différents pour examiner la convergence des résultats : le logiciel WinSev 6.3 de Geosoft et le logiciel PISE4 (Programme d'Interprétation des Sondages Electrique V4). Les limites de ce raisonnement est que les variations de la résistivité électrique prises en compte ne concerne que le sens vertical du volume investigué. La technique des sondages électrique est donc très adaptée au domaine tabulaire horizontalement illimité mais toute variation latérale de la résistivité dans le milieu étudié introduirait un effet non désiré aux données (les à coups de prises) dont il faut tenir compte lors de l'interprétation.



Figure 3. 4 Schéma illustrant le principe de mesure dans le cas d'un sondage électrique effectué avec le dispositif Schlumberger

#### 1.1.1.b Mise en œuvre des sondages électriques à Kettara

Une première campagne de levé géophysique par sondages électriques a été menée en 2009 dans le site de Kettara. Au total 17 sondages électriques (Figure 3.5 a) ont été réalisés dont un sondage étalon (SE étalon). Ces derniers ont été exécutés le long de deux profils électriques (PE1 et PE2) orientés NNO-SSE respectivement dans les parcs à résidus Ouest et Est. L'espacement entre sondages varie de de 10 m à 20 m, le dispositif utilisé est de type Schlumberger avec comme caractéristiques (Figure 3.5 b) :

- Résistivimètre électrique (GEOTRADE GTR 3) ;
- Convertisseur de courant : alimenté à partir d'une batterie externe de 12 V, permet de régler la tension de sortie à 100-200-300-400-500 ou 600 volts ;
- Deux électrodes en acier pour l'injection de courant AB ;
- Deux électrodes impolarisables MN, à base de cuivre-sulfate de cuivre, pour mesurer le potentiel électrique ;
- Fils conducteurs de courant reliant l'appareillage avec les électrodes ;
- Une chaine graduée de 50 m.



Figure 3. 5 (a) Plan de localisation des sondages électriques réalisés et (b) dispositif et appareillage de mesure

#### 1.1.2 Tomographie de Résistivité Electrique

#### 1.1.2.a Principe et dispositif de mesure

La Tomographie de Résistivité Electrique (TRE) vise à déterminer la distribution de la résistivité du sol selon un plan vertical (2D) ou dans un volume de sol (3D). La première étape de cette méthode d'investigation consiste à réaliser une série de mesures individuelles grâce à des électrodes métalliques enfoncées dans le sol, généralement le long d'un profil (2D). La longueur du profil, la profondeur d'investigation et la résolution désirée déterminent l'espacement minimum (*a*), entre deux électrodes adjacentes, et maximum (*n.a*), entre dipôle émetteur et dipôle récepteur, pour une acquisition donnée. Les mesures électriques sont réalisées selon une séquence géométrique prédéfinie programmée et introduite dans le logiciel d'acquisition du récepteur. Les valeurs des résistivités apparentes  $\rho_a$  obtenues pour chacun des quadripôles de mesure sont reportées à l'aplomb du dispositif à une profondeur d'investigation augmente avec l'espacement entre électrodes. On peut alors représenter les résistivités apparentes mesurées sous la forme d'une pseudo-section qui reflète qualitativement la variation spatiale et verticale de la résistivité apparente (Figure 3.6).



Figure 3. 6 Construction d'une pseudo-section électrique avec le dispositif Wenner- $\alpha$  (Loke 2004)

#### 1.1.2.b Mise en œuvre des profils TRE à Kettara

Trois profils de tomographie électrique ont été réalisés au niveau du parc à rejets miniers de Kettara. La campagne du levé a eu lieu au mois d'Octobre 2010 dans le cadre du projet de collaboration (Action intégrée A/025780/09) entre la Faculté des Sciences et Techniques de Marrakech et l'Institut Andalou de Géophysique (IAG, Granada, Espagne). L'équipement utilisé pour la réalisation des profils TRE à Kettara est de type (Figure 3.7) :

- Résistivimètre TERRAMETER SAS 1000 (Lund Imaging System, ABEM Instruments)
- Commutateur d'électrodes ES 10-64
- 4 bobines de câble multi-électrodes de 21 sorties espacées 5 m
- 61 électrodes d'acier inoxydable
- Connecteurs et matériel auxiliaire

#### Programmes d'acquisition

La configuration choisie est celle de Schlumberger parce que par expérience, la disposition symétrique des électrodes permet de limiter les problèmes d'interfacts ou à coups de prise sur le terrain. Les profils de tomographie électriques TRE1, TRE2 et TRE3 sont de longueurs successives de 240, 156 et 390 m (Figure 3.8 b). L'espacement des électrodes est respectivement de 3, 2 et 5m. Parallèlement, les coordonnées GPS de chaque électrode, nécessaires pour le traitement des données, ont été prises lors du levé de la même campagne géophysique.

Par ailleurs, dans l'objectif de mettre en évidence la signature des terrains schisteux qui constituent le soubassement des rejets miniers, nous avons réalisé un profil de tomographie électrique en dehors du parc à résidus à environs 2 km au Sud Ouest du site de Kettara (TRE4) (Figure 3.8 a). L'équipement utilisé est le résistivimètre type Syscal Junior Switch 48. La configuration choisie est celle de Wenner- $\alpha$ . Pour se faire, nous avons déployé un dispositif de 48 électrodes espacées de 10 m, soit une longueur de ligne de 480 m.

#### Chapitre III Investigations géophysiques : Interêts et apport pour le projet de réhabilitation



Figure 3. 7 (a) Appareillage utilisé en tomographie de résitivité électrique, (b) photo montrant l'emplacement des électrodes au niveau des rejets miniers fins, (c) photo montrant l'emplacement des électrodes au niveau de la digue, (d) photo montrant un exemple de profil de tomographie électrique réalisé (TRE2)



Figure 3.8 Plan de localisation des profils de tomographie électrique réalisés

#### 1.1.2.c Inversion et interprétation des données acquises par TRE

Afin d'obtenir la résistivité réelle du sol au niveau des profils, les valeurs de résistivité apparente doivent être inversées (Reynolds 1997). Le principe de l'inversion consiste à déterminer des modèles de sol (résistivité interprétée) dont la réponse électrique reproduit les résistivités apparentes mesurées (pseudo-section). L'objectif de l'inversion est de déterminer la distribution de la résistivité qui minimise l'écart entre la pseudo-section calculée pour un modèle de sol et la pseudo-section mesurée. Cet écart est généralement quantifié par le critère des moindres carrés (Root Mean Square, RMS). De nombreux algorithmes existent pour minimiser la fonction d'erreur (Loke and Barker 1996 ; Loke *et al.* 2003) et fournir ainsi un modèle de sol permettant d'expliquer au mieux les mesures de terrain. Le modèle de sol obtenu au terme de l'inversion constitue une solution qui n'est pas nécessairement unique pour représenter la résistivité du sol (Oldenburg and Li 1994), mais les connaissances à priori du site étudié permettent de retenir le modèle le plus convenable.

L'inversion des données de tomographie de résistivité électrique a été effectuée lors de mes nombreux séjours de recherche aux Laboratoires de Géophysiques Appliquées de l'UPMC (Sisyphe) à Paris et l'IAGA de Granada. Cette inversion a été réalisée à l'aide du logiciel Res2dinv (Loke and Barker 1996). C'est l'outil le plus utilisé dans les applications de prospection électrique pour l'environnement. Par défaut, le logiciel génère d'abord un modèle initial du sous-sol avec une résistivité homogène composé de couches d'épaisseurs croissantes avec la profondeur. Cette résistivité homogène initiale est calculée à chaque point de mesure en fonction des paramètres d'acquisition utilisés lors de la prise des mesures. L'épaisseur de la première couche est déterminée par défaut en fonction du dispositif utilisé et de l'espacement inter-électrodes. Les épaisseurs des autres couches augmentent avec la profondeur selon le choix de l'utilisateur. Chaque couche est composée d'un certain nombre de cellules rectangulaires. À partir des informations incluses dans le fichier de mesures (notamment le type de dispositif de mesure et l'espacement inter-électrodes), le programme calcule la réponse du modèle en résistivité apparente ( $\rho_{cal}$ ) aux positions des mesures. Le logiciel Res2dinv cherche alors à réduire l'écart entre des valeurs calculées et les valeurs mesurées (pmes) en modifiant les résistivités du modèle. La réduction de cet écart se fait au sens des moindres carrés à l'aide d'un processus itératif. Les calculs de modélisation directe se font par différences finies ou éléments finis suivant le choix de l'utilisateur. La résistivité de chaque cellule du modèle est ainsi mise à jour après chaque itération. Lorsque l'écart entre les pseudo-sections mesurées calculées ne change plus de manière significative, le programme arrête le processus d'inversion en présentant le RMS qui renseigne d'une certaine manière sur la fiabilité mathématique du modèle du sous-sol déterminé. La figure 3.9 résume les principales étapes de l'inversion avec le logiciel Res2diny.



Figure 3. 9 Processus d'inversion des données TRE avec le logiciel Res2dinv

#### 1.1.3 Tomographie de sismique réfraction

La Tomographie de Sismique Réfraction (TSR) est l'une des méthodes de prospection sismiques actives appliquées au sub-surface. Ces dernières, utilisent une source d'ébranlement générée par un coup de marteau sur une plaque métallique. De l'énergie en forme d'ondes élastiques est produite à la source (Choc de marteau sur une plaque métallique, chute de poids, explosif, etc.), les ondes se propagent à l'intérieur du sous sol et les vibrations induites sont ainsi enregistrées par des capteurs placés à différentes distances de la source (Figure 3.10). Le dépouillement et l'analyse des enregistrements permettent d'étudier la structure et la nature du sous-sol. On peut ainsi avec cette méthode déterminer la vitesse sismique de différentes couches à signature sismique différente et leur épaisseur. Cela permet de distinguer la roche compacte du terrain meuble, la roche compacte et la roche altérée, les zones fracturées dans une roche saine, le niveau de la nappe phréatique (Telford *et al.* 2004).

Le mode d'acquisition des données sismiques consiste à enregistrer grâce à des géophones les signaux émis par une source artificielle et transmis dans le sol puis réfléchis ou réfractés au niveau des interfaces entre deux milieux de vitesses sismiques différentes. Nous décrivons explicitement ci-dessous les fondements physiques et le processus de traitement des données de la tomographie sismique basée sur le dépouillement des premières arrivées appliquées à Kettara.



Figure 3. 10 Schéma simplifié des trajets des principales ondes sismiques et domochroniques correspondantes

#### Mise en œuvre de la TSR à Kettara

Quatre profils de tomographie sismique ont été réalisés au niveau du parc à rejets miniers de Kettara (Figure 3.11). L'équipement utilisé est de type (Figure 3.12):

- Sismographe Strata-Vizor NZ24 de Geometrics Inc.
- 48 géophones verticaux de 40 Hz. (Marc, Inc.)
- 2 lignes sismiques avec 24 connections chacune
- Source sismique (marteau à 8 kg de masse) et des connecteurs et matériel auxiliaire.

Les caractéristiques des profils TSR réalisés sont résumées dans le tableau 3.1 Nous schématisons, à titre d'exemple sur la figure 3.13, l'emplacement des géophones et points de

tirs adopté pour le profil TSR1. Les coordonnées GPS de chaque géophone ont été prises lors du levé topographique réalisé pendant cette campagne.



Figure 3. 11 Carte d'emplacement des profils sismiques réalisés

Tableau 3. 1 Caractéristiques des profils sismiq	ues réalisés
--	--------------

Profil	Espacement entre géophones (m)	Longueur (m)	Nombre de tirs	Nombre de géophone				
TSR0	0,5	47,5	50	96				
TSR1	5	235	25	48				
TSR2	3	141	25	48				
TSR3	5	115	13	24				
Intervalle d'échantillonnage : 21 μs pour tous les profils								



**Figure 3. 12** (a) Appareillage utilisé en tomographie sismique, (b) Photo montrant l'emplacement des géophones au niveau de la ligne sismique TSR1, (c) Photo montrant la connection du géophone et du câble sismique, (d) Photo montrant la source d'ébranlement sismique.



Figure 3. 13 Emplacement des géophones et points de tirs pour le profil TSR1

#### Traitement des données de la TRS

Chapitre III

La tomographie des temps de premières arrivées cherche à estimer un modèle de vitesse de propagation des ondes sismiques à partir de ces temps pointés sur les sismogrammes (Kuniansky 2005). Elle est basée sur la théorie des rais (Cerveny and Soares 1992) et la résolution numérique de l'équation de l'eikonale (Watanabe *et al.* 1999) le long d'un trajet donné. Cette méthode consiste à discrétiser le sous-sol en un réseau de cellules où chacune est caractérisée par une vitesse de propagation sismique. A partir d'un modèle de vitesse initial, on ajuste les vitesses de chaque cellule par itérations successives afin d'obtenir le modèle le plus cohérent avec l'ensemble des temps de parcours source-géophone. Les données utilisées sont les temps de trajet des premières ondes qui arrivent aux géophones : ce sont les ondes de compression (onde P). Tout d'abord, à proximité de la source, les premières ondes arrivées sont les ondes directes. Puis, en s'éloignant de la source, les premières arrivées sont les ondes réfractées, car dans la plupart des cas, les couches sont plus rapides en profondeur. Dans cette configuration, plus la distance source-récepteur est grande, plus on a accès à des informations profondes.

Le logiciel d'inversion commercial Rayfract crée un modèle 2D de vitesse sismique qui tentera au mieux de reproduire les temps de trajets des ondes mesurées, appelés pointés (car c'est l'utilisateur qui pointe les premières arrivées sur les sismogrammes). La méthode de calcul direct utilisé est la propagation d'ondes par volumes de Fresnel, à travers l'algorithme "Wavepath Eikoanl Traveltime tomography (WET)" (Lecomte *et al.* 2000). Un critère de validité du modèle obtenu est l'erreur entre les données observées et calculées (RMS) (Figure 3.14).



Figure 3. 14 Schéma montrant le principe d'inversion par Rayfract

Les données acquises ont été traitées par le logiciel RayFract (V 3.18, Intelligent Ressources Inc.) lors de mon séjour de recherche au Laboratoire de Géophysique Appliquée de l'IAGA, Granada dans le cadre de l'action intégrée A/025780/09. Dans un premier temps, nous avons tout d'abord visualisé sur la pseudo-section les données GPS de chaque géophone. Ensuite, on fait la lecture des premières arrivées de chaque tir on ignorant parfois la lecture floue pour certaines traces sismiques. Dans un deuxième temps, nous avons établi les graphiques Distances-Temps (Figure 3.15) pour élaborer le modèle initial (vitesse, profondeur) à intégrer dans le logiciel RayFract. Ensuite, nous avons calculé le modèle Vp(x, z) de la pseudo-section à partir du modèle initial préalablement élaboré. Pour itération, la comparaison des temps calculés à ceux mesurés est effectuée, la différence entre les deux temps permet de modifier la valeur des vitesses sismiques en chaque maille et d'en générer un modèle 2D. Ce processus itératif est arrêté quand on obtient une erreur RMS tolérée.



Figure 3. 15 Détermination des points de brisure sur les tracés sismiques pour l'élaboration du modèle initial Vp (x, z)

#### 1.1.4 Sondage de résonance magnétique des protons

La Résonnance Magnétique des Protons (RMP) est une méthode qui a l'originalité d'être directement sensible à la quantité d'eau contenue dans le sous-sol. L'inversion des données issues de cette technique permet de déterminer une distribution de la teneur en eau en fonction de la profondeur et de fournir des indications sur les paramètres hydrodynamiques des formations aquifères. Les résultats RMP peuvent ainsi contribuer à l'élaboration de modèles hydrogéologiques mieux contraints et à une implantation plus performante de forages productifs (Chalikakis 2006). Schématiquement le principe physique de la RMP repose sur le fait que les protons qui constituent les noyaux d'hydrogène des molécules d'eau, placés dans un champ magnétique H<sub>o</sub> (tel que le champ magnétique terrestre), possèdent des moments magnétiques non nul qui, à l'équilibre, sont alignés dans la direction de ce champ principal H<sub>o</sub> (Figure 3.16). L'émission d'un champ magnétique perturbateur à une fréquence spécifique (dite fréquence de Larmor) modifie cet état d'équilibre et provoque une précession des moments magnétiques autour de la direction du champ magnétique initial. Après coupure du champ excitateur, au cours du retour à l'état d'équilibre, un champ magnétique de relaxation est émis par les protons, constituant ainsi le signal RMP mesuré. Celui-ci, souvent faible, correspond à une différence de potentiel mesurable, de l'ordre de quelques nanovolts. Son amplitude est d'autant plus intense que le nombre de protons entrés en résonance est grand, et donc que la teneur en eau est importante. L'importance des phénomènes de précession à l'excitation et de relaxation à la coupure du champ perturbateur est aussi fonction de la taille moyenne des pores de la formation aquifère (Nielsen et al. 2011). Ainsi l'amplitude du signal RMP mesurée en fonction de l'intensité du champ transmis nous renseigne sur la teneur en eau dans le sous-sol et sur la profondeur et l'épaisseur de la nappe; le temps de relaxation (temps de décroissance du signal mesuré), extrait à partir des graphes des sondages RMP, nous renseignent sur la taille moyenne de pores dans la nappe. Il est d'autant plus long que les protons sollicités sont ceux d'une eau peu enserrée dans la roche, donc d'une nappe à potentiel hydrodynamique élevé garantissant un débit suffisant au pompage.

Contrairement aux autres méthodes géophysiques de prospection (méthodes électriques, électromagnétiques, sismiques...), pour lesquels les paramètres mesurés ne concernent pas directement l'eau souterraine mais l'ensemble du milieu poreux, le signal étudié en RMP provient directement et uniquement des molécules d'eau (Chalikakis *et al.* 2009 ; Legchenko *et al.* 2004). En effet, la fréquence spécifique à laquelle les protons sont excités est caractéristique de l'atome d'hydrogène et assure ainsi que cette méthode est sélective. La très

123
grande majorité des noyaux d'hydrogène présents dans le sous-sol sont ceux des molécules d'eau (si le milieu n'est pas très riche en matière organique). Ceci implique que la méthode RMP renseigne spécifiquement et directement sur la présence ou l'absence d'eau dans le milieu étudié ainsi que sur les caractéristiques hydrodynamiques du milieu.



Figure 3. 16 Principe de mesure RMP (Boucher 2007)

Sur le terrain, une boucle émettrice dans laquelle on envoie un courant électrique alternatif, crée un champ d'excitation oscillant à la fréquence de Larmor (Figure 3.17)





Cette fréquence est calculée, après avoir mesuré l'amplitude du champ géomagnétique  $H_0$  avec un magnétomètre à proton. Après l'arrêt du champ d'excitation, on mesure dans cette même boucle le champ de relaxation produit par les noyaux d'hydrogène. Sur un site donné, la profondeur d'investigation est fonction de la taille de la boucle, de la résistivité des terrains et du moment d'excitation (produit du courant primaire par sa durée d'injection).

L'impulsion de courant alternatif I(t) envoyé dans la boucle est décrite par l'équation suivante :

$$I(t) = I_0 \cos(\omega_0 t) \qquad \qquad 0 < t \le \tau, (3.5)$$

Avec:  $\omega_0 = 2\pi f_0 = \gamma H_0$ 

I<sub>0</sub>: amplitude initiale, choisie en fonction de la profondeur d'exploration souhaitée

 $\tau$ : durée de l'impulsion

 $f_{0:}$  fréquence de Larmor qui varie entre 800 et 3000 Hz en fonction de l'amplitude du champ géomagnétique,

 $\omega_0$ : pulsation du courant émis dans la boucle correspondant à la fréquence de Larmor des protons,

H<sub>0</sub>: amplitude du champ géomagnétique terrestre

 $\gamma$ : facteur hydrodynamique des protons ( $\gamma$ =0.2675 Hz/nT)

Le signal de relaxation RMP E(t, q) est donné par une formule de forme exponentielle décroissante qui dépend du moment d'excitation  $q=I_0\tau$ :

$$E(t,q) = E0(q)\exp(-t/T_2^*)\cos(\omega_0 t + \varphi_0)$$
(3.6)

Avec :  $E_0(q)$  : amplitude initiale RMP

 $T_2^*$ : temps de relaxation spin-spin

 $\phi_{0:}$  phase du signal RMP

Les paramètres E(q),  $T_2^*$  et  $\varphi_0$  sont les paramètres calculés à partir du signal enregistré dans la boucle réceptrice. La détermination de la variation de ces paramètres conduit à une estimation de la teneur en eau dans les formations du sous-sol ainsi que la profondeur d'investigation. En effet, l'augmentation du paramètre q permet d'augmenter le volume investigué et un ensemble de mesure E(t,q) pour des q croissants constitue un sondage RMP en profondeur.

L'amplitude initiale  $E_0(q)$  du signal RMP ne peut pas être mesurée par les équipements actuellement disponibles, au moment de la coupure de l'impulsion, car le temps instrumental  $\tau_d$  nécessaire pour réaliser la commutation entre transmission et réception est de 40 ms. L'amplitude initiale est alors calculée par la formule :

$$E_0 = E_{rd} \exp(\frac{\tau_d}{T_2^*})$$
 (3.7)

où  $E_{rd}$  est l'amplitude initiale mesurée après le temps mort instrumental  $\tau_d$ .

De plus, l'amplitude initiale  $E_0(q)$  est fonction du nombre de protons excités, elle permet d'obtenir une information sur la teneur en eau et l'épaisseur des couches. Cette amplitude varie de quelques dizaines de nV à quelques mV (Legchenko *et al.* 1997).

La constante de temps de décroissance du signal,  $T_2^*$  est liée à l'environnement dans lequel se situent les protons. Les principaux facteurs qui vont influencer la constante de temps  $T_2^*$  sont la taille moyenne de pores et l'inhomogénéité du champ statique. Plus la taille de pores de la roche est grande (porosité totale élevée), plus le temps de décroissance est long (Figure 3.18).



Figure 3. 18 Illustration schématique du principe de la méthode RMP (l'émission d'une impulsion d'excitation (en rouge) est suivie de la réception d'un signal de relaxation (en bleu) après une courte période de temps mort) (Legchenko *et al.* 1997)

Compte tenu de la faiblesse de son amplitude, le signal RMP doit être accumulé lors de l'acquisition, en utilisant le logiciel PRODIVINER, pour diminuer l'influence relative du bruit électromagnétique naturel ou anthropique. La courbe d'un sondage RMP visualisée sur NUMIS PRO est un graphique qui représente l'amplitude initiale du champ de relaxation des protons en fonction de l'intensité d'excitation. Un signal RMP non nul est directement lié à la présence d'eau dans le sous-sol (Figure 3.19).



Figure 3. 19 Comparaison du signal RMP pour un site offrant un débit important et un autre complètement sec

#### Mise en œuvre des sondages RMP à Kettara

Deux sondages RMP ont été réalisés au niveau du site de Kettara. Un sondage juste à l'aval du parc à résidus et un autre à environ 2 km au Sud Ouest directement sur le terrain schistogréseux qui constitue le soubassement des rejets miniers. (Figure 3.20). L'appareil utilisé pour l'acquisition de ces sondages est de type NUMIS PRO d'IRIS Instruments (Figure 3.21 d). Pour les deux sondages RMP, une boucle de carré de 100 m de coté a été utilisée (Figure 3.21 a et b). Nous avons tout d'abord mesuré le bruit électromagnétique ambiant pour en tenir compte lors de l'acquisition et le champ magnétique local pour calculer la fréquence de Larmor d'excitation (Figure 3.21 c). L'ordre de grandeur du champ magnétique terrestre dans la région de Kettara est de 40 675.9 nT, qui est proche de la moyenne de la ville de Marrakech (40 600 nT), variant très peu à l'échelle de la zone de déploiement de la boucle. La fréquence de Larmor calculée est de l'ordre de 1700 Hz.



Figure 3. 20 Localisation des sondages RMP réalisés à Kettara



Figure 3. 21 Matériel NUMIS PRO utilisé pour l'acquisition des sondages RMP

### Inversion des données RMP

L'inversion des données conduit à un profil de teneur en eau en fonction de la profondeur. Comme souvent en géophysique, le problème inverse est mal conditionné de sorte qu'il n'y a pas une solution unique. Ainsi plusieurs modèles de distribution de teneur en eau peuvent expliquer un même jeu de données (Legchenko *et al.* 2004). C'est pour cela qu'il faut bien étudier les données à l'entrée dans la matrice d'inversion qui est utilisée par le logiciel SAMOVAR qui permet de réaliser cette opération. Pour construire la matrice d'inversion, on spécifie le fichier des données du terrain, les caractéristique de la boucle, la profondeur d'investigation et la résistivité à priori pour les couches cernées par cette profondeur.

### 1.1.5 Prospection gravimétrique

La prospection gravimétrique s'intéresse à la cartographie de la densité du sous-sol par mesure de l'accélération gravitationnelle g. Dans la pratique, il faut absolument corriger les données brutes du terrain des variations non géologiques liées à la dérive instrumental, à la différence de dénivelé entre les stations de mesure, de la topographie avoisinant ces dernières

et de l'effet dit de Bouguer. Une fois minutieusement corrigées, les mesures de terrain reflètent fidèlement la variation de la densité du sous-sol. On peut ainsi identifier des hauts structuraux (anticlinaux), des bas structuraux (synclinaux), des cavités souterraines, des corps denses, des cuvettes dans le socle remplies de sédiments moins denses, distinguer la zone altérées de la zone saine, etc. La figure ci-dessous (Figure 3.22) illustre un exemple d'objectif que l'on peut étudier par la gravimétrie.



**Figure 3. 22** Exemple de modèle géologique que l'on peut étudier par un levé gravimétrique (Knödel 2007).

## Mise en œuvre

Dans la présente étude, on a recompilé et réinterprété les données gravimétriques d'un ancien levé réalisé pour des fins de prospection minière dans la région de Kettara. (Figure 3.23). Il s'agit d'une carte de l'anomalie de Bouguer qui a été établie sur la base de 1800 stations avec un pas de mesure de 100 m (Hattouti 1990).



Figure 3. 23 Carte montrant la localisation des données de prospection gravimétrique utilisées par rapport au parc à résidus de Kettara

#### Traitement des données

Les données gravimétriques ont été réinterprétées en utilisant les techniques de Blakely and Simpson 1986 relatives au calcul de gradient horizontal après prolongement vers le haut à différents niveaux et superposition des maximas de ce gradient qui correspondent le plus souvent à des alignements séparant deux unités à contraste de densité et/ou failles. Cette technique permet aussi de suivre le devenir de ces alignements et failles en profondeur.

## 1.2 **Résultats et discussions**

Les méthodes géophysiques permettent d'obtenir une image approximative de la nature et de la structure du sous-sol. Un problème récurent lié à l'interprétation après des données géophysiques acquises sur le terrain est la non unicité de la solution. C'est d'ailleurs un problème commun lié à la résolution du problème inverse. Les données acquises sont aussi toujours affectées d'erreurs intrinsèques d'origine instrumentale ou liées à des mauvaises actions lors de la mise en œuvre (mauvais contacts des électrodes ou des géophones avec le sol, déplacement des personnes lors d'un tir sismique, etc). Les algorithmes de calcul utilisées

pour l'inversion des données du terrain ne fournissent jamais une convergence parfaite et produisent toujours un modèle final avec une erreur (RMS) quelque soit le nombre d'itération de calcul que l'on peut imposer. C'est pour cela que l'interprétation des données géophysiques pour un site donné, doit tenir compte des connaissances à priori pour choisir parmi ceux à RMS tolérées (RMS<20%), le modèle le plus réaliste à retenir. Par ailleurs, l'utilisation d'au moins deux méthodes de prospection géophysiques différentes permet d'examiner la convergence des résultats et donc leur fiabilité.

#### 1.2.1 Les sondages électriques

Les données des sondages électriques réalisés au niveau du parc à résidus miniers de Kettara ont été inversées avec le logiciel WinSev V6 de Geosoft et le programme PISE4 pour examiner la convergence des résultats. Nous présentons sur la figure 3.24 Les résultats de cette inversion et les modèles calculés retenus qui offrent la meilleure superposition avec les données expérimentales du terrain pour les SE3, SE7 et le sondage électrique étalon. La corrélation des résultats d'interprétation des 16 sondages électriques a permis d'établir deux coupes géo-électriques.



Figure 3. 24 Sondages électrique SE3, SE7 et le sondage étalon

La figure 3.25 présente ces coupes le long des profils électriques PE1 et PE2. Ces coupes montrent que le contact entre les rejets miniers et le substratum schisteux est facilement identifié vu le contraste de résistivité entre les deux entités. Les rejets miniers sont caractérisés par une résistivité comprise entre 1 et 16  $\Omega$ .m, la couche altérée est caractérisé par une résistivité comprise entre 30 et 90  $\Omega$ .m, et les schistes sains ont une résistivité supérieure à 90  $\Omega$ .m. On constate également que l'épaisseur des rejets miniers augmente tout en allant vers le centre du parc à rejets. Cette épaisseur est plus importante au niveau du parc à rejets Est, elle atteint 10 m de profondeur. L'épaisseur de la couche altérée varie d'un endroit à l'autre. Elle est maximale à l'aplomb des sondages (SE6, PE1) et (SE1, PE2). C'est dans cette couche que s'opèrent l'essentiel des écoulements souterrains. Un couloir conducteur semble donc se dessiner sous ces sondages et constituerait donc une zone privilégiée d'infiltration des léxiviats vers la nappe d'eau souterraine.



Figure 3. 25 Coupes géo-électriques le long des profils PE1 (a) et PE2 (b)

#### 1.2.2 La tomographie de résistivité électrique

La répartition des valeurs de résistivité en fonction de la profondeur après inversion 2D au moyen du logiciel Res2dinv (Loke and Barker 1996), sont représentées sur les figures 3.26, 3.27 et 3.28. On constate que les sections de tomographie électrique obtenues par inversion des données brutes présentent des erreurs RMS très élevées 24,4 % au niveau du TRE1, 15,8 % au niveau du TRE2 et 17,5% au niveau du TRE3 .Cela peut être expliqué par la présence d'hétérogénéités superficielles et au faite que le logiciel d'inversion ne tient pas compte de nombreuses petites chambres d'air (bulles d'air) issues de l'explosion du soufre qui existent au sein des rejets miniers fins. La résistivité de ces bourses d'ai est différente de celle que la programme de calcul affecte aux différentes cellules discrétisées du modèle. De plus, les prises de contacts des électrodes avec le sol, en particulier les rejets à granulométrie grossière, a du contribué à ces erreurs. Afin de remédier à ce problème, nous avons procédé à un filtrage des données brutes en utilisant le logiciel X2IPI. Il permet d'éliminer les à-coups de prise (effets P et C) qui sont dus aux hétérogénéités de surface (Ritz et al. 1999). L'effet P apparait sur la pseudo-section lorsque le dipôle MN de mesure de potentiel est à proximité d'un contraste, même de faible valeur. L'effet C est l'anomalie oblique associée à une électrode de courant A et/ou B qui sont proche d'une hétérogénéité du terrain (Grellier 2005). Cette correction se fait en trois étapes :

- décomposition des données de terrain (brutes) en deux parties : une partie "1D" qui correspond à la médiane des valeurs de résistivités, et une partie de "résidus1" qui correspond à la différence entre les données brutes et la partie 1D.
- décomposition de la partie "résidus1" en deux : les effets P et C et les résidus II.
- le filtrage qui aboutit à une section de données lissées.

Les sections de résistivités obtenues après inversion des données filtrées par X2IPI sont présentées sur les figures (3.26 b, 3.27 b et 3.28 b). Le diagramme d'erreur RMS (Figure 3.26 c, 3.27 c et 3.28 c) montre que juste deux points qui présentent 50% d'erreur RMS au niveau du TRE1, un seul point qui présente 90 % d'erreur au niveau du TRE2 et TRE3.

Sur la section du profil TRE1 (Figure 2.26 b), on constate qu'à partir de la distance de 95 m, la couche conductrice des rejets miniers fins commence à apparaître et s'approfondit tout en allant vers le centre du parc à rejets miniers. Elle atteint une profondeur de plus de 25 m à la distance entre 120 et 160 m. Le cœur de cette couche est plus conductrice, il présente des résistivités inférieures à 1  $\Omega$ .m. Ceci pourrait être expliqué par la présence de matériaux plus

affectés par le DMA. Entre la distance de 10 et 100 m, on constate une augmentation graduelle de la résistivité suivant un sens subvertical (anomalie A). La section du profil TRE2 montre qu'à partir de 40 premiers mètres de distance, une couche avec une faible résistivité (inférieure à 5  $\Omega$ .m) s'individualise et s'approfondit tout en allant vers le centre du parc à résidus miniers (Figure 2.27 b). Elle atteint une profondeur de 12 m à la distance de 112 m. Cette couche correspond bien aux rejets miniers fins. A partir de 5 m, un horizon plus résistant (20-90  $\Omega$ .m) constitue le substratum des rejets miniers fins et correspond aux schistes altérés. Ce dernier surmonte une couche plus résistante (> 90  $\Omega$ .m) qui correspond aux schistes montre l'existence d'une structure résistante entre la distance 120 et 140 m (anomalie B) qui sépare la couche conductrice des rejets miniers en deux parties (Figure 3.28 b). On constate que la profondeur de ces rejets est plus importante dans la partie Ouest du profil. La partie située à partir de 247 m jusqu' à la fin du profil correspond aux rejets miniers grossiers. D'une manière générale, deux limites ont été déterminé (Figures, 3.26 b, 3.27 b, 3.28 b) : la base des rejets miniers fins (15  $\Omega$ .m, trait mauve) et le toit des schistes sains (100  $\Omega$ .m, trait noir).

Afin de déterminer la distribution de la résistivité apparente en fonction de la profondeur, nous avons réalisé des cartes de résistivité apparente pour les pseudo-profondeurs 5, 15 et 25 m à partir des trois profils de tomographie électrique (Figure 3.29). On constate que l'extension de la couche des rejets miniers augmente avec la profondeur et s'élargit en direction du centre du parc à rejets miniers et spécialement vers l'Ouest.



Figure 3. 26 (a) Position du profil TRE1, (b) Section de tomographie électrique obtenue pour les données brutes et filtrées et (c) Diagramme d'erreur RMS



Figure 3. 27 (a) Position du profil TRE2, (b) Section de tomographie électrique obtenue pour les données brutes et filtrées et (c) Diagramme d'erreur RMS



Figure 3. 28 (a) Position du profil TRE3, (b) Section de tomographie électrique obtenue pour les données brutes et filtrées et (c) Diagramme d'erreur RMS



Figure 3. 29 Répartition de la résistivité électrique en fonction de la profondeur

Dans le but de déterminier la variation des résistivités électriques en dehors du parc à rejets miniers, un profil électrique a été réalisé au Sud-Est de Kettara précisiment dans la région de Benslimane (TRE4). La section du profil électrique montre la présence d'une couche conductrice superficielle d'épaisseur variable avoisinant les 15 m au Nord-Ouest de 80 à 120 m le long du profil (Figure 3.30). Cette épaisseur diminue progressivement vers le Sud-Est jusqu'à s'annuler vers 230 m de distance. Cette couche correspond aux schistes altérés compte tenu de la baisse significative de la résistivité qui la caractérise et de son épaisseur qui est de l'ordre de grandeur de celle obtenue par le sondage étalon. La baisse des résistivités pourrait être expliquée par le fait que cette partie du profil se situe au niveau d'un large talweg et cette baisse pourrait correspondre aux alluvions à dominance sableuse mise en place par l'oued. En-dessous de ce premier terrain, on constate la présence de formations très hétérogènes avec des variations latérales et verticales de la résistivité. Ces variations permettent d'identifier des zones modérément à fortement résistantes s'intercalant avec des zones plus conductrices. Sachant que les études géologiques antérieures montrent que la zone de Benslimane-Kettara correspond à un synclinorium (Figure 2.9), et sachant que le présent profil de tomographie électrique se situe dans une zone charnière de ce synclinorium, nous pensons que les variations observées de la résistivité reflètent des hétérogénéités de faciès. Ainsi, les zones résistantes pourraient correspondre aux schistes sains avec la présence de filons quartzitiques, tandis que les zones conductrices correspondent aux schistes altéres.



Figure 3. 30 Profil de tomographie électrique de Benslimane (TRE4)

#### 1.2.3 La tomographie de sismique réfraction

La lecture des premières arrivées (ondes directes et réfractées) a permis de déterminer un premier modèle de vitesse. Ensuite, une inversion basée sur la résolution de l'équation eikonale (Watanabe *et al.* 1999) a permis d'élaborer le modèle final des vitesses qui se superpose à la signature sismique obtenue sur le terrain. Nous présentons sur les figures 3.31, 3.32 et 3.33 les profils de tomographie de simsique réfraction (TSR) réalisés ainsi que les profils de couverture des rayons (wavepath coverage) correspondant. La couverture des rayons renseigne sur la fiabilité d'interprétation. En fait, les zones avec une forte couverture de rayons donnent une information plus fiable et les zones avec une faible couverture impliquent qu'elles doivent être interprétées avec beaucoup de prudence (Jansen 2010).

L'interprétation du profil sismique TSR1 montre la présence de trois couches (Figure 3.31). La première couche est caractérisée par une vitesse sismique comprise entre 350 et 2000 m/s avec une épaisseur qui atteint 8 m au Nord et 20 m en extrême Sud. Cette couche correspond aux rejets miniers fins. La deuxième couche est caractérisée par des vitesses sismiques modérément élevées (2000-3800 m/s) avec une morphologie irrégulière. Cette couche est attribuée aux schistes altérés. En dessous, on note la présence d'une couche à vitesse sismique supérieure à 4000 m/s qu'on attribue aux schistes sains.



Couverture de rayons

Figure 3. 31 Section de tomographie sismique TSR1 avec la couverture des rayons

Le profil TSR2 montre également trois horizons à vitesses simiques différentes (Figure 3.32). Le premier horizon caractérisé par une vitesse sismique de l'ordre de 350 à 2000 m/s et une épaisseur comprise entre 5 à 18 m. Cet horizon correspond aux rejets miniers fins. Sur le profil de couverture, cette zone est marquée par quelques trous de couverture entre les abscisses 90 et 95 m et entre 110 et 125 m. Entre les distances de 52 et 90 m, un horizon avec une vitesse sismique inférieure à 500 m/s a été mis en évidence. Il s'agit en fait des rejets miniers les plus altérés et probablement très mouillés. La couche des rejets miniers fins surmonte une couche avec une vitesse sismique moyenne de 3000 m/s, caractéristique des schistes altérés. Comme nous l'avons montré sur le profil TSR1, la limite entre les schistes altérés et sains est bien visible, notamment au niveau de la partie Nord du parc à rejets miniers. Les schistes sains offrent toujours une vitesse sismique élevée (supérieure à 3800 m/s).



Figure 3. 32 Section de tomographie sismique TSR2 avec la couverture de rayon

L'interprétation du profil sismique TSR3 montre également l'existence des trois couches trouvées au niveau du TSR1 et TSR2 (Figure 3.33). Sur la partie NE à partir de 10 m de profondeur, une zone apparait perturbée ce qui est cohérent avec la faible couverture des rayons. Pour mieux la détailler, nous avons fait appel au profil sismique TSR0 réalisé lors d'une campagne sismique antérieure (en 2008). Ce profil montre globalement la même structure du substratum trouvé au niveau du TSR1 et TSR2. En fait, la zone altérée située au NE du profil présente la même structure que celles trouvées auparavant, aussi la présence des zones perturbées au centre du profil indiquent l'hétérogénéité du milieu (Figure 3.33).



**Figure 3. 33** Section de tomographie sismique avec la couverture de rayon, (b) TSR3 et (c) TSR0

## Interprétation électrique et sismique jointe

Dans le but d'imager le substratum des rejets miniers d'une manière succincte, nous avons adopté une interprétation conjointe des profils électriques et sismiques. La couverture des rais sismiques est superposée par transparence aux profils électriques. La figure 3.34 montre la corrélation entre le profil électrique TRE1 et le profil sismique TSR1. Sur le terrain les deux profils se coîncident. Le contact entre les schistes et les rejets miniers est à 60 m de distance. On constate que la zone de faible vitesse est bien corrélée à la couche conductrice notamment entre les abscisses 120 et 220 m. On note également que les zones avec une vitesse sismique inférieure à 350 m/s coîncident parfaitement avec les zones très conductrices (<1  $\Omega$ .m). Il s'agit des zones qui présentent par endroits des bulles de gaz (petite explosion sulfureuses). Cette couche correspond bien aux rejets miniers fins, la limite qui sépare cette couche des schistes altérés correspond à l'iso-valeur de 2000 m/s. Sur la section sismique, on note par endroit l'existence de quelques « couloirs » qui s'enracinent au niveau de la couche des schistes sains. Ces couloirs constituent des trajets préferentielles d'infiltration en DMA. Entre les abscisses 50 et 80 m, une zone très altérée apparait sur les deux sections. Elle pourrait être expliquée par la présence d'une fracture. La limite qui sépare les schistes altérés des schistes sains correspond à l'iso-valeur de 4000 m/s.

Sur le profil de la figure 3.34 c, nous avons présenté les différentes couches interpréteés à partir de la corrélation des profils sismiques et électriques.



Figure 3. 34 Corrélation entre le profil électrique TRE1 et le profil sismique TSR1 (a) profil sismique interprété, (b) superposition des iso-valeurs sismiques sur le profil électrique et (c) coupe lithologique interprétée

La corrélation entre le profil électrique TRE2 et le profil sismique TSR2 montre que la couche de faible vitesse sismique correspond bien à la zone très conductrice sur le profil électrique (Figure 3.35). Les enracinements par endroits dans les schistes sains constituent des drains priviligiés pour la circulation en DMA (Figure, 3.35 a). Vers la partie NNO du profil éléctrique entre les abscisses 40 et 60 m (Figure 3.35 b), on constate que les iso-contours de la vitesse sismique sont bien corrélés avec la la section de resistivité électrique et se matérialise par la présence d'une zone très altérée qui pourrait correspondre à une discontinuité (faille, fracture). Nous avons pris la limite de 2000 m/s comme limite des rejets miniers et la limite de 4000 m/s comme limite des schistes altérés. Une coupe lithologique interprétée à partir de l'interprétation conjointe est présentée sur la figure 3.35 c.



Figure 3. 35 Corrélation entre le profil électrique TRE2 et le profil sismique TSR2 (a) profil sismique interprété, (b) superposition des iso-valeurs sismiques sur le profil électrique et (c) coupe lithologique interprétée

L'interprétation du profil sismique TSR0 révèle que le contact entre les résidus miniers et le substratum schisteux se situe à 2 m vers le Nord et se prolonge selon une pente plus au moins régulière vers le Sud pour atteindre plus de 10 m (Figure 3.36). La section sismique montre aussi que les rejets miniers contiennent par endroits des bulles de gaz à vitesse inférieure à 350 m/s. Des zones très altérées sont également mises en évidence entre les abscisses 0 et 6 m et à la verticale de l'abscisse de 28 m. L'enracinement de cette zone semble être lié à un couloir fracturé ou à une faille qui affecte le substratum schisto-gréseux. Ce couloir devra donc susciter un intérêt particulier pour minimiser l'infiltration des éléments polluants issus du DMA vers la nappe phréatique.



Figure 3. 36 Profil sismique TSR0 et sa coupe lithologique interprétée

L'interprétation des données de tomographie électrique relatives au profil de Benslimane loin du parc à rejets miniers, nous a servi de profil étalon. Le substratum est bien constitué par les schistes altérés dont le toit correspond à l'iso-valeur 60  $\Omega$ .m. Cette couche surmonte celle des schistes sains (résistivité supérieure à 100  $\Omega$ .m). On constate que la structure de ce susbstratum schisteux est très irrégulière, ceci est dû à la présence d'une sorte de couloirs entre les abscisses 240 et 280 m et entre les abscisses 340 et 380 m. Ces couloirs correspondent aux failles sub- verticales notées N50° et N70° (Figure 3.37).



Figure 3. 37 Profil électrique de Benslimane (TRE4) et sa coupe lithologique interprétée

La figure 3.38 montre une vue 3D des interprétations des profils électriques et sismiques. Cette figure a été élaborée sur la base des coupes lithologiques interprétées à partir des corrélations faites entre les profils sismiques et électriques. On constate que l'extension de la partie polluée est plus grande au niveau de la partie Est du parc à rejets miniers.

Disposant du levé topographique du parc à rejets miniers et de l'épaisseur de ces rejets estimée à partir des profils réalisés, on peut estimer le volume total des rejets miniers (Chambers *et al.* 2005). Pour se faire, nous avons calculé le volume des rejets miniers pour l'iso-contour de résistivité électrique 15  $\Omega$ .m (pour les profils TRE1 et TRE2). Le volume ainsi estimé pour le parc à rejets miniers Ouest est de 176 200 m<sup>3</sup>, et de 286 200 m<sup>3</sup> pour la partie Est, soit un total de 462 400 m<sup>3</sup>.



Figure 3. 38 Vue 3D des interprétations des profils géophysiques au niveau du parc à rejets miniers

L'oxydation de 1 780 000 t de rejets miniers fins va générer plus de 280 000 t de sulfates. En effet, ces rejets génèrent en moyenne 2000 à 8000 mg  $SO_4/kg/semaine$ , ce qui prouve que ces rejets vont continuer à produire cette pollution pendant longtemps (Hakkou *et al.* 2008a). Les résultats des profils électriques et sismiques réalisés au niveau du parc à rejets miniers fins montrent l'existence de structures faillées ainsi que des couloirs privilégiés pour l'infiltration du DMA, notamment au niveau de la partie Est (Figure 3.39).



Figure 3. 39 Schéma illustrant la structure du substratum du parc à rejets miniers

### 1.2.4 La RMP

Chapitre III

Dans le but de déterminer les paramètres hydrogéologiques de la nappe d'altérites, deux sondages RMP ont été réalisés. Les résultats sont obtenus après inversion des données des sondages RMP par le logiciel SAMOVAR (Legchenko and Shushakov 1998).

Les figures 3.40 et 3.41 représentent les résultats des sondages RMP de Kettara et Benslimane. En analysant les courbes RMP obtenues pour chaque pulse ainsi que la courbe des variations de l'amplitude initiale du signal en fonction du pulse, on constate que le signal RMP enregistré pour les deux sondages a été très perturbé par un bruit électromagnétique ambiant. L'amplitude moyenne de ce bruit variait au fur et mesure de la progression des mesures. Cette première analyse des données brutes ainsi que les observations effectuées même lors de l'acquisition sur le terrain, laisse présager un sentiment de pessimisme quant aux résultats qu'on peut s'attendre de ces sondages RMP.

L'inversion des données permet de calculer la distribution de la teneur en eau et de la perméabilité en fonction de la profondeur (Figure 3.40 et 3.41). Bien entendu ces résultats concernent le volume de roches investigué situé sous la boucle de mesure. Les résultats d'inversion obtenus ne sont pas fiables et demeurent malheureusement non exploitables.



Figure 3. 40 Résultat du sondage RMP de Kettara



Figure 3. 41 Résultat du sondage RMP de Benslimane

#### 1.2.5 La gravimétrie

Les données gravimétriques de Benslimane sont d'abord présentées sous forme d'une carte d'anomalie de Bouguer (Figure 3.42). L'examen de cette carte révèle l'existence d'un gradient régional souligné par des valeurs croissantes de –19 mGal au Sud-Est à -15.6 mGal au Nord-Ouest.



Figure 3. 42 Carte de l'anomalie de Bouguer de Benslimane

Les données gravimétriques sont généralement riches en renseignements sur les structures géologiques. Elles sont notamment très utiles pour l'identification des failles profondes, et la caractérisation de leur extension et de leurs ramifications (El Goumi *et al.* 2010). Ces failles, qui mettent en contact des blocs de densités différentes, se présente sur une carte de l'anomalie de Bouguer sous forme de zones de gradients. L'application de la méthode du gradient horizontal couplé au prolongement vers le haut permet la localisation de ces discontinuités et la détermination de leur pendage (Archibald *et al.* 1999). En effet, l'anomalie gravimétrique au-dessus d'un contact vertical est matérialisée par une courbe ayant un minimum du côté des roches de faible densité et un maximum du côté des roches de densité élevée. Dans la présente étude, nous avons utilisée une technique de localisation





Figure 3. 43 (a) Contacts gravimétriques déterminées à partir des maxima du gradient horizontal calculé pour la carte des anomalies résiduelles et de ses prolongements vers le haut à 100, 200, 300, 400 et 500 m, (b) Superposition des contacts interprétés sur le fond géologique de Kettara

automatique des maxima du gradient horizontal basée sur la méthode de Blakely and Simpson 1986. L'application de cette technique à une carte gravimétrique montre que les maxima locaux des gradients horizontaux forment des rides étroites au-dessus des changements abrupts de densité.

La superposition de ces maxima déterminés à différentes hauteurs de prolongement soulignent les différents contacts (Figure 3.43 a). La numérisation des contacts, interprétés comme étant des failles (Fig 3.43 b) et leur traitement statistique ont révélé la dominance des fractures de direction N50°. Les résultats trouvées confirment et expliquent bien la faille trouvée lors de l'interprétation des profils électriques et sismiques (direction ENE-OSO) et corroborent avec les données géologiques de la zone d'étude.

# 1.3 Conclusions

La prospection géophysique par tomographies électrique et sismique réalisées au niveau du parc à résidus miniers de Kettara et dans son voisinage immédiat a permis d'imager la structure interne de ces rejets et de déterminer la profondeur du soubassement schisteux sur lequel ils sont entreposés. Ceci a permis, après intégration des données de topographie de surface acquises au moyen d'un GPS à temps réelle (précis), d'estimer le volume global des résidus sulfurés fins, les plus vulnérables, à 462 400 m<sup>3</sup>. Cette prospection a permis également de mettre en évidence l'existence de failles et de couloirs fracturés qui constitueraient des drains privilégiés pour l'infiltration des lixiviats (DMA) vers la nappe d'eau souterraine. L'étude géophysique réalisé dans le périmètre avoisinant le parc à résidus. Elle montre aussi que ces structures s'enracinent bien en profondeur avec un pendage subvertical. Une attention particulière devra donc être accordée à ces zones dans le cadre du projet de réhabilitation du site minier abandonné de Kettara.

La RMP a été réalisée dans le but de déterminer les paramètres hydrodynamiques de la nappe d'altérites. Malheureusement nous n'avons pas pu mesurer un signal fiable vu le contexte très bruité du site.

Les rejets miniers de Kettara sont donc volumineux et génèrent des quantités importantes en DMA et à long terme. Afin de compléter notre étude, nous allons procéder à l'élaboration d'un modèle hydrodynamique et hydrodispersif de la nappe d'eau souterraine pour prédire le devenir du DMA dans les eaux souterraines de Kettara.

# CHAPITRE IV. ESQUISSE DE MODELISATION HYDROGEOLOGIQUE ET DU TRANSFERT DU DMA DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE KETTARA

1.1	Présentation de la démarche de modélisation	156
1.1.1	Objectif	156
1.1.2	Contraintes rencontrées et hypothèses posées	156
1.1.3 <i>1.2</i>	Choix d'un outil de calcul et d'une méthode numérique pour le transport Construction d'un modèle hydrodynamique et de transfert de polluant	161 <b>163</b>
1.2.1	Modèle hydrodynamique	163
1.2.2 <b>1.3</b>	Modèle du transport de DMA	

# 1.1 Présentation de la démarche de modélisation

## 1.1.1 Objectif

Le modèle conceptuel consiste en la représentation qualitative des écoulements et du système de transport, qui synthétise ce qui est connu concernant (i) les sources de contamination, (ii) les mécanismes de relâchement, et (iii) le devenir et le transport de ces contaminants (conditions aux limites, conditions initiales, description géologique, régime d'écoulement, distribution des conductivités hydrauliques, paramètres du transport). La qualité des résultats du modèle numérique dépend du modèle conceptuel et de sa capacité à mieux reproduire les conditions réelles du site à modéliser.

Notre objectif à travers la mise en œuvre d'un modèle d'écoulement et de transport de polluant (miscible dans notre cas) est d'une part, de synthétiser les données existantes (propriétés hydrodynamiques, géométrie de l'aquifère, piézométrie, localisation de zones sources) et d'autre part, d'apporter des éléments de réponse relatifs à la gestion du site.

Nous détaillerons tout d'abord le modèle choisi et les données qui serviront de contraintes ou de paramètres de calage du modèle conceptuel. Ensuite, nous montrerons comment ce modèle peut être validé avec les résultats obtenus, puis nous analyserons plus en détail l'influence et la sensibilité des paramètres.

### 1.1.2 Contraintes rencontrées et hypothèses posées

De point de vue géologique et hydrogéologique, l'aquifère des altérites est hétérogène avec une structure complexe. La présence des failles et des fractures sont probablement responsables de l'hétérogénéité de cet aquifère. En effet, la notion des milieux fracturés se base sur l'existence des fissures et/ou failles influençant l'écoulement des fluides à travers ces milieux. Un milieu poreux fracturé est imaginé comme un système interconnecté de fissures divisant le milieu en une série de blocs poreux, appelés « matrices poreuses » (Figure 4.1). Les caractéristiques d'écoulement d'un milieu fracturé dépendent du degré de fracturation, de la connectivité des réseaux de fractures, et de la distribution des valeurs de la porosité et de la perméabilité dans les matrices poreuses et les fractures. Les matrices poreuses favorisent le stockage du fluide alors que les fractures forment les chemins de circulations préférentielles des fluides (Fahs 2010).



Figure 4. 1 Milieux fracturés 3D/2D modèles (Fahs 2010, modifiée)

#### 1.1.2.a Modèle équivalent continu

En absence de données suffisantes sur la géométrie de l'aquifère d'altérites et le mode d'écoulement à travers les fractures, nous avons décidé de construire un modèle monocouche équivalent continu (EC) avec l'objectif de reproduire la piézométrie observée en calant la conductivité hydraulique. En fait, le modèle EC développé la première fois par Berkowitz *et al.*1988 consiste à remplacer les valeurs discontinues de la porosité et de la perméabilité par des valeurs moyennes équivalentes. Ces valeurs moyennes peuvent être obtenues par une procédure d'homogénéisation. Ce modèle EC traite le milieu fracturé comme étant un milieu homogène avec des propriétés hydrauliques moyennes (Sitharam *et al.* 2001) (Figure 4.2). Dans le modèle EC il n'y a pas de distinction entre les fissures contenant le fluide et la matrice d'écoulement de fluide se fait sur tout le domaine. Divers études faites au niveau des milieux fracturés ont adoptées la démarche du modèle équivalent : Pankow *et al.*1986 ; Homp and Logan 1997 ; Larocque *et al.* 1999 ; Rivard and Delay 2004 ; Lemieux *et al.* 2005 ; Cherubini 2008 ; Singhal and Gupta 2010 ; Giudici *et al.* 2012).



Figure 4. 2 Le concept du modèle EC (Fahs 2010, modifié)

Les limites du modèle équivalent continu résident dans le fait qu'il ne peut pas fournir un aperçu des processus d'écoulement et du transport dans les deux différents milieux, la matrice poreuse et les fractures. De plus, ce modèle fournit des résultats moins exacts lorsque l'estimation des caractéristiques équivalentes du milieu poreux fracturé ne peut pas être facilement fournie et il est impossible d'avoir une estimation fiable de la charge hydraulique dans certains points du domaine.

Notre modèle sera donc assimilé à un modèle équivalent continu et homogène. Il sera constitué d'une seule couche (modèle monocouche) qui correspond à la nappe d'altérites. Les paramètres hydrodynamiques propres à la nappe seront exigés pour la simulation hydrodynamique.

#### 1.1.2.b Approche inverse

Dès le début de cette étude nous étions confrontés à un manque de données notamment celles relatives aux paramètres hydrodynamiques et qui permettent de caractériser la nappe d'altérites. Pour que le modèle puisse reproduire les mesures réalisées sur le terrain, il faut que le calage (d'un ou des paramètres choisis) soit satisfaisant. Nous avons essayé dans un premier temps, de nous baser sur les valeurs de transmissivité extraites de l'étude faite par El Mandour 1990 Le calage obtenu après plusieurs essais était très médiocre. Face à ce problème, nous avons décidé de suivre une démarche inverse. En effet, l'avantage des approches inverses indirectes par rapport aux approches directes est que la formulation du problème inverse est applicable aux situations pour lesquelles le milieu est hétérogène et où les observations sont peu nombreuses et mal réparties (Yeh and Mock 1996 ; Larocque et al. 1999). Ces méthodes conduisent généralement à de meilleures solutions (Carrera and Neuman 1986). En fait, la méthode inverse utilisée tente, par modification des paramètres d'entrée, de minimiser un critère basé sur la différence entre les variables mesurées et celles calculées aux divers points d'observation. Les paramètres optimisés produisent ainsi le meilleur ajustement des valeurs de la variable d'état pour le modèle conceptuel donné (Fahs 2010). La figure 4.3 expose l'approche générale utilisée par les méthodes inverses.


Figure 4. 3 Approche générale d'identification des paramètres (Fahs 2010, modifiée)

L'approche d'identification utilisée dans ce travail prend appui sur un algorithme de stratégie d'évolution, de type covariance matrix adaptation evolution strategy (CMA-ES) (Hansen 2006 ; Bayer *et al.* 2008). Cet algorithme, appartenant à la famille des algorithmes évolutionnaires, est reconnu comme l'un des algorithmes d'optimisation les plus performants. La démarche suivie pour l'identification des paramètres hydrodynamique (transmissivité) par problème inverse consiste en une combinaison entre un code pour l'écoulement (modèle hydrodynamique) et un code d'optimisation (Smaoui *et al.* 2013). L'optimisation est approchée par différentes méthodes : Newton, quasi-Newton, artificial neural network (ANN) ou par les algorithmes génétiques.

Nous avons utilisé les niveaux piézométriques de la campagne de hautes eaux comme données d'entrée (Figure 2.25). Pour générer un modèle d'écoulement hydrodynamique, plusieurs méthodes d'approximation à savoir, la méthode des différences finies (FDM), la méthode des éléments finis (FEM) ou la méthode des volumes finis (FVM)... Dans cette étude, la méthode de control-volume finite element (CVFEM) (Bruschke and Advani 1990 ; Costa *et al.* 2004 ; Minkowycz *et al.* 2009) a été choisie pour calculer le niveau piézométrique (Figure 4.4). Ce choix a été basé sur le fait que cette méthode est capable de conserver les quantités physiques impliquées dans le modèle hydrodynamique et également par sa flexibilité pour manipuler les conditions aux limites les plus complexes (Smaoui *et al.* 2013).

Pour l'étape d'optimisation, nous avons choisi le code CMA-ES (Annexe 3). Les conditions aux limites correspondent aux cahrges hydrauliques mesurés imposés au niveau de cahque nœud. La taille moyenne du maillage utilisé est de 4997,38 m<sup>2</sup>.

La figure 4.4 illustre la comparaison entre la piézométrie mesurée et calculée. On constate que l'allure des deux cartes se ressemble, on peut dire donc que la méthode utilisée a reproduit de manière satisfaisante la piézométrie observée.



Figure 4. 4 (a) Maillage utilisé par la méthode d'éléments finis (b) Carte de la charge hydraulique calculée

Les résultats des transmissivités calculeés sont présentés sur la figure 4.5. On constate que la transmissivité présente des valeurs assez différentes selon les endroits. Les valeurs les plus élevées (>0,02 m<sup>2</sup>/s) se situe notamment dans les parties Sud-Est et Sud-Ouest. Ceci pourrait être expliqué par le fait que l'épaisseur de la nappe d'altérite est plus épaisse dans ces secteurs. Les transmissivités de l'ordre de 0,002 à 0,01 m<sup>2</sup>/s sont réparties sur le reste du site.



Figure 4. 5 Carte de transmissivité obtenue par l'approche inverse.

Les résultats obtenus par cette approche seront intégrer dans la simulation de notre modèle et vont contribuer à l'amélioration des connaissances sur le fonctionnement complexe du système aquifère.

# 1.1.3 Choix d'un outil de calcul et d'une méthode numérique pour le transport

Comme nos objectifs se limitent uniquement à l'étude de l'écoulement de l'eau dans la zone saturée ainsi qu'au transport de polluant, nous avons choisi utiliser le code MODFLOW pour l'hydraulique et les codes MT3DMS et RT3D pour le transport via l'interface PMWIN (Chiang and Kinzelbach 2001). Ces codes sont largement utilisés en hydrogéologie (Kania *et al.* 2006 ; Langevin and Guo 2006 ; Courbet 2009 ; Iskandar and Koike 2010 ; Rojas *et al.* 2010 ; Singhal and Gupta 2010 ; Saravanan *et al.* 2011 ; Rao *et al.* 2011 ; Zghibi *et al.* 2011 ; Aqeel Ashraf *et al.* 2012 ; Luo *et al.* 2012 ; Rinaldi 2012 ; Ghoraba *et al.* 2013) et leur mise en œuvre est très simple. Ils prennent en compte les phénomènes que nous voulons représenter (charge hydraulique variable spatialement ou dans le temps, panache de pollution, etc.).

Le code MODFLOW utilise la méthode numérique de résolution de type différences finies pour le calcul de la charge hydraulique au niveau de chaque maille d'un domaine à deux ou trois dimensions (Harbaugh *et al.* 2000).

Les codes MT3DMS (Zheng and Wang 1999) et RT3D (Clément 1998) résolvent l'équation de la dispersion pour différents solutés par une approche eulérienne-lagrangienne dans deux ou trois dimensions d'espace en s'appuyant sur le résultat du champ d'écoulement donné par MODFLOW. Cette approche suppose que la variation de concentration ne modifie pas le champ de l'écoulement (Figure 4.6).

Le mouvement tridimensionnel de la nappe de densité constante, à travers le milieu poreux est décrit par l'équation différentielle suivante :

$$\frac{d}{dx}\left[K_{xx}\frac{dh}{dx}\right] + \frac{d}{dy}\left[K_{yy}\frac{dh}{dy}\right] + \frac{d}{dz}\left[K_{zz}\frac{dh}{dz}\right] - W = S_s\frac{dh}{dt}$$
(4.1)

où  $K_{xx}$ ,  $K_{yy}$  et  $K_{zz}$  sont les conductivités hydrauliques suivant les axes x, y et z, supposées être parallèles aux axes majeurs de conductivité hydraulique [LT<sup>-1</sup>], *h* est le potentiel de pression [L], *W* est le flux volumique par unité de volume (représente les puits ou sources d'eau) [T<sup>-1</sup>],  $S_s$  est le coefficient d'emmagasinement spécifique du milieu poreux et *t* est le temps [T]. Cette équation, combinée avec les conditions de flux ou de pression aux limites du système aquifère ainsi que les conditions initiales de pression, constitue une représentation mathématique d'un système de flux de nappe, simulée en utilisant une approche en différences finies. Les champs de vitesse sont ensuite utilisés par le module MT3D pour résoudre l'équation de transport.



Figure 4. 6 Relation entre le modèle hydrodynamique et le modèle de transport du polluant

# 1.2 Construction d'un modèle hydrodynamique et de transfert de polluant

L'objectif principal visé à travers l'élaboration d'un modèle hydrogéologique et de transport de polluant est de mieux connaitre le fonctionnement hydrogéologique de la nappe d'altérites pour la mise en place d'un système de gestion qualitative et quantitative du site. Nous avons élaboré donc une simulation : (i) d'écoulement en périodes des hautes et des basses eaux et de transport de polluant tout en considérant que la source de pollution a disparu (le site des rejets miniers est réhabilité). La nappe d'altérites n'est donc plus rechargée en polluant. Les résultats obtenus ont montré l'utilité du projet de réhabilitation du site minier de Kettara dans la réduction de la pollution au niveau de la nappe d'altérites.

# 1.2.1 Modèle hydrodynamique

# 1.2.1.a Géométrie et maillage

Nous avons donc décidé de construire un modèle monocouche dit "équivalent" car il ne prend pas en compte la géométrie du système étudié, avec l'objectif de reproduire la piézométrie observée en calant la transmissivité. On simule dans ce modèle monocouche une nappe captive afin de faciliter le calage car la transmissivité ne varie pas avec la charge

La première étape de construction du modèle consiste, après le choix du nombre de couches, à définir un maillage au sein duquel la zone d'étude puisse être incluse et représentée au mieux. Il faut tout d'abord choisir la taille de la zone qu'on veut modéliser, dans notre cas la surface de la zone à modéliser est d'environ 16 km<sup>2</sup> (Figure 4.7 a). Notre grille couvre une surface de 4500 m de long et 4700 m de large. Le maillage choisi pour cette grille sera déduit d'une étude de sensibilité pour les mailles de 20, 60, 80, 100, 120, 140 et 160 m.

Une fois la grille définie, on donne des critères géométriques pour chaque maille : altitude du sommet et de la base de la couche d'altérites. Nous pouvons ainsi calculer pour chaque maille une altitude moyenne du sol issue du MNT (Figure 2.2), supposée équivalente au sommet des altérites. Le substratum est déduit par interpolation des données de forages et des sondages électriques réalisées (Figure 4.7 b).



Figure 4. 7 (a) Localisation de la zone à modéliser (pointillés), (b) Géométrie de la nappe d'altérites et (c) Coupe schématique du modèle conceptuel

# 1.2.1.b Conditions aux limites

Le logiciel Processing Modflow (PMWIN) distingue trois catégories de mailles :

- les mailles actives, au sein desquelles la charge hydraulique (niveau piézométrique) est calculée à chaque itération de calcul à partir d'un niveau de départ fixé ;
- les mailles inactives où le flux est nul (i.e. il n'y a pas d'écoulement dans les mailles) ;
- les mailles à potentiel imposé (i.e il s'agit des mailles avec un oued en surface) ;
- les mailles à charge imposée par l'utilisateur.

Les mailles inactives et celles à charge imposée constituent des contraintes pour les mailles actives voisines, ce qui est très important pour avoir de bonnes conditions aux limites du modèle.

Pour délimiter notre aquifère, des conditions aux limites sont appliquées au modèle (Figure 4.8). Chacune des conditions aux limites doit être entrée dans notre modèle pour ainsi définir les limites étanches (à flux nul) et les limites à flux ou charge imposés de notre aquifère. Les limites géologiques de la nappe sont constituées latéralement par les affleurements volcaniques et tuffites basiques pouvant être considérées comme imperméables. Les limites à charge imposée correspondent aux affleurements schisteux et sont localisées au Nord-Est et au Sud de la zone d'étude. La limite à potentiel imposé correspond à l'oued Kettara. Cette limite a été prise en uniquement pour la simulation en période des hautes eaux vu que le régime d'écoulement dans cet oued est temporaire et ayant lieu au cours de cette période.



Figure 4. 8 Maillage et conditions aux limites de la zone étudiée

Le modèle permet de réaliser les simulations en régime permanent et transitoire. Les contraintes appliquées au modèle sont les entrées et les sorties d'eau (Figure 4.7 c). Les entrées d'eau correspondent à la recharge calculée  $(4,16x10^{-4} \text{ m/j})^{20}$ . Nous supposerons que la recharge est homogène sur toute la zone étudiée. Les sorties d'eau correspondent aux puits de pompage (Q=0,001 m<sup>3</sup>/s).

#### 1.2.1.c Calage du modèle

Le calage est un processus qui consiste à comparer les valeurs calculées et observées des paramètres tels que la recharge et la conductivité hydraulique. Dans le cas de leur égalité on dira que le modèle est calé et par conséquent potentiellement représentatif de la réalité du milieu naturel investigué (Toto *et al.* 2009).

Une fois que les contraintes sont définies, nous avons fait entrer les valeurs de transmissivités obtenus par approche inverse. En effet, le calage du modèle a été effectué par essai-erreur ce qui permet de tester des champs de paramètres hydrodynamiques selon des géométries variables. La piézométrie calculée au centre de chaque maille tient compte des paramètres hydrodynamiques, des conditions aux limites (potentiel ou flux imposé, possible liaison avec un réseau hydrographique, etc...) et des conditions de recharge (infiltration, pompages éventuels).

## 1.2.1.d Simulation d'écoulement en régime permanent et transitoire

Afin de reproduire le niveau piézométrique observé en régime permanent et transitoire, nous nous sommes basé sur la charge hydraulique mesurée en 11 points du site durant le mois de Mars 2011 (hautes eaux) et durant le mois de Juin 2012 (basses eaux). Pour ceci, les coordonnées (X, Y), ainsi que les valeurs de charges correspondantes, de ces piézomètres ont été intégrées dans le module Boreholes and Observation de PMWIN. Les oueds fonctionnent bien comme des drains en période de hautes eaux et n'ont pas d'influence en période d'étiage.

# Sensibilité au maillage

Afin de tester l'influence de la taille du maillage sur les résultats de la modélisation, nous avons comparé les résultats de mailles carrés de 20, 40 60, 80, 100,120, 140 et 160 m de côté. Nous nous somme basé sur : (i) la comparaison des données mesurées et calculées faite par (i) la commande "Scatter Diagram" de PmWin (Annexe 4) et (ii) la représentation graphique des

<sup>&</sup>lt;sup>20</sup> Recharge calculée en convertissant la précipitation annuelle (151.8 exprimée en mm/an et mesurée au niveau de la station de Kettara) en m/j

corrélations entre les charges hydrauliques simulées et mesurées (Figure 4.9). Ces figures montrent que les coefficients de corrélation entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites se situent entre 47,5 % et 84,7 %. Ainsi ces résultats montrent que la discrétisation du domaine par la maille carré de 100 m de coté est la plus adéquate dans notre cas d'étude. Par conséquent, le modèle qui sera utilisé dans cette étude sera composé de 211500 mailles de 100 m de côté au total. Un raffinement de la grille avec une maille de 50 m de côté est réalisé à l'endroit où se situe la source de contamination (parc à résidus miniers) (Figure 4.8).



Figure 4. 9 Courbes de corrélation entre les charges hydrauliques mesurées dans les 11 piézomètres (en abscisses) et calculées (en ordonnée) pour les différentes mailles discrétisées.

# > <u>Simulation en régime permanent</u>

### • Période des hautes eaux

La carte piézométrique simulée pour la période des hautes eaux est présentée sur la figure 4.10 a. Les résultats de cette simulation peuvent être considérés comme très satisfaisants. En effet, sur l'ensemble du domaine modélisé, nous restituons très bien l'allure générale de la carte piézométrique. On constate globalement que la plupart des points d'observation se retrouvent à proximité de la droite à  $45^{\circ}$  illustrant la concordance entre les valeurs calculées et les valeurs observées (R<sup>2</sup>=0,847). La différence entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées ne dépasse pas les 10% de l'amplitude piézométrique de la zone modélisée, ce qui correspond à un niveau de calibration satisfaisant.

La comparaison entre les valeurs piézométriques calculées finales (après calage) par le modèle et les valeurs mesurées sur le terrain en ces différents points d'observation est reprise sur le graphe de la Figure 4.11 a. Les puits pour lesquels l'écart est grand sont P1, P2, P7, P10, P11 et P12. Ces écarts peuvent être attribués en grande partie au système de mesure des altitudes absolues des puits (Younsi 2001)

#### • Période des basses eaux

La simulation a été faite sur la base de la piézométrie de Juin 2012 (Figure 4.10 c). Dans le détail, lorsque l'on compare les valeurs calculées et observées on constate que les écarts sont dans l'ensemble acceptables ( $R^2$ =0,592), la plupart sont inférieurs à 10 m. Les piézomètres pour lesquels les écarts sont les plus importants sont tous situés à l'extrême aval des rejets miniers (P9, P10, P11 et P12).

Simulation en régime transitoire

### Période des hautes eaux

La simulation est générée uniquement en période des hautes eaux vu qu'au cours de la période d'étiage la plupart des puits connaissent une baisse du niveau piézométrique et s'épuisent sous l'effet du pompage. Le modèle hydrodynamique en régime transitoire a été établi donc sur la base de la piézométrie de Mars 2011 (Figure 4.10 b) et pour une période d'une année. Le calage est satisfaisant et montre une bonne corrélation entre les valeurs de la charge hydraulique observée et celles calculées ( $R^2$ =0,995). Le puits qui présente l'écart le plus grand est le P11 (Figure 4.11 b).



Figure 4. 10 Cartes piézométriques simulées en régime permanent (a) hautes eaux, (c) basses eaux et en régime transitoire (b) hautes eaux



Figure 4. 11 Courbes de comparaison des charges hydrauliques observées et calculées pendant les hautes eaux en régime permanent (a) et transitoire (b)

Afin de vérifier la validité du modèle élaboré, des bilans de flux ont été calculés pour les différents régimes, les résultats obtenus sont présenté au Tableau 4.1. L'analyse de ces bilans permet de vérifier que les entrées et les sorties d'eau correspondent bien au fonctionnement supposé du système à l'étude (Tableau 4.1). Les bilans des flux en période de hautes eaux (régime permanent et transitoire) et en basses eaux (régime permanent) sont bien équilibrés. Les entrées représentent l'alimentation de la nappe des altérites et les sorties le drainage de la nappe. Nous en déduisons que les apports en eau de l'aquifère sont liés à la recharge par les pluies efficaces. Les sorties en eau de la nappe sont dues : i) à l'oued Kettara, et ii) au pompage.

Chapitre IV

**Tableau 4. 1** Bilan des flux(a) période de hautes eaux (régime permanent), (b) hautes eaux (régime transitoire) et (c) basses eaux (régime permanent

(a)	Flux (m3/j)		
	Flux entrant (1)	Flux sortant (2)	(1) -(2)
Charges constantes	4,8310227	1,9951547	2,8358679
Puits de pompage	0	0	0
Echange avec la rivière	0,22826041	3,6632528	-3,43499239
Recharge	0,59897321	0	0,59897321
Total	5,65825632	5,6584075	-0,00015

(b)	Flux (m3/j)		
	Flux entrant (1)	Flux sortant (2)	(1) –(2)
Emmagasinement	0,54118896	0,61409873	-0,072909772
Charges constantes	4,7095623	1,8378195	2,8717427
Puits de pompage	0	0,001	-0,001
Echange avec la rivière	0,22826041	3,6632528	-3,43499239
Recharge	0,59897321	0	0,59897321
Total	6,07798488	6,11617103	-0,04

(c)	Flux (m3/j)		
	Flux entrant (1)	Flux sortant (2)	(1) – (2)
Charges constantes	26,247555	26,846169	-0,598614
Puits de pompage	0	0	0
Echange avec la rivière	0	0	0
Recharge	0,59897321	0	0,59897321
Total	26,846527	26,846169	-0,00003

# 1.2.2 Modèle du transport de DMA

# 1.2.2.a Objectif

La réhabilitation de sites contaminés nécessite la connaissance de la progression de la pollution depuis l'introduction du polluant dans l'aquifère, en étudiant son transport dans le milieu souterrain et en prenant en compte son évolution temporelle et spatiale, les éventuelles interactions entre le polluant et le milieu (réactions géochimiques et/ou biochimiques), mais également la connaissance de sa localisation et si possible sa quantification. Divers études à travers le monde ont simulé le devenir des contaminants dans les eaux souterraines dans le cas de remédiation des sources de pollution (Yang *et al.* 2003 ; Tsanis 2006 ; Amaziane *et al.* 2008 ; He *et al.* 2008 ; Butler *et al.* 2009 ; McLaren *et al.* 2012 ; Sun *et al.* 2012 ; Wanner *et al.* 2012 ; Deschaine *et al.* 2013 ; Şengör and Ünlü 2013).

Quel que soit le type de pollution, le schéma général de contamination des eaux souterraines est le même : le point de départ est la surface du sol puis le transit vertical dans la zone non saturée, l'arrivée à la nappe puis le cheminement subhorizontal du polluant dans celle-ci avec étalement progressif du panache de pollution (beaucoup plus prononcé suivant la direction de l'écoulement). La simulation du transport du polluant permet ainsi de définir les variations temporelles et spatiales (extension) du panache (Figure 4.12). Dans notre cas d'étude, la simulation du transport sera couplée au modèle des hautes eaux généré en régime permanent. En effet, ce choix a été basé sur le fait que durant cette période les conditions prédéfinis auparavant (recharge, écoulement au niveau de l'oued Kettara) sont réalisées.



Figure 4. 12 Exemple de l'évolution d'un panache de pollution à l'aval d'une décharge (BRGM 2008)

#### 1.2.2.b Evolution de la pollution au sein de la nappe

#### Lois du transport en solution des éléments conservatifs

Après l'établissement d'un schéma conceptuel qui consiste à identifier la source, les vecteurs et les cibles de la pollution, la détermination des propriétés et des conditions physicochimiques du milieu, la mise en œuvre d'un modèle hydrogéologique peut se révéler utile pour apporter un éclairage sur des questions relatives au devenir des polluants.

Les principaux mécanismes impliqués dans le devenir des polluants dissous dans le sol et les nappes sont présentés dans le tableau 4.2, et peuvent être formalisés par l'équation générale du transport réactif (Equation 4.2) que nous présentons ici en considérant une seule phase (la phase eau contenant des polluants dissous). Différents processus physiques et biochimiques incluant l'advection, la dispersion, la diffusion et la sorption affectent la migration des contaminants en milieu saturé (Rolle *et al.*2011).

$$div(\overline{\overline{D}}\overline{\text{grad}} C - C\overline{U}) = \phi R \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C_{chimie}}{\partial t}$$
Dispersion Advection Sorption Réaction
$$(4.2)$$

-U vitesse de Darcy

-Le facteur de retard R du composé dissous dans l'eau peut être calculé à partir de l'estimation du coefficient de partage sol-eau  $K_d$  de ce composé  $[L^3M^{-1}]$ , de la porosité  $\phi$  et de la masse volumique des grains solides du milieu poreux  $[ML^{-3}]$  (Equation 4.5). Dans notre cas, soluté conservatif, le coefficient de retard est égal à 1.

$$R = 1 + \frac{1 - \omega}{\omega} \rho_s K_d \tag{4.5}$$

#### • Advection (ou convection)

L'advection est l'entraînement des particules en solution dans le mouvement du fluide qui se déplace. Il est nécessaire de définir avec précision la partie qui est effectivement mobile du fluide présent dans le milieu poreux ainsi que la vitesse réelle de mouvement de ce fluide.

#### • Diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est un phénomène lié à l'agitation moléculaire. La résultante de cette agitation moléculaire est un transfert de particules des zones à concentration élevée vers les zones à concentration faible.

Pour un fluide qui circule en milieu poreux, les phénomènes d'advection et de diffusion sont aisément combinés en établissant de nouveau la conservation de la masse de l'élément transporté dans un volume élémentaire, en sommant les deux flux de matière.

### • Dispersion

La dispersion est liée à l'hétérogénéité du milieu poreux à petite et grande échelle, elle est à l'origine de « l'étalement » d'un panache de pollution et contribue à diluer les concentrations. Il existe un coefficient de dispersion longitudinale (suivant le sens d'écoulement) et un coefficient de dispersion transversale. Les coefficients de dispersion longitudinale  $D_L$  et transversale  $D_T$  [L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>] sont généralement proportionnels à la vitesse de Darcy [LT<sup>-1</sup>] (Equations 4.3 et 4.4) et les fonctions de dispersivités  $\alpha$  du milieu [L].

$$D_L = \alpha_L U \tag{4.3}$$

$$\mathbf{D}_{\mathrm{T}} = \boldsymbol{\alpha}_{\mathrm{T}} \mathbf{U} \tag{4.4}$$

 $\alpha_L$  dispersivité longitudinale

 $\alpha_T$  dispersivité transversale

Les coefficients de dispersion sont proportionnels à la vitesse effective U de l'eau (équation 4.3 et 4.4). L'étalement des solutés est appelé dispersion longitudinale  $D_L$  dans la direction du flux principal et dispersion transversale  $D_T$  dans les directions perpendiculaires. De manière générale, la dispersion longitudinale est beaucoup plus importante que la dispersion transversale. Le rapport ( $\alpha_L/\alpha_T$ ) contrôle la forme du panache : plus ce rapport est petit, plus le panache résultant sera large (Besnard 2003).

Tableau 4. 2 Les mécanismes physiques et paramètres associés à la propagation de	es polluants
dans le sol et les nappes (Lemière 2001)	

Mécanisme physique	e Paramètres associés	
Advection	Coefficient de perméabilité K, porosité efficace ne ou cinématique $\omega$	
Dispersion	$\begin{array}{l} \text{ion} \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\$	
Diffusion moléculaire	Coefficient de diffusivité moléculaire D	Tra

# 1.2.2.c Simulation de transport du polluant

La contamination des eaux souterraines dans la région de Kettara est liée principalement au DMA. Les sulfates, caractéristiques du DMA, constituent l'élément ayant les plus fortes concentrations dans l'eau et donc la principale source de pollution de ces eaux (voir chapitre II). L'état actuel de la pollution des eaux souterraines de Kettara par les sulfates est présenté sur la figure 4.13. Par ailleurs, le degré de contamination des eaux souterraines dépend des interactions avec le sol, le sédiment et les roches qui constituent le cheminement du contaminant.



Figure 4. 13 Concentration en sulfates observées pendant la période des hautes eaux

Dans l'objectif de déterminer l'évolution et le devenir du DMA au niveau de la nappe des altérites, nous avons fait appel à la modélisation du transport de polluant. En fait, la modélisation du transport de polluant est un outil d'aide à la prédiction du risque.

Dans le cadre de cette modélisation, les conditions aux limites correspondantes à une concentration constante en sulfates de 200 g/m<sup>3</sup> a été imposée au niveau du parc à rejets miniers. Cette valeur correspond à la concentration standard en sulfates dans les eaux souterraines (OMS 2004). Elle a été prise en compte afin de se placer dans les conditions de

restauration du site minier abandonnée. Pour toutes les autres cellules du modèle, la concentration initiale en sulfates est nulle.

#### Estimation des paramètres

#### • *Dispersion cinématique*

Malheureusement aucun essai de traçage n'a été réalisé sur le site. C'est pourquoi les valeurs des coefficients de dispersion ont été estimées selon une méthode communément utilisée basée sur l'échelle du secteur d'étude (équation 4.6). Cette méthode consiste à considérer, en première approche, un coefficient de dispersion longitudinal de l'ordre de 0.1 fois la longueur du panache de polluant ou de la longueur parcourue par le polluant (Pickens and Grisak 1981 ; Spitz and Moreno 1996), soit :

$$\alpha_{\rm L} = 0, 1.L_{\rm p}$$
 (4.6)

 $\alpha_L$ : coefficient de dispersion longitudinal (m) ;

L<sub>p</sub>: longueur du panache (m).

La valeur de dispersivité obtenue n'est qu'une estimation, qui pourra donner, au mieux, un grand domaine de variation de dispersivité pour une longueur de panache donnée. Cependant, cette relation représente un bon point de départ pour un travail de modélisation.

De plus, il existe de nombreuses relations empiriques entre les coefficients de dispersion longitudinale, transversale et verticale qui ont été décrites. Généralement,  $\alpha_T$  est estimé à 0,1 $\alpha_L$  (d'après Gelhar *et al.* 1992) et  $\alpha_V$  est estimé à0,05  $\alpha_L$  (ASTM 1995).

#### • Diffusion moléculaire

On ne dispose pas d'information concernant la valeur du coefficient de diffusion moléculaire, mais dans la plupart des cas il est faible et peut être négligé par rapport aux autres phénomènes tels que la dispersion cinématique.

#### Etude de sensibilité

Afin d'estimer l'impact de la variation des valeurs de dispersivité sur les résultats obtenus, une analyse de sensibilité a été réalisée en faisant varier les valeurs des coefficients de dispersion selon quatre scénarios. Les périodes de simulation sont de l'ordre d'un an, cinq ans et dix ans.

La comparaison des cartes obtenues après simulation permet d'estimer la sensibilité du modèle à la variation de chacun des trois paramètres précités ( $\alpha_L$ ,  $\alpha_T$  et  $\alpha_V$ ). Les valeurs

Chapitre IV

attribuées aux paramètres pour chaque simulation sont présentées sur les figures 4.14, 4.15, 4.16 et 4.17.

Les résultats obtenus montrent que sur l'ensemble des périodes simulées (une, cinq et dix années), les scénarios 1 et 4 présentent une différence en termes de forme et d'extension du panache (Figures 4.14 et 4.15). En fait, la forme du panache de sulfates est plus grande au niveau du scénario 1 et le gradient de pollution est légèrement moins important. Cependant, la pollution progresse moins dans le sens d'écoulement pour le scénario 4. Cette différence prend de l'ampleur tout en allant vers l'aval et tout en augmentant le temps de simulation. Ceci peut être bien expliqué par les valeurs des coefficients de dispersion qui présentent les deux cas limites (maximum pour le scénario 1 et minimum pour le scénario 4).

Les scénarios 2 et 3, ont globalement la même forme du panache sur les trois périodes de simulation. Ce panache prend de l'ampleur avec le temps et progresse dans le sens de l'écoulement tout en allant vers l'aval des rejets miniers (Figures 4.16, 4.17). Les résultats montrent que l'extension du panache en sulfates en aval est plus importante dans le cas d'un coefficient de dispersion élevé et sur une grande période de simulation.

Les paramètres de dispersion jouent donc un rôle prépondérant dans l'évolution du panache de polluant. Il serait donc très intéressant de réaliser des mesures sur le terrain, du type essai de traçage, afin de mieux contraindre le modèle, et d'en améliorer ainsi les qualités prédictives.



Figure 4. 14 Simulation du panache de pollution pour le scénario 1



Figure 4. 15 Simulation du panache de pollution pour le scénario 2



Figure 4. 16 Simulation du panache de pollution pour le scénario 3



Figure 4. 17 Simulation du panache de pollution pour le scénario 4

Les graphes de concentration en fonction du temps sont présentés sur la Figure 4.18. Les concentrations au niveau du temps t=0 (s) correspondent à l'état actuel. A partit du t= 3,15  $10^{07}$  s (temps du début de simulation), on constate que les concentrations chutent dans les puits et augmentent légèrement jusqu'à ce qu'elles se stabilisent au-delà de cinq ans. On constate également que pour les faibles coefficients de dispersions ces concentrations sont légèrement plus importants (scénarios 3 et 4). Les puits qui présentent les fortes concentrations sont ceux localisés en proche aval des rejets miniers.



Figure 4. 18 Graphes de concentration en fonction du temps dans les 11 piézomètres et pour les quatre scénarios.

L'évolution des concentrations par rapport au centre du panache et suivant le sens d'écoulement pour les quatre scénarios montrent une diminution progressive tout en allant vers l'aval des rejets miniers (Figure 4.19). Cette diminution est due principalement à l'effet de la dispersion et d'advection (Lenk and Wisotzky 2010).



Figure 4. 19 Graphe de concentration en fonction de la distance par apport à la source de pollution (rejets miniers) et suivant l'axe de panache

L'étude du transport du contaminant a révélé que la maîtrise de la source de pollution doit être la première option de gestion envisagée car, non seulement, elle participe à la démarche globale de réduction des contaminants des eaux souterraines, mais encore, elle participe à la démarche globale d'amélioration de la qualité des milieux. Par ailleurs, sans maitrise des sources, il n'est économiquement ou techniquement pas pertinent de chercher à maîtriser les impacts (BRGM 2008). En effet, comme nous l'avons cité dans les chapitres précédents, le parc à rejets miniers est le générateur de cette pollution et occupe un emplacement inapproprié vis-à-vis du village situé à l'aval proche et des parcelles agricoles

L'esquisse de modélisation éffectué montre que les concentrations simulées se réduisent 1000 fois par apport aux concentrations actuelles (Figure 4.20).

Le projet de réhabilitation, en cours d'étude, constituera donc une véritable solution qui permettra de limiter la génération de la pollution en DMA et de protéger ainsi les eaux souterraines contre la contamination.



Figure 4. 20 Prédiction de la pollution des eaux souterraine de Kettara dans le cas de réhabilitation du parc à rejets miniers et sur une période de 10 ans.

# 1.3 Conclusion

L'esquisse de modélisation a permis de simuler l'écoulement et la migration des sulfates au sein de l'aquifère des altérites. Les deux grandes étapes nécessaires qui ont été suivi pour la mise en œuvre du modèle numérique sont :

- la modélisation des écoulements souterrains en régime permanent et transitoire,
- la modélisation du transport du contaminant.

Face au manque des données, nous avons utilisé une approche inverse pour l'estimation des paramètres hydrodynamique (transmissivité) nécessaire pour la réalisation de la modélisation. Une fois que le modèle a été construit, une phase de calage des paramètres hydrodynamiques a été faite. Les simulations ont abouti à une cohérence globale entre les données issues de mesures sur le terrain et les valeurs simulées par le logiciel. Il serait quand même intéressant de réaliser des mesures de perméabilité (essais de pompage) sur le site d'étude afin de définir plus précisément le domaine de variation des perméabilités.

Les simulations de transport réalisées sur un, cinq et dix ans montrent pour les quatre scénarios de coefficient de dispersion, une diminution significative de la pollution au niveau des puits dans lesquels la contamination a été détectée avec grande ampleur. En outre, les analyses de sensibilité effectuées sur les paramètres de dispersivité ont montré que les résultats obtenus étaient en grande partie fonction des données disponibles et de leur fiabilité. Cependant, afin de lever les incertitudes existant sur les paramètres du modèle de transport, une campagne de mesures devrait être réalisée afin de pouvoir proposer un modèle prédictif définitif.

# **CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES**

Présentement, de plus en plus de travaux de recherche concernant des systèmes de recouvrement SR sont investigués à travers le monde pour prévenir la formation du DMA à long terme. La finalité de ces travaux vise ultimement à proposer aux opérateurs miniers de nouvelles techniques de restauration d'aires d'entreposage de rejets miniers solides adaptées aux conditions climatiques locales. En climat semi-aride à aride, les systèmes de recouvrement alternatifs SR, pour le contrôle du DMA par réduction des infiltrations d'eau, sont souvent considérés comme l'option la plus appropriée. Ces derniers sont essentiellement développés autour de l'utilisation d'un matériau de rétention d'eau (SR) en utilisant les rejets alcalins. A l'échelle du Maroc, le système alternatif (SR) est la prmière fois étudié et sera appliqué au niveau du site minier abandonné de Kettara. De ce fait, plusieurs études ont été enchainées d'une façon parallèle en faisant l'objet de plusieurs thèses et nombreuses publications scientifiques. La présente thèse fait partie de ces traveaux et porte des élements nécessaires à la reuissite de ce projet.

La méthodologie d'approche développée dans ce travail a permis d'obtenir des résultats importants pour la caractérisation et la gestion du site minier abandonné de Kettara.

De point de vue géologique, les rejets miniers sulfureux de Kettara sont entreposés sur un substratum schisto-gréseux très fracturé et altéré par endroits. L'analyse de la fracturation montre que la famille ENE-OSO est la plus dominante et constitue des couloirs très altérés au sein du substratum schisteux. Sur le plan hydrogéologique, la partie supérieure des schistes généralement altérée constitue la formation aquifère la plus importante de la région. La nappe d'eau contenue dans cette formation est relativement peu profonde (10–20 m) et s'écoule du Nord-Est vers le Sud-Ouest avec un gradient hydraulique moyen et uniforme.

La pollution générée par les rejets miniers de Kettara constitue une vraie menace notamment sur la qualité des eaux souterraines. Les interprétations des résultats hydrochimiques ont montré que les processus d'évaporation-dissolution est responsable sur les variations des concentrations en éléments majeurs au niveau des eaux souterraines. Les sulfates constituent la principale source de pollution de ces eaux. Les puits les plus contaminés se situent en aval immédiat des rejets miniers. Le levé topographique réalisé au niveau du parc à rejets miniers a permis de déterminer la structure du parc et d'estimer le volume des rejets grossiers (94 320 m<sup>3</sup>).

La prospection géophysique par tomographies électrique et sismique réalisées au niveau du parc à résidus miniers de Kettara et dans son voisinage immédiat a permis d'imager la structure interne de ces rejets et de déterminer la profondeur du soubassement schisteux sur lequel ils sont entreposés. Cette prospection a permis également de mettre en évidence l'existence de failles et de couloirs fracturés qui constitueraient des drains privilégiés pour l'infiltration des lixiviats (DMA) vers la nappe d'eau souterraine. Nous avons pu, par le biais de cette étude, éstimer le volome des rejets miniers fins à 462 400 m<sup>3</sup>

La RMP a été réalisée dans le but de déterminer les paramètres hydrodynamiques de la nappe d'altérites. Malheureusement nous n'avons pas pu mesurer un signal fiable vu le contexte très bruité du site.

Les données gravimétriques réinterprétées ont permis de mettre en évidence la présence de linéaments qui correspondent aux failles interprétées au niveau des profils de tomographie électrique et sismique.

Nous recommandons de généraliser l'étude géophysique par tomographie sismique et électrique dans le périmètre avoisinant le parc à résidus miniers pour identifier et délimiter les zones fortement fracturées et altérées susceptibles de constituer des drains des eaux acides et pollués issus des rejets miniers vers la nappe phréatique.

L'esquisse de modélisation a permis de simuler l'écoulement et la migration des sulfates au sein de l'aquifère des altérites. Notre modèle conceptuel a été considéré comme homogène équivalent et continu.

Face au manque des données, nous avons utilisé une approche inverse pour l'estimation des paramètres hydrodynamique (transmissivité) nécessaire pour la réalisation de la modélisation. Une fois que le modèle a été construit, une phase de calage des paramètres hydrodynamiques a été faite. Les simulations ont abouti à une cohérence globale entre les données issues de mesures sur le terrain et les valeurs simulées par le logiciel. L'étude de la pollution en DMA et de son devenir dans l'environnement, nous a menés à mieux comprendre le fonctionnement hydrodynamique de la nappe. Les résultats obtenus ont montré qu'en absence de pollution par le DMA, la pollution baisse d'une façon très significative et à long terme.

### Conclusion génèrale et perspectives

L'utilisation de ce type de modèles conduirait à des considérations assez fondamentales sur les aquifères fracturés en général, ces modèles faisant encore aujourd'hui l'objet d'un développement conceptuel

Ce travail a permis d'intégrer les données disponibles dans le cadre d'un modèle cohérent et d'améliorer de ce fait les connaissances sur le fonctionnement complexe de ce système. Il convient enfin de noter qu'un modèle numérique d'aquifère ne peut en aucun cas être considéré comme étant définitivement élaboré. Il doit constamment être revu et ajusté compte tenu des éléments de connaissance acquis pendant son utilisation.

En perspectives, et pour améliorer le modèle hydrodynamique élaboré, des essais de pompages sont nécessaire pour avoir les paramètres hydrodynamiques de la nappe d'altérites.

Il faut également mettre en place un réseau de piézomètres pour le suivi continu des variations du niveau piézométrique et de la qualité des eaux de la nappe d'altérites.

Il est recommandé aussi de consolider la banque des données acquises et continuer à développer les réflexions sur le sujet étudié. L'élaboration d'un guide de bonnes pratiques, basé sur les résultats de l'approche multidisciplinaire abordée, pour des applications sur des sites pollués équivalents sera fortement utile

L'approche utilisée pour l'étude du site minier abandonnée de Kettara semble être une étape nécessaire dans la résolution d'une problématique environnementale comme celle de la pollution par le DMA. Les résultats obtenus vont surement contribuer à la réussite du projet de réhabilitation

# **BIBLIOGRAPHIE GENERALE**

Abdul Nassir S.S, Loke M.H, Lee C.Y, Nawawi M.N.M, 2000. Salt-water intrusion mapping by geoelectrical imaging surveys. *Geophysical Prospecting*, 48, 647-661.

Akabzaa T. M, Jamieson H. E, Jorgenson N, Nyame K, 2009. The Combined Impact of Mine Drainage in the Ankobra River Basin, SW Ghana. *Mine Water and the Environment*, 28, 50-64, DOI 10.1007/s10230-008-0057-1.

Al-Tarazi E, Abu Rajab J, Al-Naqa A, El-Waheidi, 2008. Detecting leachate plumes and groundwater pollution at Ruseifa municipal landfill utilizing VLF-EM method. *Journal of Applied Geophysics*, 65, 121-131.

Amaziane B, El Ossmani M, Serres C, 2008. Numerical modeling of the flow and transport of radionuclides in heterogeneous porous media. *Computer Geosciences*, 12, 437-449, Doi: 10.1007/s10596-008-9083-0.

Andrad R and Goud K, 2011. Geophysical prospecting as tool for site chracterization for mining dump waste. *Journal Earth Science India*, 1-8.

Anh Duc T, Loi V.D, Thao T.T, 2012. Partition of heavy metals in a tropical river system impacted by municipal waste. *Environement Monitoring Assessement*, 185, 1907-1925, Doi :10.1007/s10661-012-2676-z.

Aqeel Ashraf M, Yusoff I, Yusof M, Alias Y, 2012. Study of contaminant transport at an open-tipping waste disposal site. *Environmental Science* and *Pollution Research*, Doi: 10.1007/s11356-012-1423-x.

Arabi S.A, Funtua I, Dewu B.M, Alagbe S.A, Kwaya M.Y, Garba M.L, Baloga D.A, 2012. Activity concentration of uranium in groundwater from uranium mineralized areas and its neighborhood. *The Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 295, 135-142, Doi : 10.1007/s10967-012-1957-x.

Archibald N, Gow P, Bochetti F, 1999. Multiscale edge analysis of potential field data. *Exploration Geophysics*, 30, 38-44. Doi: 10.1071/EG999038.

Askaer L, Schmidt L.B, Elberling BO, Asmund G, Jónsdóttir I.S, 2008. Environmental Impact on an Arctic Soil–Plant System Resulting from Metals Released from Coal Mine Waste in Svalbard (78° N). *Water, Air, and Soil Pollution*, 195, 99-114.

ASTM, 1995. Standard Guide on Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites. Technical Report E1739-95, ASTM, West Conshohocken, PA, U.S.A.

Aubertin M, Chapuis R.P, Aachib M, Bussière B, Ricard J.F, Tremblay L, 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM/MEND 2.22.2a. Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie (CANMET), Canada.

Aubertin M, Bussière B, Bernier L, 2002. Environnement et gestion des rejets miniers. [Manuel sur CD-ROM] Les Presses Internationales de Polytechnique, Montreal, Qc.

Aubertin M, 2003. Mouvement des gaz en milieu poreux partiellement saturé. Cours CIV 6908 Environnement minier et restauration des sites. Ecole polytechnique de Montreal.

Appelo, C.A.J., Postma, D, 1996. Geochemistry, groundwater and pollution, Balkema, Rotterdam, 536 pp.

Babi K, 2011. Perceptions du développement minier durable par les acteurs locaux, gouvernementaux et industriels au Maroc. Mémoire de Maitrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Banerjee K.S, Sharma S.P, Sarangi A.K, Sengupta D, 2011. Delineation of subsurface structures using resistivity, VLF and radiometric measurement around a U-tailings pond and its hydrogeological implication. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 1345-1352.

Barnswell K.D, Dwyer D.F, 2011. Assessing the performance of evapotranspiration covers for municipal solid waste landfills in Northwestern Ohio. *Journal of Environmental Engineering*, 137, 301-305.

Bayer P, Bürger C.M., Finkel M, 2008. Computationally efficient stochastic optimization using multiple realizations. *Advances in Water Resources*, 31, Issue 2, 399-417.

Benson A.K, and Addams C.L, 1998. Detecting the presence of acid mine drainage using hydrological, geochemical, and geophysical data; applications to contrasting conditions at mine sites in Little Cottonwood and American Forks Canyons, Utah. Environmental Geosciences, 5, 17-27.

Benzaazoua M, Kongolo M, 2003. Physico-chemical properties of tailing slurries during environmental desulphurization by froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 69, 221-234.

Berkowitz B, Robert P, Ewing, 1988. Percolation Theory and Network Modeling Applications in Soil Physics. *Surveys in Geophysics*, 19, 23-72.

Bernard A. J, Maier O.W, Mellal A, 1988. Aperçu sur les amas sulfures massifs des hercynides Marocaines. *Mineral Deposita* 23, 104-114

Bernstone C, Dahlin T, 1996. Electromagnetics and DC resistivity mapping of waste deposits and industrial sites - Experiences from Southern Sweden. 58th EAEG Meeting, Near Surface EM.

Bernstone C, Dahlin T, Ohlsson T, Hogland W, 2000. DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excavation surveys. *Environmental Geology*, 39, 3-4.

Besnard K, 2003. Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes. Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire. Thèse de doctorat, Université Rennes 1, 252p.

Bhattacharya A, Routh J, Jacks G, Bhattacharya P, Mörth M, 2006. Environmental assessment of abandoned mine tailings in Adak, Västerbotten district (northern Sweden). *Applied Geochemistry*, 10, 1760-1780.

Bhattacharya P, Sracek O, Eldvall B, Asklund R, Barmen G, Jacks G, Koku J, Gustafsson J.E, Singh N, Brokking Balfors B, 2012. Hydrogeochemical study on the contamination of water resources in a part of Tarkwa mining area, Western Ghana. *Journal of African Earth Science*, 66, 72-84.

Blakely RJ, Simpson RW, 1986. Approximating edges of source bodies from magnetic or gravity anoma- lies. *Geophysics*; 51, 1494-8.

Blowes D. W, Ptacek C. J, Jambor J. L, 1994. Remediation and prevention of low-quality drainage from mine wastes. In The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes (eds. D. W. Blowes and J. L. Jambor). *Mineralogical Association of Canada*, Nepean, 22, 365-380.

Bordonaro M, 1984. La ceinture ibéro-marocaine. Géologie structurale du district de Ketarra. Thèse 3ème cycle, Strasbourg.

Bossé B, Bussière B, Hakkou R, Maqsoud A, Benzaazoua M, 2013. Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in semiarid climate. *Mine Water and the Environement*, 32, 152-167.

Boucher M, 2007. Estimation des propriétés hydrodynamiques des aquifères par Résonance Magnétique des Protons dans différents contextes géologiques, de l'échantillon à l'échelle hydrogéologique. Thèse de Doctorat, Université d'Orléan. 198 p.

BRGM, 1997. Les résidus miniers français : typologie et principaux impacts environnementaux potentiels. Rapport R39503, 85 p

BRGM, 2008. Guide sur le comportement des pollutants dans le sol et les nappes.

BRPM, 2004. Le gisement de sulfures massifs de kettara : Essais de synthese et de modelisation.

Bruschke M.V, Advani S.G, 1990. A finite element/control volume approach to mold filling in anisotropic porous media. *Polymer Composites*, 11, 398-405, Doi: 10.1002/pc.750110613.

Buselli G, and Hwang H.S, 1996. Electrical and electromagnetic surveys of a mine tailings dam at Brukunga, SA. CSIRO Exploration and Mining Report 277F, 53p.

Buselli G, Hwang H.S, and Lu K, 1998. Minesite groundwater contamination mapping. *Exploration Geophysics*, 29, 296-300.

Buselli G, Lu K, 2001. Groundwater contamination monitoring with multichannel electrical and electromagnetic methods. *Journal of Applied Geophysics*, 48, 11-23.

Bussière B, Lelièvre J, Ouellet J, Bois D, 1995. Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA : analyse technicoéconomique sur deux cas réels, Sudbury '95, *Conference on Mining and the Environment*, 1, 59-68.

Bussière B, Benzaazoua M, Aubertin M, Lelièvre J, Bois D, Servant S, 1998. Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II, Rapport final soumis au ministère des ressources naturelles du Québec, 198 p.

Bussière B, 2008. Les sites miniers abandonnés au Québec: empreinte sur le territoire, problématique environnementale et options pour la restauration. Présentation aux 4 à 6 de la Chaire Desjardins 9 avril 2008, Montreal.

Butler B.A, Caruso B.S, Ranville J.F, 2009. Reactive Transport Modeling of Remedial Scenarios to Predict Cadmium, Copper, and Zinc in North Fork of Clear Creek, Colorado. *Wiley Interscience*, Doi: 10.1002/rem.20221.

Cánovas C. R, Olías M, Nieto J. M, Sarmiento A. M, Cerón J. C, 2007. Hydrogeochemical characteristics of the Tinto and Odiel Rivers (SW Spain). Factors controlling metal contents. *The Science of the Total Environment*, 373, 363-382, doi:10.1016/j.scitotenv.2006.11.022.

Carpenter P.J, Kaufmann R.S, Price B, 1990. Use of Resistivity Soundings to Determine Landfill Structure. *Groundwater*, 28, 569-575.

Carpenter PJ, Calkin SF, Kaufmann RS, 1991. Assessing a fractured landfill cover using electrical resistivity and seismic refraction techniques. *Geophysics*, 56, 1896-1904.

Carrera J, Neuman S.P, 1986. Estimation of Aquifer Parameters Under Transient and Steady State Conditions: 1. Maximum Likelihood Method Incorporating Prior Information. *Water Resources Research*, 22, 199-210.

Cerveny V, Soares J, 1992. Fresnel volume ray tracing. Geophysics, 57, 902-915.

Chaiwonga S, Sthiannopkao S, Supanpaiboon W, Chuenchoojit S, Pupatwibul K, Poodendaen C, 2012. Urinary cadmium concentrations in a population downstream: from a zinc mining area in Mae Sot District, Tak Province, Thailand. *Environmental Geochemistry and Health*, 35, 69-78.

Chalikakis K, 2006. Application de méthodes géophysiques pour la reconnaissance et la protection des ressources en eau dans les milieux karstiques. Thèse de Doctorat, Université Paris VI. 212 p

Chalikakis K, Nielsen M.R, Legchenko A, Hagensen T.F, 2009. Investigation of sedimentary aquifers in Denmark using the magnetic resonance sounding method (MRS). *Comptes Rendus Geoscience*, 341, 918-927.

Chambers JE, Meldrum PI, Ogilvy RD, Wilkinson PB, 2005. Characterization of a NAPL-contaminated former quarry site using electrical impedance tomography. *Near Surface Geophysics*, 3, 79-90.

Chaponnière A, 2005. Fonctionnement hydrologique d'un bassin versant montagneux semiaride : Cas du bassin versant du Rehraya (Haut Atlas marocain). Thèse de doctorat, Institut National Agronomique Paris-Grignon.

Cheng H, Hu Y, Luo J, Xu B, Zhao J, 2008. Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems. *Journal of Hazardous Materials*, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.10.070.

Cherubini C, 2008. A Modeling Approach for the Study of Contamination in a Fractured Aquifer. *Geotechnical* and Geological *Engineering*, 26, 519-533, DOI 10.1007/s10706-008-9186-3.

Chiang W, Kinzelbach W, 2001. 3D-groundwater modeling with PMWIN. Springer Hong Kong. 290.

Cidu R, Biddau R, Fanfani L, 2009. Impact of past mining activity on the quality of groundwater in SW Sardinia (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 100, 125-132.

Cidu R, 2010. Mobility of aqueous contaminants at abandoned mining sites: insights from case studies in Sardinia with implications for remediation. *Environmental Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-010-0874-y.

Cidu R, Frau F, Da Pelo S, 2011. DrainageatAbandoned mine sites: natural attenuation of contaminants in different seasons. *Mine Water and the Environment*, 30, 113-126.

Clément T.P, 1998. A modular computer code for simulating reactive multispecies transport in 3-Dimensional Groundwater Aquifers. the U.S. Department of Energy By Battelle Memorial Institute.

Collon P, Fabriol R, Buès M, 2006. Modelling the evolution of water quality in abandoned mines of the Lorraine Iron Basin. *Journal of Hydrology*, 328, 620-634.

Compos D, 2004. Une étude de caractérisation de la structure interne d'une halde à stériles par méthodes géophysiques. Maitrise es sciences appliquées (génie minéral), Ecole polytechnique de Montréal.

Costa F, Oliveira L.A, Baliga B. R, Sousa A. C. M, 2004. Simulation of coupled flows in adjacent porous and open domains using acontrol-volume finite-element method. Numerical Heat Transfer, Part A: Applications: An *International Journal of Computation and Methodology*, 45, 7.

Courbet C, 2009. Etude de l'évolution d'une pollution industrielle aux solvants chlorés dans une une nappe alluviale. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, 460p.

Courtin-Nomade A, Grosbois C, Bril H, Roussel C, 2005. Spatial variability of arsenic in some iron-rich deposits generated by acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, 20, 383-396.

Custis K, 1994. Application of geophysics to acid mine drainage investigations. Western Governor's Association, No. X-820497-01-0.

Da Silva E.F, E. Fonseca EC, Matos J.X, Patinha C, Reis P, Oliveira J.M, 2005. The effect of unconfined mine tailings on the geochemistry of soils, sediments and surface waters of the lousal area (Iberian Pyrite Belt, Southern Portugal). *Land Degradation and Development*, 16, 213-228, DOI: 10.1002/ldr.659.

Dahlin T, Zhou B, 2004. A numerical comparison of 2D resistivity imaging using ten electrode arrays. *Geophysical Prospecting*, 52, 379-398.

Daniels J, Roberts R, Vendl M, 1995. Ground penetrating radar for the detection of liquid contaminants. *Journal of Applied Geophysics*, 33, 195-207.
Davies H, Weber P, Lindsay P, Craw D, Pope J, 2011. Characterisation of acid mine drainage in a high rainfall mountain environment, New Zealand. *Science of the Total Environment*, 409, 2971-2980.

De Carlo L, Perri M.T, Caputo M.C, Deiana R, Vurro M, Cassiani G, 2013. Characterization of a dismissed landfill via electrical resistivity tomography and mise-à-la-masse method. *Journal of Applied Geophysics*, 98, 1-10.

De Franco R, Biella G, Tosi L, Teatini P, Lozej A, Chiozzotto B, Giada M, Rizzetto F, Claude C, Mayer C, Bassan V, Gasparetto-Stori G, 2009. Monitoring the saltwater intrusion by time lapse electrical resistivity tomography: The Chioggia test site (Venice Lagoon, Italy). *Journal of Applied Geophysics*, 69, 117-130.

Delgado J, Sarmiento A. M, Condesso M. T, Nieto J. M, 2009. Environmental Impact of Mining Activities in the Southern Sector of the Guadiana Basin (SW of the Iberian Peninsula). *Water, Air and Soil Pollution*, 199, 323-341, DOI 10.1007/s11270-008-9882-x.

Denimal S, Nicolas T, Barbecot L, Dever L, 2002. Leaching of coal-mine tips (Nord-Pas de-Calais coal basin, France) and sulphate transfer to the chalk aquifer: example of acid mine drainage in a buffered environment. Environmental Geology, 42, 966-981.

Deschaine L.M, Lillys T.P, Pintér J.D, 2013. Groundwater remediation design using physicsbased flow, transport, and optimization technologies. *Environmental Systems Research*, 2, 6.

Devos K.J, Pehme P, and Greenhouse J.P, 1997. Ground geophysical surveys for mine wastes. In Proceedings of Exploration '97, Fourth Decennial International Conference on Mineral Exploration, ed. A.G. Gubbins, 917-26. Toronto: Prospectors and Developers Association of Canada.

Dhakate R, Chowdhary D.K, Gurunadha Rao V.V.S, Tiwary R.K, Amlendu Sinha, 2012. Geophysical and geomopholigical approach for locating groundwater potential zones in Sukinda chromite mining area. *Environmental Earth Sciences*, 66, 2311-2325.

Dwyer S.F, 2003. Water balance measurements and computer simulations of landfill covers. PhD Diss, Univ of New Mexico, Albuquerque, NM, USA.

Ebraheem M.W, Bayless E.R and Krothe N.C, 1990. A study of acid mine drainage using earth resistivity measurements. *Groundwater*, 28, 361-368.

El Adnani M, Ait Aoughrous A, Yacoubi Khebiza M, El Gharmali A, Sbai M, Errouane A, Loukili Idrissi L, Nejmeddine A, 2007. Impact of mining wastes on the physicochemical and biological characteristics of groundwater in a mining area in marrakech (Morocco). *Environmental Technology*, 28, 71-82.

El Adnani M, Rodriguez-Maroto J.M, Sbai M.L, Idrissi Loukili L, Nejmeddine A, 2007. Impact of a polymetallic mine (Zn, Pb, Cu) residues on surface water, sediments and soils at the vicinity (Marrakech, Morocco). *Environmental Technology*, 28, 969-985.

El Adnani M, 2008. Evaluation du comportement à long terme des résidus des mines de Hajjar et de Draa Sfar (Marrakech, Maroc) et de leurs impacts sur les écosystèmes avoisinants. Thèse de doctorat, université Cadi Ayyad.

El Gharmali A, Rada A, El Adnani M, Tahlil N, El Meray M, Nejmeddine A, 2004 Impact du drainage minier acide sur les écosystèmes aquatiques superficiels dans la région de Marrakech, Maroc. *Environmental. Technology*, 25,1431-1442.

El Gharmali A, 2005. Impact des résidus miniers et des eaux résiduaires sur la contamination métallique des écosystèmes aquatiques et terrestres de la région de Marrakech, Maroc. Thèse d'État, Université Cadi Ayyad, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech, 212p.

El Goumi N, Jaffal M, Kchikach A, Manar A, 2010. Apport de la gravimétrie à l'étude de la structure du bassin du Haouz (Maroc). *Estudios Geológicos*, 66, 181-191, Doi:10.3989/egeol.40051.082.

El Harti A, Bannari A, Bachaoui E, Aarab E, Girouard G, El Ghmari A, 2004. Synergie entre la télédétection multispectrale et les données de terrain pour la conception d'un nouveau modèle géodynamique d'ouverture du bassin paléozoïque des Jebilet centrales (Maroc). *Compte Rendu Geoscience*, 336, 1311-1320.

El Mandour A, 1990. Actualisation des connaissances hydrogéologiques du massif des Jebiletes, Meseta Occidentale. Thèse 3<sup>ème</sup> cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.

Elango L, Brindha K, Kalpana L, Sunny F, Nair R.N, Murugan R, 2012. Groundwater flow and radionuclide decay-chain transport modeling around a proposed uranium tailings pond in India. *Hydrogeology Journal*, 20, 797-812.

Equeenuddin M.D, Tripathy S, Saho P.K, Panigrahi M.K, 2010. Hydrogeochemical characteristics of acid mine drainage and water pollution at Makum Coalfield, India. *Journal of Geochemical Exploration*, 105, 75-82.

Fahs H, 2010. Identifaication des parameters par approche inverse pour la simulation de l'hydrodynamique en milieu fractures. Thèse de Doctorat, Université Strasbourg VI. 213p.

Farid A, Jadoon K, Akhter G, Iqbal MA, 2012. Hydrostratigraphy and hydrogeology of the western part of Maira area, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan: a case study by using electrical resistivity, *Environmental Monitoring* and *Assessment*, DOI 10.1007/s10661-012-2720-z.

Farid I, Zouari K, Abid K, Ayachi M, 2012. Hydrogeochemical investigation of surface and groundwater composition in an irrigated land in Central Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 78, 16-27.

Frempong E.M, Yanful E.K, 2006. Chemical and mineralogical transformations in three tropical soils due to permeation with acid mine drainage. *The Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 65, 1115-1121.

Gandy C.J and Younger P.L, 2008. Predicting long-term contamination potential of perched groundwater in a mine-waste heap using a random-walk method. *Hydrogeology Journal*, 16, 447-459.

Garavan C, Breen J, Moles R, O'Regan B, 2008. A case study of the health impacts in an abandoned lead mining area, using children's blood lead levels. *International Journal Mining Reclamation Environement*, 22, 265-284, Doi 10.1080/17480930802109885.

Gelhar L. W, Welty C, Rehfeldt K.R, 1992 A critical review of data on field scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, 28, 1955-1974.

Gemail K.S, El-Shishtawy A.M, El-Alfy M, Ghoneim M.F, Abd El-Bary M.H, 2011. Assessment of aquifer vulnerability to industrial waste water using resistivity measurements. A case study, along El-Gharbyia main drain, Nile Delta, Egypt. *Journal of Applied Geophysics*, 75, 140-150.

Gemici U, 2004. Impact of acid mine drainage from the abandoned Halikoy Mercury Mine(Western Turkey)on surface and groundwaters. *The Bulletin of Environmental Contamination and* Toxicology, 72, 482-489.

Genelle F, Sirieix C, Riss J, Naudet V, 2012. Monitoring landfill cover by electrical resistivity tomography on an experimental site. *Engineering Geology*, 145-146.

Ghoraba S.M., Zyedan B.A, Rashwan I.M.H, 2013. Solute transport modeling of the groundwater for quaternary aquifer quality management in Middle Delta, Egypt. *Alexandria Engineering Journal*, 197-207.

Gilchrist S, 2008. Acid mine drainage in small watershed in the Hudson river drainage basin: geochemistry/degradation of soil, sediment and water quality, Rutgers University, PhD dissertation.

Gilchrist S, Gates A, Szabo Z, Lamothe P.L, 2009. Impact of AMD on water quality in critical watershed in the Hudson River drainage basin: Phillips Mine, Hudson Highlands, New York. *Environmental Geology*, 57, 397-409.

Giri S, Singh G, Gupta S.K, Jha V.N, Tripathi R.M, 2010. An Evaluation of Metal Contamination in Surface and Groundwater around a Proposed Uranium Mining Site, Jharkhand, India. *Mine Water and the Environement*, 29, 225-234 ,Doi: 10.1007/s10230-010-0107-3.

Giudici M, Margiotta S, Mazzone F, Negri S, Vassena C, 2012. Modelling hydrostratigraphy and groundwater flow of a fractured and karst aquifer in a Mediterranean basin (Salento peninsula, southeastern Italy). *Environmental Earth Sciences*, 67, 1891-1907, Doi : 10.1007/s12665-012-1631-1.

Gödeke S, 2011. Simulation of groundwater mounding at a West Australian mine site. *Environmental Earth Sciences*, 64, 1363-1373, DOI 10.1007/s12665-011-0961-8.

Gomes C. J. B, Mendes C. A. B, Costa J. F. C. L, 2011. The Environmental Impact of Coal Mining: A Case Study in Brazil's Sangão Watershed. *Mine Water and the Environment*, 30, 159-168.

Gómez-Ortiz D, Martín-Velázquez S, Martín-Crespo, De Ignacio-San José C and Lillo J, 2010. Application of electrical resistivity tomography to the environmental characterization of abandoned massive sulphide mine ponds (Iberian Pyrite Belt, SW Spain). *Near Surface Geophysics*, 8, 65-74. Doi: 10.3997/1873-0604.2009052.

Gouzrou A, 1992. Caractérisation des points d'eau réalisés dans les Jebilet. Agence de Bassin Hydraulique de Tensift.

Grangeia C, Ávila P, Matias M, Ferreira da Silva E, 2011. Mine tailings integrated investigations: The case of Rio tailings (Panasqueira Mine, Central Portugal). *Engineering Geology*, 123, 359-372.

Grellier S, 2005. Suivi hydrologique des centres de stockage de déchet-bioreacteurs par mesures geophysiques. Thèse de Doctorat, Université Paris VI. 243p.

Grellier S, Guérin R, Robain H, Bobachev A, Vermeersch F and Tabbagh A, 2008. Monitoring of Leachate Recirculation in a Bioreactor Landfill by 2-D Electrical Resistivity Imaging. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 13, 4.

Guérin R, 2004. Contribution à l'hydrogéophysique. HDR, Université Paris VI. 262 p.

Guérin R, Bégassat P, Benderitter Y, David J, Tabagh A, Thiry M, 2004. Geophysical study of the industrial waste land in Mortagne-du-Nord (France) using electrical resistivity. *Near Surface Geophysics*, 3, 137-143.

Guessous A, 1996. Exploration géophysique par sondages électriques de l'aquifère des Jebilet. Thèse d'État, Université Cadi Ayyad, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech.

Hakkou R, Wahbi M, Bachnou A, Elamari K, Hanich L, Hibti M, 2001. Impact de la décharge publique de Marrakech (Maroc) sur les ressources en eau. The *Bulletin* of *Engineering Geology* and the Environment, 60, 325-336.

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B, 2005. Environmental characterization of the abandoned Kettara mine wastes (Morocco). Post Mining Symposia, Nancy (France), GISOS, 16-18 November 2005. [sur CD Rom].

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B, 2006a. Minéralogie secondaire associée au drainage minier acide du site abandonné de Kettara. Communication orale au 1er congrès international sur les Mines : Exploration, Exploitation et impact Environnemental (M3E). Bouznika 14 et 15 Avril 2006.

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B, 2006b. Évaluation de la qualité des eaux de ruissellement dans la mine abandonnée de Kettara (Maroc). Communication orale au Congrès International sur le thème: Gestion Intégrée des Ressources en Eaux et Défis du Développement Durable (GIRE3D), Marrakech les 23, 24 et 25, 2006. [sur CD Rom].

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B, 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1 environmental characterization. *Mine Water and the Environment*, 27, 145-159.

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B, 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2 mine waste geochemical behavior. *Mine Water and the Environment*, 27, 160-170.

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B, 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water and Environement*, 28, 206-218.

Hansen N, 2006. The CMA Evolution Strategy: A Comparing Review. *Studies in Fuzziness and Soft Computing*, 192, 75-102.

Harbaugh A, Banta E, Hill M, McDonald M, 2000. MODFLOW-2000, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-User Guide to Modularization Conceptsand the Ground-Water Flow Process. Open-file Report. U. S. Geological Survey, 134-290.

Hattouti M, 1990. Etude gravimetrique et magnetique des amas sulfures viseens de la region de marrakech (maroc). Documents et travaux centre geologique et geophysique. Université des Sciences et Techniques du Languedoc.

He L, Huang G, Zeng G.M, Lu H.W, 2008. An integrated simulation, inference, and optimization method for identifying groundwater remediation strategies at petroleum-contaminated aquifers in western Canada. *Water Research*, 42, 2629 – 2639.

Heikkinen PM, Korkka-Niemi K, Lahti M, Salonen V-P, 2002. Ground water and surface water contamination in the area of the Hitura nickel mine, Western Finland. *Environmental Geology*, 42, 313-329.

Homp M.R, Logan J.D, 1997. Contaminant Transport in Fractured Media with Sources in the Porous Domain. *Transport in Porous Media*, 29,341-353.

Huvelin P, 1977. Etude géologique et gîtologique du massif hercynien des Jebiletes (Maroc occidentale). Notes et Me´moires du Service Géologique du Maroc, 232 bis, p 307.

Iskandar I, Koike K, 2010. Distinguishing potential sources of arsenic released to groundwater around a fault zone containing a mine site. *Envirnomrntal Earth Sciences*, Doi : 10.1007/s12665-010-0727-8.

Jansen S, 2010. Parameter investigation for subsurface tomography with refraction seismic data. Master Thesis in Geophysics, Niels Bohr Institute, University of Copenhagen

Kania J, Rozanski K, Witczak S, Zuber A, 2006. On conceptual and numerical modeling of flow and transport in groundwater with the aid of tracers: a case study. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 69, 199-208.

Keith DC, Runnells DD, Esposito KJ, Chermak JA, Levy DB, Hannula SR, Watts M, Hall L, 2001. Geochemical models of the impact of acidic groundwater and evaporative sulfate saltsonBoulderCreekatIronMountain, California. *Applied Ceochemistry*, 16, 947-61.

Keller G.V, Frischknecht F.C, 1996. Electrical Methods in Geophysical Prospecting. Pergamon Press, New York, 527 p

Khalil K, Hanich L, Bannari A, Zouhri L, Pourret O, Hakkou R, 2013. Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical* Exploration, 125, 117-129.

Khire M.V, Benson C.H, Bosscher P.J, 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical* and Geoenvironmental *Engineering*, 125, 518-527.

Knödel K, 2007. Magnetic Methods. Environmental Geology, 161-184.

Kumar S; Muttan S, 2006. PCA-based image fusion. Proc. SPIE 6233, Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery XII, 62331T; Doi:10.1117/12.662373.

Kuniansky EL, 2005. US Geological Survey karst interest group. Proceedings, USGS Scientific Investigations Report, 296 p.

Langevin C.D, Guo W, 2006. MODFLOW/MT3DMS–Based Simulation of Variable-Density Ground Water Flow and Transport. *Groundwater*, 44, 339-35, Doi: 10.1111/j.1745-6584.2005.00156.

Larocque M, Banton O, Ackerer P, Razack M, 1999. Determinig Karst Transmissivities with Inverse Modelling and an Equivalent Porous Media. *Ground Water*, 37, 6.

Lecomte I, Gjoystdal H, Dahle A, Pedersen O. C, 2000. Improving modeling and inversion in refraction seismics with a first-order Eikonal solver. *Geophysical Prospecting* 48, 437-454.

Lee C.H, Lee H.K, Lee J.C, 2001. Hydrogeochemistry of mine, surface and groundwaters from the Sanggok mine creek in the upper Chungju Lake, Republic of Korea. *Environmental Geology*, 40, 4-5.

Legchenko A, Beauce A, Guillen A, Valla P, Bernard J, 1997. Natural variations in the magnetic resonance signal used in PMR groundwater prospecting from the surface: *European Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 2, 173-190.

Legchenko A, Shushakov O.A, 1998. Inversion of surface NMR data. Geophysics, 63, 75-84.

Legchenko A, Baltassat J.M, Bobachev A, Martin C, Robain H, Vouillamoz J.M, 2004. Magnetic resonance sounding applied to aquifer characterization. *Groundwater*, 42, 363-373.

Lemière B, 2001. Guide sur le comportement des pollutants dans les sols et les nappes. BRGM/RP-50662-FR.

Lemieux J.M, Therrien R, Kirkwood D, 2005. Small scale study of groundwater flow in a fractured carbonate-rock aquifer at the St-Eustache quarry, Qu'ebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 14, 603-612.

Lenk S, Wisotzky F, 2010. Chemical modelling of the groundwater composition in aquifers affected by lignite mine dumps discharge (surface mine Inden,Germany). Environmental Earth Sciences, 62, 581-591, Doi 10.1007/s12665-010-0549-8

Lghoul M, Teixidó T, Pena J.A, Hakkou R, Kchikach A, Guérin R, Jaffal M, Zouhri L, 2012. Electrical and seismic tomography used to image the structure of a tailings pond at the abandoned Kettara mine, Morocco. *Mine Water and the Environment*, 31, 53-61.

Loke M. H, 2004. (PDF) Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys. www.geoelectrical.com.

Loke MH, Barker RD, 1996. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-Newton method. *Geophyical Prospecting*, 44, 131-152.

Loke M. H, Acworth I, Dahlin T, 2003. A comparison of smooth and blocky inversion methods in 2D electrical imaging surveys. *Exploration Geophysics*, 34, 182-187, doi:10.1071/EG03182.

Lopes D, Silva S, Fernandes F, Teixeira R.S, Celligoi A, Dall'Antônia L.H, 2012. Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill e Londrina (PR e Brazil). *Journal of Environmental Management*, 113, 481-487.

Luís A. T, Teixeira P, Almeida S. F. P, Ector L, Matos J. X, Ferreira da Silva E. A, 2009. Impact of Acid Mine Drainage (AMD) on Water Quality, Stream Sediments and Periphytic Diatom Communities in the Surrounding Streams of Aljustrel Mining Area (Portugal). *Water Air Soil and Pollution*, 200, 147-167, Doi : 10.1007/s11270-008-9900-z.

Luo Q, Wu J, Sun X, Yang Y, Wu J, 2012. Optimal design of groundwater remediation systems using a multi-objective fast harmony search algorithm. *Hydrogeology Journal*, 20, 1497-1510.

Maier O.W, El Hakkour A, 1984. Les amas sulfurés volcano-sédimentaires des Jebilet centrales. Journées Nationales du Soufre, Rabat 11-12 octobre 1984.

Malmström M.A, Berglund S, Jarsjo J, 2008. Combined effects of spatially variable flow and mineralogy on the attenuation of acid mine drainage in groundwater. *Applied Geochemistry* 23, 1419-1436.

Maramba N, Reyes J.P, Francisco-Rivera A.T, Panganiban R, Dioquino C, Dando N, Timbang R, Akagi H, Castillo M.T, Quitoriano C, Afuang M, Matsuyama A, Eguchi T, Fuchigami Y, 2006. Environmental and human exposure assessment monitoring of communities near an abandoned mercury mine in the Philippines: A toxic legacy. *Journal of Environmental Management*, 81, 2135-145.

Marcoux E, Belkabir A, Gibson H.L, Lentz D, Ruffet G, 2008. Draa Sfar, Morocco: A Visean (331 Ma) pyrrhotite-rich, polymetallic volcanogenic massive sulphide deposit in a Hercynian sediment-dominant terrane. *Ore Geology Reviews*, 33, 307-328.

Mares S, Kelly W.E, Blecha V, Dohnal J, Jane Z, 1993. Geophysics for detection of longterm physic-chemical processes in landfills. In proceedings of the Fourth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, 1237-1246

Martín-Crespo T, De Ignacio-San JoseC, Gómez-Ortiz D, Marti9n-Velázquez S, Lillo-Ramos J, 2010. Monitoring study of the mine pond reclamation of Mina Concepción, Iberian Pyrite Belt (Spain). *Environmental Earth Science*, 59, 1275-1284.

Martín-Crespo T, Martín-Velázquez S, Gómez-Ortiz D, De Ignacio-San José C, Lillo-Ramos J, 2011. A Geochemical and Geophysical Characterization of Sulfide Mine Ponds at the Iberian Pyrite Belt (Spain). *Water, Air, & Soil Pollution*, 217, 387-405.

Martín-Crespo T, Gómez-Ortiz D, Martínez-Pagán P, De Ignacio-San José C, Martín-Velázquez S, Lillo J, Faz A, 2012. Geoenvironmental characterization of riverbeds affected by mine tailings in the Mazarrón district (Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 119-120, 6-16.

Martínez-Pagán P, Faz-Cano A, Aracil E, Arocena JM, 2009. Electrical resistivity imaging revealed the spatial properties of mine tailing ponds in the Sierra Minera of southeast Spain. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, 14, 63-76.

Martínez-Pagán P, Gómez-Ortiz D, Martín-Crespo D, Manteca J.I, Rosique M, 2013. The electrical resistivity tomography method in the detection of shallow mining cavities. A case study on the Victoria Cave, Cartagena (SE Spain). *Engineering Geology*, 156, 1-10.

Maya AL, Loucks MD, 1995 Solute and isotopic geochemistry and groundwater flow in the Central Wasatch Range, Utah. *Journal of Hydrology*, 172, 31-59.

McLaren R.G, Sudicky E.A, Park Y.J, Illman W.A, 2012. Numerical simulation of DNAPL emissions and remediation in a fractured dolomitic aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 136-137, 56-71.

Mele M, Bersezio R, Giudici M, 2012. Hydrogeophysical imaging of alluvial aquifers: electrostratigraphic units in the quaternary Po alluvial plain (Italy). The *International Journal of Earth Sciences*, 101, 2005-2025, DOI 10.1007/s00531-012-0754-7.

MEND, 1996. Application of geophysics to Acid Mine Drainage investigations. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.

MEND, 2001. MEND Manual, Volume 4 – Prevention and Control. Report 5.4.2d. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada. http://www.mend-nedem.org/reports/files/5.4.2d.pdf.

Merkel RH, 1972. The use of Resistivity Techniques to delineate Acid Mine Drainage in groundwater. *Groundwater*, 10, 38-25.

Mermillod-Blondin R, 2005. Influence des propriétés superficielles de la pyrite sur la rétention de molécules organiques soufrées : application à la désulfuration des résidus miniers. Thèse de doctorat en Géosciences de l'environnement, Institut National Polytechnique de Lorraine, 308p.

Minkowycz W.J, Abraham J.P, Sparrow E.M, 2009. Numerical simulation of laminar breakdown and subsequent intermittent and turbulent flow in parallel-plate channels: Effects of inlet velocity profile and turbulence intensity. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 52, 17-18.

Monjerezi M, Vogt R.D, Gebru A.G, Saka J.D.K, Aagaard P, 2012. Minor element geochemistry of groundwater from an area with prevailing saline groundwater in Chikhwawa, lower Shire valley (Malawi). *Physics and Chemistry of the Earth*, 50-52, 52-6.

Morsy M, Rashed M, 2012. Integrated magnetic, gravity, and GPR surveys to locate the probable source of hydrocarbon contamination in Sharm El-Sheikh area, south Sinai, Egypt. *Journal of Applied Geophysics*, 88, 131-138.

Naja G.M, Rivero R, Davis III S.E, Van Lent T, 2011. Hydrochemical Impacts of Limestone Rock Mining. *Water, Air, and Soil Pollution*, 217, 95-104, DOI 10.1007/s11270-010-0570-2

Nasab N, Hojat A, Kamkar-Rouhani A, Javar HA, Maknooni S, 2011. Successful use of geoelectrical surveys in Area 3 of the Gol-e-Gohar iron ore mine, Iran. *Mine Water and the Environment*, 30, 208-213.

Neves O, Matias M. J, 2008. Assessment of groundwater quality and contamination problems ascribed to an abandoned uranium mine (Cunha Baixa region, Central Portugal). *Environmental Geology*, 53, 1799-1810. DOI 10.1007/s00254-007-0785-8.

Nielsen M.R, Hagensen T.F, Chalikakis K, Legchenko A, 2011. Comparison of transmissivities from MRS and pumping tests in Denmark. *Near Surface Geophysics*, 9, 211–223, Doi: 10.3997/1873-0604.2010071.

Nobes D. C, Armstrong M. J, & Close M. E, 2000. Delineation of a landfill leachate plume and flow channels in coastal sands near Christchurch, New Zealand, using a shallow electromagnetic survey method. *Hydrogeology Journal*, 8, 328-336.

Oinam J.D, Ramanathan AL, Singh G, 2012. Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphal and Thoubal district of Manipur, India. *Journal of Asian Earth Sciences*, 48, 136-149.

Oldenburg D.W. and Li, Y, 1994. Inversion of induced polarization data. *Geophysics*, 59, 1327-1341.

Olías M, Moral F, Galván L, Cerón J.C, 2012. Groundwater contamination evolution in the Guadiamarand Agrio aquifers afterthe Aznalcóllarspill:assessment and environmental implications. *Environmental Monitoring and* Assessment, 184, 3629-3641.

OMS. 2004. Guideline for Drinking Water Quality, Recommendations, 3rd ed., Vol. 1, World Health Organization, Geneva.

Osazuwa I.B, Chinedu A.D, 2008. Seismic refraction tomography imaging of highpermeability zones beneath an earthen dam, in Zaria area, Nigeria. *Journal of Applied Geophysics*, 66, 44-58.

Ouakibi O, Loqman S, Hakkou R, Benzaazoua M, 2013. The potential use of phosphatic limestone wastes in the passive treatment of AMD: a laboratory study. *Mine Water and the Environment*, 32, 266-277.

Oufline R, 2006. L'environnement des mines abandonees situées dans le bassin versant du Tensift : cas de la mine de Sidi Bou Otmane. Rapport stage de master.

Pankow J.F, Johnson R.L, Hewetson J.P, Cherry J.A, 1986. An evaluation of contaminant migration patterns at two waste disposal sites on fractured porous media in terms of the equivalent porous medium (EPM) model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1, 65-76.

Park YH, Doh SJ, Yun ST, 2007. Geoelectric resistivity sounding of riverside alluvial aquifer in an agricultural area at Buyeo, Geum River watershed, Korea: an application to groundwater contamination study. *Environmental Geology*, 53, 849-859, DOI 10.1007/s00254-007-0698-6.

Peña J.A, Manteca J.I, Pedro Martínez-Pagán, Teresa Teixidó 2013. Magnetic gradient map of the mine tailings in Portman Bay (Murcia, Spain) and its contribution to the understanding of the bay infilling process. *Journal of Applied Geophysics*, 95, 115-120.

Pickens J.F, Grisak J.E, 1981. Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research*, 17, 1191-1211, Doi: 10.1029/WR017i004p01191.

Piper A.M, 1994. A graphic procedure in geochemical interpretation of water analyses. *American Geophysical Union Transactions*, 25, 914-923.

Placencia-Gòmez E, Parviainen A, Hokkanen T, Loukola-Ruskeeni-emi K (2010) Integrated geophysical and geochemical study on AMD generation at the Haveri Au–Cu mine tailings, SW Finland. *Environmental Earth Sciences*, 61, 1435-1447.

Plumlee G. S, Smith K. S, Ficklin W. H, Briggs P. H, 1992. Geological and geochemical controls on the composition of mine drainages and natural drainages in mineralized areas. Proceeding presented at the 7th International Water-Rock Interaction Conference, Park City, Utah.

Poisson J, Chouteau M, Aubertin M, Campos D, 2009. Geophysical experiments to image the shallow internal structure and the moisture distribution of a mine waste rock pile. *Journal of Applied Geophysics*, 67, 179-192.

Porsani J.L, Filho W.M, Elis V.R, Shimeles F, Dourado J.C, Moura H.P, 2004. The use of GPR and VES in delineating a contamination plume in a landfill site: a case study in SE Brazil. *Journal of Applied Geophysics*, 55, 199-209.

Qiao X, Li G, Li M, Zhou J, Du J, Du C, Sun Z, 2011. Influence of coal mining on regional karst groundwater system: a case study in West Mountain area of Taiyuan City, northern China. *Environmental Earth Sciences*, 64, 1525-1535, DOI 10.1007/s12665-010-0586-3.

Ramalho E, Carvalho J, Barbara S, Monteiro Santos F, 2009. Using geophysical methods to characterize an abandoned uranium mining site, Portugal. *Journal of Applied Geophysics*, 67, 14-33.

Ramalho E.C, Carvalho A, Rocha R, 2012. Assessment of the leachate movement in a sealed landfill using geophysical methods. *Environmental Earth Sciences*, 68, 343-354.

Rao G.T, Rao V.V.S, Ranganathan K, Surinaidu L, Mahesh J, Ramesh G, 2011. Assessment of groundwater contamination from a hazardous dump site in Ranipet, Tamil Nadu, India. *Hydrogeology Journal*, 19, 1587-1598.

Rapport du ministère de l'Energie et des Mines, 2000. Activité du Secteur Minier.

Razo I, Carrizales L, Castro J, Diaz-Barriga F, Monroy M, 2004. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 152, 129-152.

Reference Notebook, 2004. U.S. Environmental Protection Agency Abandoned Mine Lands Team. EPA, US.

Reynolds J. M, 1997. An introduction to applied and environmental geophysics. Chichester: Wiley.

Rinaldi S, 2012. Étude du devenir de la pollution d'une nappe alluviale par des solvants chlorés sur des sites industriels historiques en activité. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, 357p.

Ritz M, Robain H, Pervago E, Albouy Y, Camerlynck C, Descloitres M, and Mariko A,1999. Improvement to resistivity pseudosection modelling by removal of near-surface inhomogeneity effects: application to a soil system in south Cameroon. *Geophysical Prospecting*, 47, 85-101.

Rivard C, Delay F.R, 2004. Simulations of solute transport in fractured porous media using 2D percolation networks with uncorrelated hydraulic conductivity fields. *Hydrogeology Journal*, 12, 613-627.

Rojas R, Kahunde S, Peeters L, Batelaan P, Feyen L, Dassargues A, 2010. Application of a multimodel approach to account for conceptual model and scenario uncertainties in groundwater modeling. *Journal of Hydrology*, 394, 416-435.

Rolle M, Maier U, Grathwohl P, 2011. Contaminant Fate and Reactive Transport in Groundwater. *Dealing with Contaminated Sites*, 851-885.

Ross B, 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26, 2625-2629.

Rucker DF, Glaser DR, Osborne T, Maehl WC, 2009. Electrical resistivity characterization of a reclaimed gold mine to delineate acid rock drainage pathways. *Mine Water and the Environement*, 28, 146-157.

Sadek Y, 2012. Geochemical evolution of groundwater in Meng Xu Area, Gui Ping City, Southern China. *Procedia Engineering*, 33, 340-350.

Sainato C.M, Losinno B.N, Malleville H.J, 2012. Assessment of contamination by intensive cattle activity through electrical resistivity tomography. *Journal of Applied Geophysics*, 76, 82-91.

Samsudin A, Elwali B, Rahim A, Zuhairi W, Yaacob W, Hamzah U, 2006. Mapping of contamination plumes at municipal solid waste disposal sites using geoelectric imaging technique: Case studies in Malaysia. *Journal of Spatial Hydrology*, 6, 2.

Saravanan R, Balamurugan R, Karthikeyan M.S, Rajkumar R, Anuthaman N.G, Gopalakrishnan A, 2011. Groundwater modeling and demarcation of groundwater protection zones for Tirupur Basin – A case study. *Journal of Hydro-environment Research*, 5, 197-212.

Sarmiento A.M, Nieto J.A, Olías M, Cánovas C.R, 2009. Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*, 24, 697-714.

Scanlon B.R, Reedy RC, Keese K.E, Dwyer S.F, 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern. *USA Vadose Zone*, 4, 55-71.

Schwartz M.O, Kgomanyane J, 2008. Modelling natural attenuation of heavy-metal groundwater contamination in the Selebi-Phikwe mining area, Botswana. *Environmental Geology*, 54, 819-830, Doi : 10.1007/s00254-007-0865-9.

Schwartz M.O, 2009. Modelling groundwater contamination above the Asse 2 medium-level nuclear waste repository, Germany. *Environmental Earth Sciences*, 59, 277-286, DOI 10.1007/s12665-009-0025-5.

Schwartz M.O, 2012. Modelling groundwater contamination above a nuclear waste repository at Gorleben, Germany. *Hydrogeology Journal*, 20, 533-546, DOI 10.1007/s10040-011-0825-z.

Şengör S, Ünlü K, 2013. Modeling contaminant transport and remediation at an acrylonitrile spill site in Turkey. *Journal of Contaminant Hydrology* 150, 77-92.

Service Régional des Mines de Marrakech, 1983. Le gisement de sulfures massifs de kettara.

Singhal B.B.S, Gupta R.P, 2010. Groundwater Modeling. *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks*, Doi : 10.1007/978-90-481-8799-7.

Sitharam T.G, Sridevi J, Shimizu N, 2001. Practical equivalent continuum characterization of jointed rock masses. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences*, 437-448.

Sjödahl P, Dahlin T, Johansson S, 2005. Using resistivity measurements for dam safety evaluation at Enemossen tailings dam in southern Sweden. *Environnemental Geology*, 49, 267-273.

Smaoui H, Maqsoud A, Kaidi K, 2013. Transmissivity identification by combination of CVFEM and Evolution Strategy algorithm: Application to the Chaouia aquifer (Morocco). *Hydrogeological Process*, in press

Souaré A. T, 1988. Contribution à l'étude des amas sulfurés du district des Jebilet centrales et de leurs altérations supergènes (chapeau de fer). Comparaison avec les minéralisations sulfurées d'Agouim (Haut Atlas, Maroc). Thèse 3 ème cycle, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, 273 p.

Spitz K, Moreno J, 1996. A practical guide to groundwater and solute transport modeling, 461 p.

Sracek O, Gzyl G, Frolik A, Kubica J, Bzowski Z, Gwozdziewicz M, Kura K, 2010. Evaluation of the impacts of mine drainage from a coalwaste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland. *Environement Monitoring and Assessment*, 165, 233-254.

Sun F, Shao H, Wang W, Watanabe N, Bilke L, Yang Z, Huang Z, Kolditz O, 2012. Groundwater deterioration in Nankou—a suburban area of Beijing: data assessment and remediation scenarios. *Environment Earth Sciences*, 67, 1573-1586, Doi: 10.1007/s12665-012-1600-8.

Sundararajan N, Sankaran S, Al-Hosni T.K, 2012. Vertical electrical sounding (VES) and multi-electrode resistivity in environmental impact assessment studies over some selected

lakes: a case study. *Environmental Earth Sciences*, 65, 881-895, Doi : 10.1007/s12665-011-1132-7.

Telford W, Geldart L. P, Sheriff R. E, 2004. Applied Geophysics, 2<sup>nd</sup> Edition. Cambridge University Press.

Titov K.V, Levitski A, Konosavski P.K, Tarasov A.V, Ilyin Y.T, Buès M.A, 2005. Combined application of surface geoelectrical methods for groundwater flow modeling: A case history. *Society of Exploration Geophysicists*, 70, 5.

Toniazzo V, 1998. Approche des mécanismes d'oxydation de la pyrite par thiobacillus ferrooxidans grâce à la modélisation morpho-chimique de la surface minérale: rôle fondamental des phases superficielles oxydées = morpho-chemical modelling of mineral surface to elucidate the oxidation processes of pyrite by thiobacillus ferrooxidans : importance of superficial oxidized compounds. Thèse de doctorat, Université de Nancy.

Toto E, Zouhri L, Jgounni A, 2009. Modélisation directe et inverse de l'écoulement souterrain dans les milieux poreux. *Hydrological Sciences Journal*, 54, 327-337.

Tsanis I.K, 2006. Modeling Leachate Contamination and Remediation of Groundwater at a Landfill Site. *Water Resources Management*, 20, 109-132, Doi: 10.1007/s11269-006-4634-4.

Valente M, Gomes C, 2009. Occurrence, properties and pollution potential of environmental minerals in acid mine drainage. *Science of the total environment*, 407, 1135-1152.

Van der Lee J, 1998. Thermodynamic and mathematical concepts of CHESS. Technical Report LHM/RD/98/39.CIG, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, France.

Wanner C, Eggenberger U, Mäder U, 2012. A chromate-contaminated site in southern Switzerland – Part 2: Reactive transport modeling to optimize remediation options. *Applied Geochemistry*, 27, 655-662.

Watanabe T, Matsuoka T, Ashida Y, 1999. Seismic traveltime tomography using Fresnel volume approach, SEG Houston 1999 Meeting, Expanded Abstracts.

Williams D.J, Stolberg D.J, Currey N.A, 2006. Long-term monitoring of Kidston's « Store/Release » cover system over potentially acid forming waste rock piles. Proceedings of the 7<sup>th</sup> Intern. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD), St Louis, MO, USA, 26-30.

Yang Y.S, McGeough K.L, Kalin R.M, Dickson K.W, 2003. Numerical Modelling for Remediation of Contaminated Land and Groundwater, *Bulletin of* Environmental Contamination *and* Toxicology, 71, 729-736.

Yazicigil H, Cevat E, Ates J.S, Camur M.Z, 2009. Effects of solution mining on groundwater quality in the Kazantrona field, Ankara-Turkey: model predictions. *Environmental Geology*, 57, 157-172, DOI 10.1007/s00254-008-1291-3.

Yeh T.C, Mock P.A, 1996. A Structured Approach for Calibrating Steady-State Ground-Water Flow Models. *Groundwater*, 34, 444-450.

Yochim A, Zytner R.G, McBean E.A , Endres A.L, 2013. Estimating water content in an active landfill with the aid of GPR. *Waste Management*, 33, 2015-2028.

Younsi A, 2001. Méthodologie de mise en évidence des mécanismes de salure des eaux souterraines côtières en zone semi-aride irriguée (Chaouia Côtière). Thèse de doctorat d'état, Université Chouaib Doukkali, Faculté des Sciences El Jadida, 175 p.

Yuval D, Oldenburg W, 1996. DC resistivity and IP methods in acid mine drainage problems: results from the Copper Cliff mine tailings impoundments. *Journal of Applied Geophysics*, 34, 187-198.

Zghibi A, Zouhri L, Tarhouni J, 2011. Groundwater modelling and marine intrusion in the semi-arid systems (Cap-Bon, Tunisia). *Hydrological processes*, 25, 1822-1836.

Zhan, G, Aubertin, M, Mayer, A, Burke, H, McMullen, J, 2001. Capillary cover design for leach pad closure. SME Annual Meeting, Denver, Colorado, 1-9.

Zhang W.H, Huang Z, He L.Y, Sheng X.F, 2012. Assessment of bacterial communities and characterization of lead-resistant bacteria in the rhizosphere soils of metal-tolerant *Chenopodium ambrosioides* grown on lead–zinc mine tailings. *Chemosphere*, 87, 1171-1178.

Zhao H, Xia B, Qin J, Zhang J, 2012. Hydrogeochemical and mineralogical characteristics related to heavy metal attenuation in a stream polluted by acid mine drainage: A case study in Dabaoshan Mine, China. *Journal of Environmental Sciences*, 24, 979-989.

Zheng C, Wang P, 1999. MT3DMS, A modular three-dimensional multi-species transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, documentation and user's guide. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Contract Report SERDP-99-1, Vicksburg, MS, USA. 95, 290.

Zobrist J, Sima M, Dogaru D, Senila M, Yang H, Popescu C, Roman C, Bela A, Frei L, Dold B, Balteanu D, 2009. Environmental and socioeconomic assessment of impacts by mining activities—a case study in the Certej River catchment, Western Carpathians, Romania. *Environmental Science and Pollution Research*, 16, S14-S26, Doi: 10.1007/s11356-008-0068-2.

# ANNEXES

# Annexe 1. Sondages carottés (BRPM 2004)

Sondage	profon	deur	Lithologie
S17bis	0	45	Distuctif
S17bis	40	45	Schistes broyés oxydé,
S17bis	45	48	Schistes broyés à oxydes ferrugineux,
S17bis	48	49,7	Schiste broyés à pyrites noir probable (récupération en carotte pratiquement nulle)
S17bis	49,7	50,3	zone de passage pyrite noir
S17bis	50,3	58	Enclaves schisteuses à pyrrhotines et mouches disséminé de chalcopyrites et quartz de concrétions de pyrites jaune
S17bis	58	61,4	Schistes broyés et gabbros à présence de quartz imrégnation de pyrrhotines et mouches de chalcopyrites ,
S17bis	61,4	62,6	Schistes broyés et gabbros à filet de quartz pyrrhotines avec sidéroses pyrite et mouches de chalcopyrite
S17bis	62,6	64,5	Schistes broyés et gabbros avec légére imprégnation de pyrrotine et mouches de chalcopyrites,
S17bis	64,5	66,5	Schistes gris-noir à pyrrhotine avec belles marbrures de chalcopyrites et plus rarement de pyrites jaunes et abandantes mouchetures de pyrites noire
S17bis	66,5	70,9	schistes gris-noir à pyrites chalcopyrites et quartz,
S17bis	70,9	72,75	Gabbro gris-clair
S17bis	72,75	74,8	Shistes gris-noir

KT104	0	40	Manque de caisse
			Pélites noires peu chlorotisé fracturé à broyé par endroit avec traces de
KT104	40	44,2	pyrite(placage)
KT104	44,2	45,3	Dyke chlorotisé à veinules de calcite+quartz
			Pélites noiress peu chlorotisé fracturé à broyé par endroit avec traces de
KT104	45,3	60,8	pyrite(placage)
KT104	60,8	60,9	Dyke vert traversé par une faille de quartz+mouche de pyrite
			Pélites noires peu chlorotisé fracturé à broyé par endroit avec traces de
KT104	60,9	78,5	pyrite(placage)
KT104	78,5	79,5	Zone de broyage
			Pélites noires peu chlorotisé fracturé à broyées par endroit avec traces de
KT104	79,5	90,5	pyrite(placage)
			Zone très fracturé à broyée avec brèche à quartz+Pélites noires et
KT104	90,5	97,4	vert+calcite+chlorite avec trace de pyrite
KT104	97,4	98	Zone de broyage zone de faille
			Zone très fracturé à broyé avec brèche à quartz+Pélites noires et
KT104	98	99	vert+calcite+chlorite avec trace de pyrite
			Pélites noires peu chlorotisé fracturé à broyé par endroit avec traces de
KT104	99	101,9	pyrite(placage)
			Pélites noires à niveaux silteux brèchifiée fracturée par endroit avec veine de quartz
KT104	101,9	109,8	blanc +carbonate+oxyde qui est parallele à l'axe/AC
KT104	109,8	110,1	Zone de broyage zone de faille

			Pélites noires à niveaux silteux brèchifiée fracturée par endroit avec veine de quartz
KT104	110,1	111,5	blanc +carbonate+oxyde qui est parallele à l'axe/AC
KT104	111,5	114	Zone fracturé à veinules de quartz
			Pélites noires à grisâtre à niveau silteux fracturé et brèchifié par endroit chloriteux
KT104	114	118,2	avec trace de pyrite
KT104	118,2	118,8	Pélites noires à grisâtres à niveaux silteux très chlorotisé avec veinules de pyrite
			Sulfures submasifs à pyrite+pyrrhotine+traces de chalchopyrite à veinules de quartz
KT104	118,8	120,4	et fraguements de Pélite par endroit
KT104	120,4	121	Brèche hydrolique à élement de pélites+quartz+calcite+trace de pyrite
			Pélites brèchifiés fracturées par endroit à veinules de quartz dans tout les sens la
KT104	121	124,5	limite <est 65="" ac<="" ces="" contact="" est="" gris="" pélite(3cm)dont="" quartz="" th="" un="" à=""></est>
KT104	124,5	129,8	Zone fracturée à microveinules de quartz et calcite à 127.30m S0=75/AC
12/11/14	120.0	140.1	Pélites chlorotisées fracturées par endroit avec veinules de pyrite et de quartz
KT104	129,8	140,1	
K1104	140,1	141	Breche a sulfures submassifs;(pyrite+pyrrhotine+oxydes)+Pelite+quartz
K1104 I/T104	141	141,9	Breche a elements de Pelites +quartz
K1104	141,9	145,4	Zone de fracture zone de faille Délites paires à grieftres à giusses silteur fracturées et brèchifiées par endroit
KT104	1424	154.2	chloritoux avos trass de purite
K1104	145,4	134,5	Délites avec stretigraphic pérturbés zone instable avec traces, de purite et veinules de
KT104	1543	154.4	quartz par endroit
KT104 KT104	154,5	155 /	Quartz par churon Pélite à purite submassif parallele à $\Delta C$ avec des veinules de quartz et calcite
K1104	1,54,4	155,4	Pélites avec stratigraphie pérturbée zone instable avec trace, de pyrite et veinules de
KT104	1554	160.2	quartz par endroit
KT104	160.2	160,2	Pélites à veines submassives de pyrite +pyrrhotine
KT104 KT104	160.3	162	Sulfures massifs
KT104	162	162.5	Pélites brèchifiés
KT104	162.5	162.63	Sulfures massifs
KT104	162.63	162,77	Pélites brèchifiés
KT104	162.77	163.47	Sulfures massifs
KT104	163.47	163.72	Pélites brèchifiés
KT104	163.72	164.4	Sulfures massifs
KT104	164,4	165,5	Pélite brèchifié à veinule de quartz +microveinules de pyrite
KT104	165,5	167,2	Pélites grisâtres à noirâtre peu silicifié à niveau silteux fin
KT104	167,2	169,2	Dyke à grains fin à microveinules de quartz
KT104	169,2	171,2	Pélites grisâtres à noirâtre peu silicifié à niveau silteux fin
KT104	171,2	172,5	Pélite brèchifié à veinules de quartz
KT104	172,5	177	Dyke avec veinules du quartz
KT104	177	179,6	Pélites grisâtres à noirâtre peu silicifiéés à niveau silteux fin
KT104	179,6	179,8	Pélite à pyrrhotine+pyrite
KT104	179,8	181,6	Pélite brèchifié avec des passes de quartz brèchique+trace de pyrite
KT104	181,6	182,8	Sulfures massifs pyrrhotine+pyrite+oxydes
			Pélites noires à grisâtre à niveau silteux fracturée et brèchifiée par endroit chloriteux
KT104	182,8	191,4	avec traces de pyrite
KT104	191,4	192,75	Dyke borné du quartz
	100		Pélites noires à grisâtre à niveau silteux fracturé et brèchifié par endroit chloriteux
KT104	192,75	193,4	avec traces de pyrite
KT104	193,4	193,7	Zone à quartz+pyrite+calcite contact< et $> =50/AC$
	100 -	10	Pélites noires à grisâtre à niveau silteux fracturé et brèchifié par endroit chloriteux
KT104	193,7	195,4	avec trace de pyrite
КТ104	195,4	195,6	Quartz gris a élements de Pélite verdâtre
	10 -	10-	Pélites noires à grisâtre à niveau silteux fracturées et brèchifiées par endroit
KT104	195,6	196	chloriteux avec traces de pyrite

# Annexe 2. Sondages électriques réalisés (Guessous 1996)

Sondage électrique	Х	Y	Z	Epaisseur d'altérites(m)
SJ1	241050	132550	376	4,4
SJ2	241000	133550	378	24,7
SJ3	240450	134550	380	15,2
SJ4	240150	135450	390	15,3
SJ6	239400	137550	395	20
SJ7	238850	137800	397	27
SJ8	239000	138500	400	14,5
SJ9	238550	139450	420	7
SJ11	237950	141450	430	6
SJ12	237300	142300	441	11
SJ13	237150	143300	428	6,1
SJ14	240050	132650	373	18,1
SJ15	239950	133450	373	19,2
SJ16	239450	134450	375	9
SJ17	239150	135300	380	3,1
SJ18	238550	136350	400	11,1
SJ19	238550	137350	402	10,3
SJ20	238000	138400	410	19,8
SJ21	237550	139325	435	11,5
SJ23	236850	141300	450	9,7
SJ24	239075	132350	365	27
SJ26	238950	133350	371	9,7
SJ27	238500	134350	376	10
SJ28	238050	135150	392	21
SJ29	236120	140225	420	8
SJ31	235100	143050	430	9,9
SJ32	238100	132225	361	28,9
SJ33	237925	133250	361	9
SJ34	237400	134200	371	9
SJ35	237000	135075	391	18,2
SJ36	236550	136150	400	10,6
SJ37	236150	137125	391	18,2
SJ39	234900	141025	405	3,7
SJ40	237225	132300	360	17,8
SJ41	236900	133100	357	20,8

## Annexes

SJ42	236450	134100	367	27,5
SJ43	236050	134000	361	21,1
SJ44	236050	134950	372	15,8
SJ45	235550	136050	380	13,7
SJ46	235125	137000	388	4,8
SJ47	234700	137974	393	4,4
SJ48	236300	132050	352	20,5
SJ49	235900	133025	356	12
SJ50	235425	133975	359	19,9
SJ51	235075	134825	365	16,5
SJ52	234550	135925	375	23,3
SJ53	234150	136875	381	12,7

# Annexe 3. Code CMA-ES

**CMA-ES** stands for Covariance Matrix Adaptation Evolution Strategy. Evolution strategies (ES) are stochastic, derivative-free methods for numerical optimization of nonlinear or non-convex continuous optimization problems. They belong to the class of evolutionary algorithms and evolutionary computation, the code based on the Evolutionary Algorithms (EAs).

CMA-ES characterized by his capacity to converge to a global optimum without using derivatives of the objective. Also because it is well suited in particular on non-convex, non-separable, ill-conditioned, multi-modal or noisy objective functions. In addition, note that the inverse problem in groundwater flow is characterized by the identification of the large-size parameters (number of mesh node of the direct model). It is also characterized by an objective function having no analytical expression, but built from the simulation results from the hydrodynamic model. These characteristics make usually the inverse problem in groundwater flow impossible to resolve by conventional deterministic methods. This is another reason which motivated our choice on astochastic method particularly the algorithm CMA-ES algorithm.algorithm is slower compared to other algorithms (gradient-based algorithms).

ES algorithms are inspired by the evolution theory and as such they are member of the EAs class. The ESs form also a family of metaheuristics optimization with a very useful feature in EAs: self-adaptation. This feature classifies these algorithms among the most powerful EAs family.

The method was originally proposed by Ingo Rencherberg in 1965 while studying at the Technical University of Berlin (TUB). It is, as such, the first real metaheuristic and the first evolutionary algorithm, before the simulated annealing and genetic algorithms. The method was further developed during the late 1960s, mainly through the applications in hydrody namical problems like shape optimisation of a bent pipe (Lichtfuss, 1965), drag minimization of a joint plate (Rechenberg, 1965) and structure optimization of a flashing nozzle (Schwefel, 1968).

In its basic version, ES algorithm operates iteratively on set of vectors of real variables (called also"object variables") by using mutation and selection operators. The mutation step is conventionally carried out by adding to the object variables a value randomly drawn according a normal distribution (generally with mean value m = 0 and given standard deviation  $\sigma$  called also"strategy parameter"). The selection is made deterministically by choosing the best individuals, according to the scale of the objective function value.

# Annexe 4. Scatter Diagrams

Droite de corrélation - Calage hydrodynamique en régime permanent pour les différents maillages (période des hautes eaux)





Droite de corrélation - Calage hydrodynamique en régime transitoir pour le maillage de 100 m (période des hautes eaux)



Droite de corrélation - Calage hydrodynamique en régime permanent pour le maillage de 100 m (période des basses eaux)



# Annexe 5. Articles

Article 1. Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc): contribution au projet de réhabilitation

370

Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques, 57(2) 2012

## Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc): contribution au projet de réhabilitation

Meriem Lghoul<sup>1,2</sup>, Azzouz Kchikach<sup>1</sup>, Rachid Hakkou<sup>2</sup>, Lahcen Zouhri<sup>3</sup>, Roger Guerin<sup>4</sup>, Hocine Bendjoudi<sup>4</sup>, Teréza Teíxido<sup>5</sup>, José Antonio Penã<sup>5</sup>, Luis Enriqué<sup>5</sup>, Mohamed Jaffal<sup>1</sup> et Lahoucine Hanich<sup>6</sup>

<sup>1</sup>Equipe de recherche E2G, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cadi Ayyad, BP 549, 40000 Marrakech, Maroc kchikach@fstg-marrakech.ac.ma

<sup>2</sup>Chaire de recherche du CRDI (Canada) en gestion et stabilisation des rejets industriels et miniers, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc

rhakkou@fstg-marrakech.ac.ma

<sup>3</sup> HydrISE, Institut Polytechnique LaSalle Beauvais, Département Géosciences, 19 rue Pierre Waguet, BP 30313, F-60026 Beauvais Cedex, France

lahcen.zouhri@lasalle-beauvais.fr

<sup>4</sup>Université Pierre et Marie Curie-Paris 6, UMR 7619 Sisyphe, case 105, 4 Place Jussieu, F-75252 Paris Cedex 05, France roger.guerin@upmc.fr

<sup>5</sup>Instituto Andaluz de Geofísica, Area de Geofísica Aplicada, Universidad de Granada, Granada, Espagne prospeccion@iag.ugr.es

<sup>6</sup>Laboratoire de Géoressources-Unité associée au CNRST (URAC42), Faculté des Sciences et Techniques Guéliz, Avenue Abdelkrim EL Khattabi, BP 594, Marrakech

hanich@fstg-marrakech.ac.ma

Reçu le 18 juillet 2010, accepté le 12 mai 2011; la discussion concernant cet article est ouverte jusqu'au 1er août 2012

Editeur Z.W. Kundzewicz

Citation Lghoul, M., Kchikach, A., Hakkou, R., Zouhri, L., Guerin, R., Bendjoudi, H., Teíxido, T., Antonio Penã, J., Enriqué, L., Jaffal, M. et Hanich, L., 2012. Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc): contribution au projet de réhabilitation. *Hydrological Sciences Journal*, 57 (2), 370–381.

**Résumé** Les rejets sulfurés de la mine abandonnée de Kettara, située à 30 km au Nord-Nord-Ouest de Marrakech, sont directement entreposés sur un substratum schisto-gréseux fracturé. D'une superficie d'environ 16 ha, ils constituent une réelle source de pollution pour l'écosystème local en particulier à cause du Drainage Minier Acide (DMA) vers les eaux de surface et de la nappe phréatique. Le projet de réhabilitation du site minier de Kettara prévoit dans l'un de ses axes de minimiser l'effet DMA par neutralisation à l'aide de dépôts stériles riches en carbonates issus de l'extraction des phosphates de la mine de Youssoufia voisine. Ces derniers seront utilisés à la fois comme amendement des rejets miniers acides et comme couverture évapo-transpirante (barrière capillaire). Notre étude a permis d'une part, de mieux appréhender la nature et la structure du parc à résidus et de son substratum et d'autre part, de caractériser l'impact de ces résidus sur la qualité des resources en eau souterraine. Les résultats issus de cette étude vont contribuer à la réussite du projet de réhabilitation du site.

Mots clefs drainage minier acide; géophysique; hydrogéologie; impact environnemental; réhabilitation; rejets miniers; site abandonné; Kettara, Maroc

#### Geophysical and hydrogeological study of the abandoned mining site of Kettara (Marrakech, Morocco): contribution to the rehabilitation project

Abstract The sulphurated mine waste of the abandoned Kettara pyrrhotite mine, located approximately 30 km north-northwest of Marrakech, Morocco, has been deposited on a fractured schistous substratum. Over an area of about 16 ha, this mine waste threatens the local ecosystem with pollution, particularly due to the infiltration of

ISSN 0262-6667 print/ISSN 2150-3435 online © 2012 IAHS Press http://dx.doi.org/10.1080/026266667.2011.637495 http://www.tandfonline.com Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara

acid mine drainage (AMD) via surface waters towards the groundwater. As part of the rehabilitation project at the Kettara mine, it is proposed to minimize the effect of AMD by neutralization using fine sterile carbonate-rich deposits that are by-products of phosphate extraction in the neighbouring Youssoufia mine. These by-products are used both as amendement for the acidic mine waste and as a capillary barrier to allow evapotranspiration. On the one hand, our study has allowed a better understanding of the structure of the tailings pond and of the substratum, and on the other hand, it has made it possible to characterize the impact of the mine waste on groundwater quality. The results of this study will contribute to the success of the site rehabilitation project.

Key words acid mining drainage; geophysics; hydrogeology; environmental impact; rehabilitation; mine waste; abandoned site; Kettara, Morocco

### INTRODUCTION

L'activité minière a été de longue date l'un des piliers fondamentaux de l'économie marocaine. La région de Marrakech au centre du Maroc (Fig. 1(a)) est l'une des principales provinces métallogéniques du pays. On y compte plusieurs sites miniers en cours d'exploitation ou actuellement abandonnés. La majorité des gisements miniers sont localisés dans le massif hercynien des Jebiletes. Il s'agit essentiellement d'une minéralisation de type amas sulfurés à métaux de base (Fe, Pb, Zn et Cu) (Huvelin 1977).

Actuellement, des milliers de tonnes de stériles minéro-métallurgiques liés aux travaux d'exploitation ou issus des usines de concentration des anciennes mines sont mis en décharge sous forme de digues en pleine nature et sans aucune précaution particulière pour la protection de l'environnement (Fig. 1(b)). Du point de vue législatif, le code minier marocain a introduit en 1980 (Gouvernement du Maroc 1980) deux dispositions importantes concernant les rejets miniers. La première est de les considérer comme des gisements artificiels susceptibles de faire l'objet d'un permis d'exploitation à part. La deuxième est relative à leur gestion après classification en termes d'impact environnemental. Malheureusement, la balance penche du côté de la première disposition. Comme conséquence, les sites et leurs rejets miniers sont généralement abandonnés sans réhabilitation et sans mesure de l'impact sur l'environnement immédiat.

Avec l'évolution des mentalités et sous la pression des pouvoirs publics et organismes non gouvernementaux, des études de projets d'assainissement et de réhabilitation des sites miniers abandonnés doivent être mises en place afin de préserver l'écosystème et la santé des populations. La présente étude concerne le site minier abandonné de Kettara qui est le plus important dans la région de Marrakech et a pour objectif de contribuer à la réussite du projet de réhabilitation dont il est l'objet.

L'extraction de la pyrrhotine (FeS) dans l'ancienne mine de Kettara (1965–1982) située à 30 km au Nord-Nord-Ouest de la ville de Marrakech (Fig. 1(a)) avait essentiellement pour objectif la production de l'acide sulfurique. Les résidus miniers sulfureux issus de l'usine de concentration ou des travaux liés à l'exploitation sont riches en pyrrhotite (Fe<sub>(x-1)</sub> S), pyrite (FeS<sub>2</sub>), arsénopyrite (FeAsS), chalcopyrite (CuFeS<sub>2</sub>), galène (PbS) et blende (ZnS). Il a été estimé que durant cette activité minière, plus de trois millions de tonnes de rejets miniers sulfureux ont été entreposés sur une superficie d'environ 16 ha (Hakkou *et al.* 2008a).

Vingt huit ans après la cessation des activités minières, ces rejets sont toujours à l'air libre et constituent le principal problème environnemental dans la région de Kettara. En effet, le drainage minier acide (DMA) généré par l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers constitue une source importante de contamination par les éléments-traces métalliques (ETM) et d'acidification des eaux de surface et souterraines. Des analyses effectuées dans des ruisseaux et rivières avoisinantes, à la faveur d'une période pluvieuse, ont révélé que l'eau de surface est acide (pH < 3) et contaminée par des substances polluantes à l'aval des digues du rejet minier. Il s'agit notamment de teneurs élevées en sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 8000–45000 mg/L), aluminium (Al, 730-4170 mg/L), magnésium (Mg, 940-5700 mg/L) et les ETM dont les concentrations peuvent atteindre 205 mg/L pour le cuivre (Cu), 82 mg/L pour le zinc (Zn), et 24 mg/L pour le cobalt (Co) (Hakkou et al. 2006). Ces teneurs sont quatre à cinq fois plus élevées que les normes de protection de la vie aquatique requises par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS 2005). Par son acidité, le DMA constitue donc un réel danger pour l'écosystème local: pollution des eaux de surface et souterraines, menace pour la santé des 2000 riverains du village de Kettara et impact sur la faune et la flore de la région. De plus, les digues des résidus entreposés dans plusieurs endroits du site de Kettara, par leur couleur rouille, nuisent beaucoup à la beauté du paysage. Par temps sec, les vents dominants transportent les poussières jaunes et les émanations de soufre à partir de ces digues jusque dans les zones habitées ou agricoles avec tous les risques sanitaires et environnementaux susceptibles de s'ensuivre.





Fig. 1 (a) Localisation de la zone étudiée; (b) vue panoramique du village de Kettara; et (c) schéma illustrant le scénario de réhabilitation en cours d'étude.

Un projet de réhabilitation du site minier de Kettara est en cours d'étude dans le cadre d'un partenariat entre les autorités compétentes locales, l'université Cadi Ayyad de Marrakech, l'université d'Abitibi-Témiscamingue (Canada), le Centre de Développement de la Région du Tensift (CDRT) et le Centre de Recherche pour le Développement International (CRDI, Canada). L'étude d'impact des rejets miniers de Kettara sur l'environnement et les scénarios de réhabilitation du site figurent parmi les axes développés dans le cadre du projet de chaire de recherche CRDI en gestion et stabilisation des rejets industriels et miniers.

Dans le cadre des travaux de recherche sur la réhabilitation du site, les réflexions portent actuellement sur deux approches pour limiter l'impact des rejets miniers abandonnés sur l'environnement local. La première approche consiste en une

stabilisation chimique des rejets miniers sulfurés par des stériles alcalins riches en calcaire issus de l'extraction des phosphates. La deuxième approche vise à diminuer le lessivage des rejets par diminution de l'infiltration. Le concept consiste à la mise en place d'une couche de matériaux alcalins fins à base de stériles riches en calcaire (40% CaCO<sub>3</sub>, 20% MgCO<sub>3</sub>) sur les rejets miniers abandonnés de Kettara. Cette couche carbonatée permettra de limiter les infiltrations des eaux météoriques, par capillarité, vers les rejets sulfurés. Une autre couche à granulométrie plus fine, assurera leur déviation vers des drains aménagés en bas de pente (Fig. 1(c)). Les matériaux alcalins sont issus de la mine de phosphate de Youssoufia située à environ 30 km de Kettara. Les résultats obtenus, à l'échelle du laboratoire, sont très prometteurs. Les stériles de phosphates amendés aux rejets miniers générateurs d'acide permettent de contrôler efficacement le DMA et ce, directement à la source du problème. En effet, les essais en colonne ont permis de mettre en évidence une neutralisation de l'acidité existante et la réduction de la lixiviation des métaux nocifs suite au rehaussement du pH (Hakkou et al. 2007, 2009). L'efficacité du concept utilisé se traduit par une fixation chimique des polluants qui deviennent peu mobilisables. L'utilisation des matières alcalines pour neutraliser l'effet DMA, immobiliser certains ETM et atténuer la formation de minéraux secondaires, en particulier les sulfates et les hydroxydes a donné des résultats satisfaisants dans plusieurs sites miniers à travers le monde (Eusden et al. 2002, Doye et Duchesne 2003, Bertocchi et al. 2006).

Pour réussir le projet de réhabilitation du site minier abandonnée de Kettara, il faut bien appréhender l'état et la structure du parc à résidus miniers et de son substratum schisto-gréseux. On doit porter un intérêt particulier aux zones faillées, fracturées ou altérées qui favoriseraient l'infiltration du lixiviat acide vers la nappe phréatique. L'estimation du volume des résidus miniers sulfurés, en particulier la partie fine la plus vulnérable, est aussi importante à effectuer pour avoir une idée sur l'ampleur du processus DMA. Pour ce faire, on a fait appel aux méthodes géophysiques pour caractériser la structure intrinsèque du parc à résidus et de son substratum. Les avantages de ces méthodes consistent en leur nature non destructive, la facilité de mise en œuvre sur le terrain et leur coût relativement faible par rapport à celui des forages (MEND 1994).

Les résultats de notre étude, obtenus sur une partie du site de Kettara, apportent des éléments de réponses aux questions posées. Nous proposons de discuter l'approche suivie et l'utilité des ces résultats pour la réalisation du projet de réhabilitation du site.

## CONTEXTE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE

Afin de mieux appréhender la structuration géologique du substratum sur lequel sont entreposés les rejets miniers abandonnés et identifier d'éventuelles zones qui favoriseraient l'infiltration du lixiviat acide et d'eaux polluées à partir des rejets vers la nappe phréatique, nous avons réalisé une cartographie géologique au 1/25 000 du voisinage immédiat de la mine abandonnée de Kettara (Fig. 2(a)). Une analyse de la fracturation a été aussi effectuée aux alentours de la décharge principale des résidus miniers. La carte géologique élaborée montre que les affleurements sont essentiellement dominés par des schistes gréseux, des bancs de grès et des tuffites parfois très altérées. Dans le périmètre cartographié, cette formation est recoupée par un dyke de gabbros au Sud-Est du village de Kettara, par des filons acides et par de nombreuses fentes et filons à remplissage quartzo-carbonaté. Cette formation fait partie de la série volcano-sédimentaire des schistes de Sarhlef décrite par Huvelin (1977). Ces schistes renferment des bancs plus au moins lenticulaires de grès, de calcaires ou de dolomies. On y trouve également une grande abondance de roches éruptives de compositions variées et comprennant des roches acides et des roches basiques, les diorites et les gabbros formant parfois d'importants massifs.

Sur le terrain, on peut facilement localiser certaines zones altérées généralement caractérisées par la dominance des minéraux d'altération essentiellement à séricite et chlorite. Elles jalonnent les filons quartzitiques précités et les failles décrochantes dextres. Ces dernières appartiennent aux épisodes de déformations cassantes d'âge Viséen supérieur et Trias (Huvelin 1977, Bernard *et al.* 1988, Saidi *et al.* 2001, El Harti *et al.* 2004).

Les structures tectoniques et microtectoniques observées aux alentours des dépôts des rejets miniers correspondent à des failles décrochantes à remplissages quartzo-carbonatés, à des fentes et microfractures à remplissage quartzitique et à une schistosité pénétrative qui affecte l'ensemble de la formation schisto-gréseuse. Les mesures des directions et pendages des plans de ces différentes structures et microstructures et leur projection stéréographique a permis de dégager leur





Fig. 2 (a) Carte géologique du secteur étudié (1. Schistes gréseux, 2. Volcanites et tuffites basiques, 3. Laves acides, 4. Filon quartzo-calcaires, 5. Quaternaire, 6. Parc à résidus de la mine Kettara, 7. Faille, 8. Décrochement, 9. Pendage des plans mesurés, 10. Route); (b) coupe hydrogéologique schématique; et (c) photo montrant le ruissellement des eaux de surface acide (effet DMA) à la faveur d'une averse.

direction moyenne. Les résultats obtenus montrent que l'essentiel des fractures présentent une direction N50 à N80. La famille des fractures N50 est dominante et englobe les failles décrochantes qui forment un réseau nettement visible sur le terrain. Les fractures et microfractures N50 seraient à notre sens les drains privilégiés des autres fractures qu'elles recoupent et des surfaces altérées qu'elles affectent. L'écoulement souterrain s'effectuerait préférentiellement le long de ces structures.

D'un point de vue hydrogéologique, le système aquifère dans la région de Kettara est un bicouche (El Mandour 1990). La majorité des puits que nous avons visités et relevés exploitent l'eau de la nappe phréatique située soit dans la frange altérée de la formation schisteuse, soit dans les alluvions quaternaires le long de l'Oued Kettara ou d'autres thalwegs (Fig. 2(b)). D'autres puits et forages exploitent un aquifère profond (plus de 60 m) abrité dans le substratum schisto-gréseux fracturé. Le niveau piézométrique de la nappe supérieure est situé entre 10 et 20 m par rapport à la surface du sol. Cette nappe est caractérisée par une faible perméabilité, une transmissivité de  $9 \times 10^{-4}$  m<sup>2</sup>/s et un coefficient d'emmagasinement de  $5 \times 10^{-2}$  (El Mandour 1990). Elle fait l'objet d'une exploitation humaine et pastorale par puits traditionnels. Son alimentation est assurée par infiltration directe des eaux météoriques à travers les fractures et les alluvions perméables et par l'Oued Kettara et ses affluents à la faveur d'averses et de périodes pluvieuses sous climat semi aride. La valeur moyenne des précipitations annuelles est d'environ 250 mm (El Mandour 1990). A l'aval des rejets miniers, les eaux de ruissellement acides (Fig. 2(c)) s'infiltrent via le réseau de fractures et de failles N50.

De nombreuses études se sont intéressées aux problèmes de transfert multiphasique dans le système drainage minier acide (Lefebvre et al. 2001). D'autres ont concerné le transfert d'eau dans les systèmes fracturés (Hanich et al. 2008) et complexes (Zouhri 2002). Afin de comprendre la piézométrie de cette mine de Kettara, la mesure de la profondeur du niveau piézométrique et de la côte de la margelle des puits P2 à P9 a permis d'établir la carte piézométrique de la nappe phréatique en période d'étiage (Fig. 3(a)). Cette dernière montre un gradient hydraulique moyen et un écoulement souterrain du Nord-Est vers le Sud-Ouest. L'anomalie observée au niveau du puits P4, le plus exploité, peut être expliquée par l'intensité du pompage d'eau destinée aussi bien à l'irrigation qu'à l'approvisionnement en eau potable.

Les analyses hydrochimiques effectuées ont concerné uniquement l'eau souterraine de la nappe phréatique supérieure la plus exploitée. L'étude a été réalisée pendant une période sèche sans aucun ruissellement au niveau du réseau hydrographique local. On disposait tout de même des valeurs de références en ce qui concerne les teneurs des eaux de surface en ETM (Hakkou et al. 2006). Les échantillons d'eau ont été prélevés dans les puits référencés P2 à P9 (Fig. 3(b)). Le puits P1 correspond au château d'eau potable du village de Kettara qui est alimenté par deux forages exploitant l'aquifère profond intra schisteux. Pour chaque puits, nous avons mesuré in situ le pH et la conductivité électrique des échantillons d'eau prélevés. Le Tableau 1 résume les différentes méthodes d'analyses utilisées. Les sulfates, les chlorures et les bicarbonates sont déterminés au laboratoire de la Faculté des Sciences et Technique de Marrakech. La teneur des autres éléments a été mesurée au laboratoire du groupe Managem, principal opérateur minier dans la région.

Nous présentons dans le Tableau 2 et la Fig. 3(b) respectivement les résultats des analyses chimiques et des mesures de conductivité électrique effectuées et leur distribution spatiale. Il en ressort que le pH est neutre ou légèrement basique. La conductivité électrique de l'eau mesurée au niveau des puits P4, P5 et P6, situés non loin de l'Oued Kettara est élevée (3000–3680  $\mu$ S/cm). Celle de l'eau potable se situe



Fig. 3 (a) Carte piézométrique, et (b) carte de conductivité électrique et de teneur en sulfates. 1. Courbe piézométrique, 2. Sens d'écoulement, 3. Puits, 4. Route, 5. Parc à résidus, 6. Faille interprétée par les données géophysiques, 7. Courbe de teneur en sulfates (mg/L), 8. Courbe de conductivité (µS/cm).

aux environs de 800  $\mu$ S/cm (OMS 2005). En amont de la décharge principale des résidus miniers et des galeries de l'ancienne mine de Kettara, situées en grande partie à une côte plus élevée que le niveau de l'eau dans les puits P4, P5 et P6, la teneur en sulfate reste faible et ne dépasse pas 300 mg/L. En aval, les teneurs en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et en Fe<sup>2+</sup> croissent brusquement et dépasse respectivement 1200 et 0,3 mg/L. Ceci témoigne de l'infiltration des eaux de ruissellement de l'Oued Kettara vers la nappe phréatique et une contamination des eaux souterraines par le DMA

Downloaded by [BUPMC - Bibliothèque Universitaire Pierre et Marie Curie] at 10:10 05 March 2012

Meriem Lghoul et al.

Tableau 1 Méthodes d'analyses physico-chimiques utilisées.

Elément	Méthode d'analyse
Cl	Norme AFNOR NFT 90-014
HCO3 <sup>-</sup>	Norme AFNOR NFT 90-036
SO4 <sup>2-</sup>	Norme NFT 90-040
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Fe, Mn, Al, Si, Sr et métaux lourds	Absorption atomique et ICP-AES

(Fig. 2(c)) en aval des rejets miniers mais probablement aussi une pollution issue de la décomposition de la pyrrhotite et de la pyrite contenus dans les réserves non totalement épuisées de la mine de Kettara.

Les résultats des analyses montrent que la qualité de l'eau des puits dans la région de Kettara est globalement médiocre vu les teneurs élevées en sulfate. Selon l'OMS (1981), la concentration maximale admissible en sulfates pour une eau potable ne doit pas dépasser 250 mg/L. A partir de 400 mg/L, les sulfates confèrent à l'eau un goût salé et accélèrent la corrosion des canalisations métalliques. Ils auraient un effet purgatif au delà de 1000 mg/L.

Le Tableau 2 montre également que les ETM tels que le Cu, le Pb, le Zn et le Co, sont pratiquement absents ou en quantités très négligeables. Néanmoins, la concentration du Zn peut atteindre 0,17 mg/L dans les eaux du puits P4 situé à proximité de la décharge principale des résidus miniers. Il semble ainsi que le Cu, le Zn et le Co relativement plus présents dans les eaux de ruissellement (Hakkou *et al.* 2008b) n'atteignent pas les eaux des puits situés à proximité de la mine. La concentration de ces polluants peut considérablement diminuer à l'entrée de la nappe, suite à des phénomènes de fixation, de précipitation et de chélation entre les divers agents chimiques. Ceci restreint leur présence à proximité immédiate des rejets miniers.

## LES TRAVAUX GEOPHYSIQUES REALISES—DISCUSSIONS

Les méthodes géophysiques appliquées à l'étude des sites pollués fournissent des renseignements sur la constitution du sous-sol peu-profond. Plusieurs études utilisant ces méthodes ont donné des résultats satisfaisants dans la délimitation des panaches de pollution liés aux activités industrielles et la caractérisation de la structure interne de ces sites (Guérin *et al.* 2002, 2004, Intissar 2009, Ramalho *et al.* 2009). Dans le cas du site minier abandonné de Kettara, l'utilisation des techniques géophysiques visait d'une part, la mise en évidence de zones fracturées et

conductrices sous le parc à résidus miniers qui favoriseraient l'infiltration des lixiviats vers les eaux souterraines et d'autre part, la détermination de l'épaisseur des dépôts dans le parc à résidus fins les plus vulnérables pour estimer son volume global. Pour ce faire, nous avons expérimenté l'efficacité des techniques de la sismique réfraction haute résolution, des sondages électriques et de géoradar pour atteindre l'objectif escompté. La Fig. 4 montre la localisation des différents profils géophysiques réalisés.

Les méthodes sismiques sont basées sur l'étude de la propagation dans le sous sol d'ondes mécaniques provoquées. La vitesse sismique de chaque formation géologique dépend de ses propriétés intrinsèques. On peut ainsi distinguer dans un massif rocheux une zone compacte d'une zone altérée ou fracturée, la profondeur du niveau piézométrique de la nappe phréatique, etc. (Henry 1994, Grelle et Guadagno 2009). Sur le site de Kettara, nous avons effectué un profil de sismique réfraction haute résolution en utilisant un sismographe type Strata-Vizor NZ24 de Geometrics. Les enregistrements sismiques ont été effectués avec un dispositif comprenant quatre-vingt-seize géophones espacés de 0,5 m (48 canaux en roll-along) après création d'un ébranlement mécanique à l'aide d'un marteau et d'une plaque métallique posée sur le sol (Fig. 4). Dix tirs espacés de 10 m ont été exécutés avec un intervalle d'échantillonnage de 21 microsecondes donnant ainsi 10000 échantillons du temps d'arrivée des ondes pour chacune des 48 traces sismiques acquises.

Les méthodes électriques à courant continu sont également bien adaptées pour cartographier les zones fracturées et/ou altérées des massifs rocheux. Ces dernières sont matérialisées sur les cartes des résistivités par des anomalies conductrices dont l'amplitude est plus au moins proportionnelle à la densité de la fracturation et à l'intensité de l'altération. Sur le site de Kettara, nous avons réalisé 16 sondages électriques selon deux profils électriques (PE1 et PE2, Fig. 4) en utilisant le dispositif de Schlumberger. Un sondage électrique étalon a été réalisé directement

Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara

377

Downloaded by [BUPMC - Bibliothèque Universitaire Pierre et Marie Curie] at 10:10 05 March 2012

Table	au 2 Car	actéristi	dues ph	ysico	chimiq	nes des (	caux sou	iterraine	s de la	région de	e Kettai	ra.								
Réf.	X	Y	Ζ	Н	CE	Ηd	HCO <sub>3</sub>	CI	$SO_4$	Ca	Na	Si	K	Fe	Al	Zn	Pb	Mg	Co	Cu
CEO					1875	7.71	317,2	170	633											
P2	238,23	145,9	481,6	2	488	7,72	365,7	56,8	89	46,6	66	8,39	<1,3	0,04	0,05	0,02	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01
P3	237,99	146,9	494,7	20	2430	7,54	378,3	440	325	166	197	8,96	1,49	0,03	<0,05	<0,005	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01
P4	236,65	145,3	440,2	20	3350	7,85	379,4	156	1465	500	85	14,5	<1,3	0,4	0,35	0,17	0,06	<0,05	<0,01	<0,01
P5	236,31	145	455,7	16	3680	7,8	354,4	156	1057	432	34	11,3	<1,3	<0,02	<0,05	0,09	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01
P6	236,36	144,9	452,6	14	3000	6,66	486,5	142	412	127	8,8	13,2	<1,3	<0,02	<0,05	<0,005	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01
P7	235,85	144,8	451,7	17	987	6,96	214	99,1	258	48	6,1	12	<1,3	<0,02	<0,05	<0,005	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01
P8	237,05	144,4	457,2	16	714	7,35	185,4	52,2	116	10,4	2,9	10,9	<1,3	<0,02	<0,05	<0,005	<0,05	0,27	<0,01	<0,01
P9	237,36	144,5	463,6	25	750	7,54	385,7	85,2	260	36,9	11	43,9	<1,3	<0,02	<0,05	<0,005	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01

Meriem Lghoul et al.



Fig. 4 Emplacement des profils géophysiques réalisés. A, B: électrodes de courant; M, N: électrodes de potentiel; R, S: résistivimètre et source de courant; SE: sondage électrique; PE: profil électrique; PS: profil sismique: PTS: point de tirs sismiques; et PR: profil du radar géologique.

sur l'affleurement du substratum schisto-gréseux pour avoir une idée sur l'ordre de grandeur de la résistivité de ce dernier. Le résistivimètre utilisé est de type GTR3 de Geotrade appartenant au laboratoire Géoressources de la Faculté des Sciences et Techniques de Marrakech.

La lecture des premières arrivées (onde directe et réfractions critiques) a permis de déterminer un premier modèle de vitesse. Ensuite, une inversion basée sur la résolution de l'équation iconale (Watanabe 1999) a permis d'élaborer le modèle final des vitesses qui se superpose à la signature sismique obtenue sur le terrain (Fig. 5(a)). Il en ressort que le contact entre les résidus miniers et le substratum schisteux se situe à 2 m vers le Nord et se prolonge selon une pente plus au moins régulière vers le Sud pour atteindre plus de 10 m. La pseudo-section sismique montre aussi que les rejets miniers contiennent par endroits des bourses de gaz à vitesse inférieure à 400 m/s. Ces dernières résultent probablement du dégagement de gaz issu des réactions physico-chiques qui se produisent à l'intérieur de la décharge des résidus miniers sulfureux. Une zone très altérée est également mise en évidence à la verticale de la station 28. L'enracinement de cette zone semble être lié à un couloir fracturé ou à une faille qui affecte le substratum schisto-gréseux. Ce couloir devra donc susciter un intérêt particulier pour minimiser l'infiltration des éléments polluants issus du DMA vers la nappe phréatique.

L'interprétation des 16 sondages électriques verticaux réalisés a permis d'établir deux coupes géoélectriques le long des profils PE1 et PE2. Nous présentons sur la Fig. 5(b) quelques modèles de sondages électriques ainsi que la coupe géoélectrique obtenue le long du profil PE1. Ces coupes montrent que le contact entre les rejets miniers et le substratum schisteux est facilement identifié vu le contraste de résistivité entre les deux entités. Il se situe à des profondeurs (2-8 m) comparables à celles données par l'interprétation du profil sismique réfraction. Le volume global du parc à résidus miniers fins a été calculé en multipliant sa surface planimétrée par son épaisseur moyenne (5,83 m pour le parc à résidus fins situé à l'Ouest et 6,29 m pour celui situé à l'Est) déterminée à partir de l'exploitation des coupes géo-électriques et de la section sismique convertie en profondeur. Ce volume a été évalué à 187 824 m<sup>3</sup> avec une erreur de 2% correspondant à la précision dans le calcul de l'épaisseur des résidus par le logiciel utilisé pour l'inversion des données des sondages électriques.

Vu la forte conductivité électrique des résidus miniers (3–13 Ohm m), l'atténuation des ondes électromagnétiques haute fréquence utilisées avec le radar géologique ne permet pas d'atteindre des profondeurs au-delà de 2 m. Nous avons donc écarté les données



Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara

Fig. 5 (a) Enregistrement sismique réalisé et section sismique interprétée, et (b) exemple de modèle de sondages électriques interprétés et coupe géo-électrique obtenue le long du profil électrique PE1.

relatives à cette méthode lors de la discussion des résultats.

## CONCLUSION

De point de vue géologique, les rejets miniers sulfureux de Kettara sont entreposés sur un substratum schisto-gréseux très fracturé et altéré par endroits. L'analyse de la fracturation montre que la famille N50 est la plus dominante et constitue des couloirs très altérés au sein du substratum. L'un de ces couloirs matérialisé par de faibles valeurs de résistivité électrique et de vitesse sismique passe probablement sous le parc à résidus miniers fins (sous la station sismique 28 et le sondage électrique SE6). Un tel couloir favoriserait l'infiltration des eaux riches en éléments chimiques du DMA vers la nappe phréatique sous-jacente. Sur le plan hydrogéologique, la partie supérieure des schistes généralement altérée constitue la formation aquifère la plus importante de la région. La nappe d'eau contenue dans cette formation est relativement peu profonde (10-20 m) et s'écoule du Nord-Est vers le Sud-Ouest avec un gradient hydraulique moyen et uniforme.

Les résultats des analyses physico-chimiques montrent que la qualité des eaux des puits de la région de Kettara est mauvaise. Les eaux présentent un pH plus ou moins neutre et des conductivités très élevées. Les analyses chimiques effectuées montrent que les eaux des puits situés à l'aval des rejets miniers et non loin de l'Oued Kettara sont les plus contaminés par le DMA, principalement par les sulfates (>1200 mg/L). Les autres ions tels que K, Mg, Fe ainsi que les métaux lourds sont en faibles teneurs.

L'étude géophysique par sondages électriques et tomographie sismique, a permis d'imager la structure du substratum sous les reiets miniers fins et de déterminer sa profondeur moyenne. Le volume global des résidus sulfurés fins, les plus vulnérables, a été ainsi évalué à environ 187 824 m<sup>3</sup>. Nous recommandons de généraliser l'étude géophysique par tomographie sismique et électrique dans le périmètre avoisinant le parc à résidus miniers pour identifier et délimiter les zones fortement fracturées et altérées susceptibles de constituer des drains des eaux acides et pollués issus des rejets miniers vers la nappe phréatique. Une attention particulière devrait être accordée à ces zones dans le cadre du projet de réhabilitation du site minier abandonnée de Kettara. A fin de compléter notre étude, nous envisageons l'élaboration d'un modèle hydrodynamique et hydrodispersif de la nappe d'eau souterraine.

**Remerciements** Cette étude a été réalisée grâce au soutien des Comités Mixtes Interuniversitaires Franco-Marocaine (Action Intégrée no. MA/09/209) et Espano-Marocaine (Action Intégrée no. A/025780 /09). Les auteurs remercient les responsables du CRDT (Marrakech) et du CRDI (Canada) pour leur appui significatif et les responsables de l'Instituto Andaluz de Geofisica de l'Université de Grenade (Espagne) d'avoir mis à disposition le matériel utilisé pour les levés géophysiques.

#### REFERENCES

- Bernard, A.J., Maier, O.W. et Mellal, A., 1988. Aperçu sur les amas sulfurés massifs des hercynides Marocaines. *Mineral. Deposita.*, 23, 104–114.
- Bertocchi, A.F., Ghiani, M., Peretti, R. et Zucca, A., 2006. Red mud and flyash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. *Journal of Hazardous Materials*, B134, 112–119.
- Doye, I. et Duchesne, J., 2003. Neutralization of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. *Applied Geochemistry*, 18, 1197–1213.
- El Harti, A. et al., 2004. Synergie entre la télédétection multispectrale et les données de terrain pour la conception d'un nouveau modèle géodynamique d'ouverture du bassin paléozoïque des Jebiletes centrales (Maroc). Comptes Rendus Géosciences, 336, 1311–1320.
- El Mandour, A., 1990. Actualisation des connaissances hydrogéologiques du massif des Jebiletes, Meseta Occidentale. Thèse 3<sup>ème</sup> cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.
- Eusden, J.D.J. et al., 2002. Petrographic and spectroscopic characterization of phosphate-stabilized mine tailings from Leadville, Colorado. Waste Management, 22, 117–135.
- Grelle, G. et Guadagno, F. (2009) Seismic refraction methodology for groundwater level determination: "Waterseismic index". *Journal of Applied Geophysics*, 68, 301–320.
- Guérin, R. et al., 2002. Approche méthodologique d'étude géophysique non-destructive des sites pollués par des eaux fortement minéralisées. Bulletin de la Société Géologique de France, 173, 471–477.
- Guérin, R. et al., 2004. Geophysical study of the industrial waste land in Mortagne-du-Nord (France) using electrical resistivity. Near Surface Geophysics, 2, 137–143.
- Gouvernement du Maroc, 1980. Règlement minier du Maroc modifié. Bulletin officiel n°3534, 18 juin 1980, Article 97, 410.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M. et Bussière, B., 2006. Evaluation de la qualité des eaux de ruissellement dans la mine abandonnée de Kettara (Maroc). Congrès International sur le thème: Gestion integree des ressources en eaux et defis du developpement durable (GIRE3D), Marrakech, 23–25 mai, 1–5.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M. et Bussière, B., 2007. Use of alkaline phosphate wastes for acidic mine site mitigation. In: M. Anglada, ed., Proceedings of the Fourth Meeting of the European School of Materials Science and Engineering, Barcelona, 323–328.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M. et Bussière, B., 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1. Environmental characterization. *Mine Water and the Environment*, 27, 145–159.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M. et Bussiere, B., 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco). 2. Mine
#### Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara

waste geo-chemical behavior. *Mine Water and the Environment*, 27, 160–170.

- Hakkou, R., Benzaazoua, M. et Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 28, 206–218.
- Hanich, L., Zouhri, L., Vachard, D., Colbeaux, J-P. et Gorini, C., 2008. Une approche multicritères pour l'implantation de forages dans les zones productives des systèmes fissurés. *Hydrological Sciences Journal*, 53 (1), 192–203.
- Henry, G., 1994. Géophysique des bassins sédimentaires. Edition Technip.
  Huvelin, P., 1977. Etude géologique et gîtologique du massif her-
- Huvelin, P., 1977. Etude géologique et gitologique du massif hercynien des Jebiletes (Marco cocidentale). Notes et Mémoires du Service Géologique du Marco, 232 bis. Intissar, R., 2009. Apport des méthodes électriques à la détermination
  - tissar, R., 2009. Apport des méthodes électriques à la détermination de la structure interne d'une halde à stériles. Montréal: Ecole polytechnique de Montréal, Canada, Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. et Gélinas, P., 2001. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 1. Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 137–164.

- MEND (Mine Environment Neutral Drainage Program), 1994. Application of geophysical methods for monitoring acid mine drainage. Canada: MEND, Project 4.6.1.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé), 1981. Eau potable et assainissement; 1981–1990. Contribution de l'OMS à la Décennie Internationale de l'Eau et de l'Assainissement. Genève: OMS/World Health Organization.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé), 2005. Célébration de la décennie internationale d'action l'eau, source de vie (2005–2015). Guide de sensibilisation. Genève: OMS/World Health Organization.
- Ramalho, E., Carvalho, J., Barbara, S. et Monteiro Santos, F. 2009. Using geophysical methods to characterize an abandoned uranium mining site, Portugal. *Journal of Applied Geophysics*, 67, 14–33.
- Saidi, A., Tahiri, A., Ait Brahimb, L. et Saidi, M., 2001. États de contraintes et mécanismes d'ouverture et de fermeture des bassins permiens du Maroc hercynien. *Comptes Rendus Géosciences*, 334, 221–226.
- Watanabe, T., 1999. Three-dimensional seismic traveltime tomography. BUTSURI-TANSA, Geophysical Exploration, 51, 613–624. Zouhri, L., 2002. Hétérogénéité des cotes piézométriques et structura-
- Zouhri, L., 2002. Hétérogénéité des cotes piézométriques et structuration en blocs dans les aquifères côtiers marocains. *Hydrological Sciences Journal*, 47, 969–982.

Article 2. Electrical and Seismic Tomography Used to Image the Structure of a Tailings Pond at the Abandoned Kettara Mine, Morocco Mine Water Environ DOI 10.1007/s10230-012-0172-x

TECHNICAL ARTICLE

## Electrical and Seismic Tomography Used to Image the Structure of a Tailings Pond at the Abandoned Kettara Mine, Morocco

Meriem Lghoul · Teresa Teixidó · José Antonio Peña · Rachid Hakkou · Azzouz Kchikach · Roger Guérin · Mohammed Jaffal · Lahcen Zouhri

Received: 14 October 2011/Accepted: 26 January 2012 © Springer-Verlag 2012

Abstract The Kettara site (Morocco) is an abandoned pyrrhotite ore mine in a semi-arid environment. The site contains more than 3 million tons of mine waste that were deposited on the surface without concern for environmental consequences. Tailings were stockpiled in a pond, in a dyke, and in piles over an area of approximately 16 ha and have generated acid mine drainage (AMD) for more than 29 years. Geophysical methods have been used at the Kettara mine site to determine the nature of the geological substrate of the tailings pond, the internal structure of the mine wastes, and to investigate the pollution zones associated with sulphide waste dumps. Electrical resistivity tomography (ERT) and seismic refraction data were acquired, processed, and interpreted; the results from ERT and seismic refraction were complementary. A topographical survey of the tailings disposal area was also undertaken

M. Lghoul · A. Kchikach · M. Jaffal Equipe de recherche E2G, Cadi Ayyad University (UCAM), BP 549, 40000 Marrakech, Morocco

M. Lghoul · R. Hakkou (⊠) IDRC (Canada) Research Chair in Management and Stabilization of Mining and Industrial Wastes, LCME, Cadi Ayyad University (UCAM), Marrakech, Morocco e-mail: rhakkou@stsg-marrakech.ac.ma; hakou@yahoo.com

M. Lghoul · R. Guérin UMR 7619 Sisyphe, Univ Pierre and Marie Curie-Paris 6, Case 105, 4 Place Jussieu, 75252 Paris Cedex 05, France

T. Teixidó · J. A. Peña Instituto Andaluz de Geofísica, Univ de Granada, Granada, Spain

L. Zouhri Institut Polytechnique La Salle Beauvais, Beauvais, France

Published online: 10 February 2012

to estimate the volume of wastes and quantify the AMD process. Two-dimensional inverse models were used to investigate the geophysical data and indicated alteration zones at depth. It was determined that the material could be classified into three categories: tailings, with low resistivity (5–15  $\Omega$  m) and low velocity (500–1,800 m/s); altered, black shales, with intermediate resistivity (20–60  $\Omega$  m) and velocity (2,000–3,500 m/s), and; materials with high resistivity and velocity (>60  $\Omega$  m and >4,000 m/s, respectively), including unaltered shales associated with quartzite seams. The low-resistivity zone generates AMD, which migrates downward through fractures and microfractures. The substrate is composed of broken and altered shale, which facilitates AMD infiltration.

**Keywords** Acid mine drainage (AMD) · Mine waste · Electrical resistivity tomography (ETR) · Kettara mine site · Seismic refraction tomography

#### Introduction

Geophysical methods are increasingly being used with great success to delineate areas contaminated with potentially harmful elements and compounds, including acidic seepage at industrial landfills and mine waste sites. These methods have also been used to define the petrophysical properties and internal structure of tailings impoundments and waste rock piles (Buselli and Lu 2001; Campbell and Fitterman 2000; Chouteau et al. 2005; Guérin et al. 2004; Martin-Crespo et al. 2010; Martinez-Pagán et al. 2009; Placencia-Gòmez et al. 2010; Poisson et al. 2009; Rucker et al. 2009; Shemang et al. 2003; Sjodahl et al. 2005; Vanhala et al. 2005). To monitor or decontaminate affected sites, a complete knowledge of their geology and

🖄 Springer

hydrogeology is necessary, as is knowledge of the behaviour of the pollutants and their means and routes of transport. Geophysical methods are very useful in providing this information (Guérin et al. 2004) and can be a cost-effective alternative to expensive drilling and sampling programs in engineering, geological, and hydrogeological applications (Nasab et al. 2011). Geophysics can be applied with great value to generate information about the subsurface over a large area in a reasonable time frame and in a cost-effective manner (Burger et al. 2006).

Mine wastes containing metallic sulphides commonly generate acid mine drainage (AMD). There are many physical, geochemical, and biological processes that lead to the production of AMD; these have been summarized elsewhere (e.g. Evangelou 1995; Kleinmann et al. 1981; Singer and Stumm 1970). The site-specific reactions are largely dictated by internal structure and the physical and chemical properties of the mine wastes (Ramalho et al. 2009).

However, direct observation by drilling and excavation of trenches can be difficult due to the heterogeneous nature of the materials. Moreover, the information obtained is localized and the destructive nature of drilling disturb the structure of materials and can be a source of pollution. Under these conditions, geophysical methods offer a relatively low cost alternative for characterizing the internal structure of the tailings and determining the extent of AMD migration. Geophysical methods are nondestructive in nature and are simple to implement, compared to drilling. The characterisation of contaminated sites using geophysical methods is essential for the successful design of remediation strategies.

The Marrakech area (Fig. 1a) is one of the principal metallogenic provinces of Morocco. Several mine sites there are either being exploited or are currently abandoned. The present study relates to the abandoned Kettara mine, which is representative of the Marrakech area; it generates significant AMD and a rehabilitation project has been initiated.

The rehabilitation scenario being investigated at the Kettara mine involves using fine alkaline phosphate waste (APW) as both an amendment and a 'store and release' (SR) cover (Hakkou et al. 2009). This process will require that all of the Kettara coarse tailings be collected and placed over the old tailings pond. The coarse tailings would be amended with approximately 20 cm of APW. Then, an APW capillary barrier would be placed over the Kettara mine waste: in the semi-arid climate, this barrier is expected to limit infiltration of water to the reactive mine wastes, thus reducing AMD production (Hakkou et al. 2009). To facilitate the success of this rehabilitation project, it was important to determine the nature of the geological substrate of the tailings pond and the internal structure of the mine wastes, and to estimate the volume of tailings by determining the thickness of the tailings layer in the tailings pond.

Description Springer

#### Site Description

#### Geological Setting

The central Jebilet metapelites (Sarhlef schists) outcrop a few kilometres north of Marrakech in a wide area corresponding to the central unit of the Hercynian Jebilet massif. The Sarhlef schists are derived from Middle to Upper Visean shales deposited in an anoxic platform and are affected by a very-low-to low-grade metamorphism contemporaneous with a post-Visean shortening. Deformation and metamorphic gradients are observed towards the major shear zones, and there are numerous intrusions present in the unit (Huvelin 1977). Sulphide deposits in the studied area are generally located close to the intrusions. These ore bodies are organised into subvertical lineaments concurrently with the regional schistosity.

The Kettara sulphide deposit is a typical example of a metamorphosed deposit hosted by Visean volcano-sedimentary formations. The tectonic and microtectonic structures observed in the neighbourhoods of the principal surface of the tailings correspond to strike-slip faults with quartzo-carbonated seams and micro-fractures with quartzitic seams, and schistosity, which affects all of the black shale formation (Lghoul et al. 2012).

#### Kettara Mine

The abandoned Kettara pyrrhotite ore mine, exploited by the SYPEK corporation, is located approximately 30 km north-north-west of the town of Marrakech in the core of the central Jebilet Mountains (Fig. 1a). The mining village of Kettara and the mining infrastructure are located downstream from the tailings pond area (Fig. 1b). According to the latest statistics (2004), the population of Kettara is approximately 2,000. The climate is classified as semi-arid with a mean annual rainfall of approximately 250 mm. Rainfall can occur over short periods and with high intensity. The annual potential evaporation typically exceeds 2,500 mm. From 1964 to 1981, the mine produced more than 5.2 million metric tons (Mt) of pyrrhotite concentrate containing an average of 29% wt sulphide. Pyrrhotite was extracted from the ore by gravimetric separation (jigs). This ore enrichment process generated a wide range of particle size fractions in the tailings (jigs refuse materials). Although ore reserves were still abundant, the mine was closed in June 1982 due to difficulties encountered during pyrrhotite concentrate production.

The tailings can be divided into two broad classes of material; coarse tailings (fine gravel) were deposited on the 15 m high dyke and in 1 m high tailings piles, while fine tailings (silt) were deposited in the tailings point (Fig. 1d). The Kettara wastes contain 1.6–14.5 wt% sulphur, mainly

```
Mine Water Environ
```



Fig. 1 The study area:  $\mathbf{a}$  a panoramic view, and photos,  $\mathbf{b}$  illustrating the proximity of the village to the mine waste area and the serious AMD problem,  $\mathbf{c}$  the coarse tailings, and  $\mathbf{d}$  the tailings pond

as sulphide minerals (e.g., pyrrhotite, pyrite, chalcopyrite, galena, and sphalerite) (Hakkou et al. 2008a). Because of their larger particle size and greater permeability, facilitating exposure to oxygen and the percolation of water, the pollution potential of the coarse tailings in Kettara is much greater than that of the fine tailings. The Kettara mine tailings produced significant amounts of AMD. Effluent water samples had low pH (2.9–4.2) and elevated concentrations of sulphate (from 47 to 5,000 mg/L) and iron (from 1 to 1,200 mg/L). Concentrations of Cu and Zn reached 58 and 45 mg/L, respectively (Hakkou et al. 2008b). The Kettara tailings piles and pond will continue to release acid for a long time. Several secondary minerals have been observed at the surface of the mine site. These

Description Springer

minerals occur as extremely fine-grained particles or as a continuous precipitate layer known as hardpan. Additional precipitates occur in other forms, such as 'blooms' or efflorescent salts. The presence of these minerals in large quantities shows that AMD generation is still very active at Kettara.

The substrate is composed of broken shale, which could facilitate AMD infiltration. Furthermore, the principal groundwater table is located in this formation, at a depth between 10 and 20 m. Groundwater sampled from wells downstream of the mining wastes is contaminated by the AMD, mainly by sulphates (>1,200 mg/L) and have high conductivity values (3,000–3,680  $\mu$ S/cm) (Lghoul et al. 2012). Understanding the processes that control the extent and dispersion of contaminants away from the abandoned mines could help reduce adverse effects at active mining sites (Cidu et al. 2011). This study focused on the Kettara tailings pond (Fig. 2), where geophysical methods were used to investigate the pollution zones associated with sulphide waste dumps.

The tailings pond is surrounded by dry coarse tailings (Figs. 1c and 2), which are distributed over the shale soil. It was impossible to acquire either an electric profile or a seismic profile of these materials (gravels) because they connect poorly with electrodes and provide unsatisfactory emplacement of geophones. So, to quantify these coarse



Fig. 2 A 3-D view of the topographical survey. This survey was acquired with differential GPS. The map shows the locations of the acquired profiles (three electrical profiles and three seismic profiles). The coarse tailings piles were topographically mapped using a basic unit 'relief grid'. For more information, see the text

#### D Springer

tailings, a GPS (differential) topographical survey was conducted during the last week of October 2010.

#### Methods

#### GPS Topographical Survey

A topographical survey was conducted over the surface of the fine tailings dam and in its surroundings to characterise the coarse tailings (Fig. 2); we also measured the coordinates of all of the geophysical profiles. For this work, we employed a pair of geodetic GPS receivers, bifrequence-differential models Zmax (Thales), using real-time kinematic (RTK) differentials.

To map the coarse tailings, we delineated their contours and then used the geometrical similarity of this area to determine a square area of significance. We mapped this area in detail and used it as a basic unit "relief grid," extending it to all of the sectors affected by the coarse tailings. Thus, we calculated the volume of all of the coarse tailings at 94,320 m<sup>3</sup>.

#### **Electrical Survey**

Electrical resistivity tomography (ERT) is a geophysical technique that involves placing a series of electrodes along a straight line (for 2-D acquisition). To measure ground resistivity, two electrodes inject direct current into the subsurface and then the electric potential is measured between them with two other electrodes. This procedure must be repeated along the profile by moving the four electrodes. The investigation depth is determined by separating the electrodes using different distances along the profile. The electrical equipment read these measurements automatically.

The flow of the current injected at the surface by the electrodes is affected by the electrical properties of the materials. This relationship is influenced by lithology, texture, the presence of fluid or empty pore space. In the present study, the electrical resistivity of the materials is modified by the AMD content, which decreases the resistivity (by increasing the electrical conductivity).

ERT was used to provide a continuous cover along the SP profiles (Fig. 3) to get quantitative information about their geo-electric properties. A 2-D resistivity tomography profile was obtained using the Terrameter Lund Imaging System (ABEM Instruments) using a 64 electrode array. A Schlumberger configuration was used with a compromise unit electrode spacing of 2 m in the central part of the profile and 5 m near the border to obtain information for a thickness of 25-30 m with suitable precision. We chose a sigma (typical deviation) of 0.1% for the data acquisition and a weighting of 4 samplings.

```
Mine Water Environ
```

Fig. 3 Interpretations of **a** the seismic profile SP1 combined with the electrical profile EP1, **b** the seismic profile SP2 combined with the electrical profile EP2, and **c** the seismic profile SP3



Deringer

The data collected are called apparent resistivities because they are influenced by the resistivities of all of the layers that the current has crossed. To determine apparent resistivities, we must calculate the real resistivities of the ground. ERT data must be inverted to produce detailed electrical structures of the cross-sections below the survey lines; these are classically presented as pseudo-sections. These measured pseudo-sections include topographic variations for processing with a 2-D inverse modeling technique, and to give the estimated true resistivities.

Schematically, the subsurface is divided into a grid in which each cell is assigned a resistivity value. Usually, the initial model is an average of the apparent resistivities from the field data (experimental apparent resistivity). Through this initial model, we calculate the apparent resistivities (calculated apparent resistivity), and the difference between the experimental apparent resistivities allows for the modification of the cell resistivity (real resistivity) values and for the generation of a second 2-D model; the iterative process continues until the differences between the apparent calculated and apparent experimental resistivities (% RMS) are minimal.

The ERT data were inverted using the software package Res2DInv (Geotomo Software, possessed by Instituto Andaluz de Geofisica, Granada, Spain). The inversion process used in this forward modeling program is based on the robust-constrained least-squares method (Loke and Barker 1996). This produces a model that emphasizes the vertical resistivity features, because in the geological context, sharp interfaces between the different units are expected. We choose the following inversion options: (a) a model refinement that allows us to get model cells with a width equal to half the unit electrode spacing. This helps to obtain more accurate results when large resistivity changes are expected near the ground surface, (b) a maximum number of iterations, equal to 9, for the inversion process, The ERT data were also processed and interpreted by geophysicists of the Laboratory of Applied Geophysics, University and Polytechnic Institute of Lasalle-Beavais, France). The results converge with those resulting from inversion made in Granada. For the all profiles, the root mean square (RMS) error was less than 10%.

#### Seismic Survey

Seismic refraction tomography is a geophysical method that generates and records elastic refraction waves from the ground boundaries; these layers reflect changes in the mechanical properties of strata at the Earth's surface. The current practice is to employ a seismic source (in this case, an 8 kg hammer) and to record the wave-front propagation over the terrain surface through an array of receivers. In most cases, the geophones are placed at a fixed distance from one

#### Deringer

another, and a predetermined number of shots (hammer strikes) should be taken along the survey. We set off shots at 10 m intervals along realized seismic profiles. Our field data were acquired with a Stratavisor (Nz-24, Geometrics Inc.) seismograph with an array of 48 geophones.

Seismic profiles were constructed on the same days, and in close proximity, to the ERT profiles. Their lengths ranged from 115 to 235 m with geophones spaced at distances of 3 and 5 m. Profiles SP1 and EP1 (Fig. 2) were coincident so that we could correlate the two geophysical responses.

For each shot, a seismic register was created to record the arrival times of the waves at each geophone. We calculated the velocities of the propagation waves based on the geometry of the sensor array. The seismic velocities were affected by the mechanical properties, the lithology, and the extent of compaction of the materials. In the present study, the seismic response did not allow us to delineate the boundary between the tailings and substrate, due to comparable compactness between the two, but we were able to identify velocity variations within the tailings and the substrate, which we attributed to preferred zones of AMD circulation.

The seismic refraction tomography method is based on the timing of P-refraction waves and results in P-velocity models (2-D). The geophysical inversion process begins with calculating all times for all ray-paths starting from a shoot point and ending at the geophones. These rays record mechanical information of the entire path; therefore, this information must be sorted and assigned to the corresponding subsurface location. This sorting is achieved with specific inversion algorithms [wavepath Eikonal travel time (WET) tomography processing; Lecomte et al. 2000]. Similar to the electric inversion schema, the subsurface is divided into a grid in which each cell is assigned one velocity value. In most cases, the initial model is an average of the velocity ray-paths. The first stage is to calculate the arrival times of each ray, i.e., the time corresponding to each shot-geophone pair. Second, these calculated times are compared with the experimental times. and their difference is used to modify the velocity values in each cell, and then generate a second 2-D model. This iterative process continues until the differences between the apparent calculated and apparent experimental resistivities (% RMS) are minimal. We used RayFract (V 3.18. Intelligent Resources Inc.) code for the processing of this seismic data.

#### **Results and Discussion**

Seismic profiles have been proposed as a means to distinguish the basement morphology of shales because the upor upor Tailings Attered shales Shales Market 

Fig. 4 A 3-D synthetic model of the acquired profiles; three layers were identified: the first corresponds to the affected materials, the second to the altered *black shales*, and the last to the unaltered shales. These layers are bounded by the limit of the tailings and the top of the shales

shales. The electric profiles describe two major zones of the expansion of leachate present on both sides of the central dyke.

The waste volumes calculated using the 2-D geophysical models coupled with relatively little geological data may have led to an initial overestimation of waste volumes (Chambers et al. 2005). Moreover, the resistivity model provides only an approximate guide to the subsurface resistivity distribution, due to the smoothing and averaging effects and the decreased resolution with depth inherent in the smoothness-constraint inversion technique.

We have considered, in calculating the volume of wastes, the ERT-defined boundary between the tailings and the precise topographical measurements made at the surface. Isosurfaces were used to define waste volumes with resistivities below 15  $\Omega$  m. The 15  $\Omega$  m contour fell at a depth broadly corresponding to the estimated depth to bedrock indicated by the resistivity model and site investigation data. The volume of the western area tailings pond is estimated at 176,200 m<sup>3</sup>. The estimated volume of the eastern area tailings is substantially greater, at 286,200 m<sup>3</sup>.

The oxidation of 1,341,000 t (the specific gravity of the tailings is 2.9) of fine tailings containing 4 wt% of sulphide sulphur will release more than 161,000 t of sulphates. This high sulphate load may be critically detrimental to the local water resources. The average sulphate production rate of fine tailings is very high: 2,000–8,000 mg SO<sub>4</sub>/kg/week (Hakkou et al. 2008b). This suggests that fine tailings will continue to release acid and sulphates for a long time. According to the geophysical interpretation, infiltration should preferentially flow towards the altered shales,

Springer

particularly in the north. The most important infiltration zone is located to the west of the central dyke.

#### Conclusion

The electrical tomography data showed close agreement in the physical properties of the area and the presence of conductive zones and their characteristics. The seismic refraction data, though better suited to stratigraphic environments, complemented the other geophysical information.

Additionally, using seismic refraction, we imaged the structure of the underlying subsoil and leakage pathways in the bedrock that could work as AMD conduits. These results show that joint use of these geophysical methods can be successfully employed to provide a better understanding of how geological features develop at depth and to estimate the extent of AMD. They also allowed us to categorize the materials into three categories. The first category corresponds to the tailings, which have low resistivity  $(5-15 \Omega m)$ in the electric profiles and low velocity (500-1,800 m/s) in the seismic profiles. The second layer corresponds to the altered, black shales, which have intermediate resistivity (20-60  $\Omega$  m) and velocity (2,000-3,800 m/s). The last category, with high resistivity and velocity (>60  $\Omega$  m and >4,000 m/s, respectively) corresponds to the unaltered shales associated with quartzite seams.

The tailings pond contains 1,780,000 t of wastes, which will release more than 280,000 tons of sulphate. AMD generation will continue for decades or centuries if no remedial actions are taken. The broken and altered shales will facilitate AMD infiltration.

This work reveals that joint use of geophysical techniques enables a complete environmental characterisation of mine sludge structures, allowing the monitoring and estimation of potential pollution. Geophysical results will also help locate where best to drill to confirm the depth of tailings.

Acknowledgments This work was supported through the International Research Chairs Initiative, a program funded by the International Development Research Centre, and by the Canada Research Chairs program, Canada. The authors also thank the AECI (Agencia Española de Cooperación Internacional, Ref. A/025780/09) and Comités Mixtes Internuiversitaires Franco-Marocaine (Action Intégrée n°MA/09/209) for their financial and technical support.

#### References

- Burger HR, Sheehan AF, Jones CH (2006) Introduction to applied geophysics: exploring the shallow subsurface. WW Norton and Company, New York City
- Buselli G, Lu K (2001) Groundwater contamination monitoring with multichannel electrical and electromagnetic methods. J Appl Geophys 48:11–23

#### Mine Water Environ

- Campbell DL, Fitterman DV (2000) Geoelectrical methods for investigating mine dumps. In: Proceedings of 5th international conference on acid rock drainage (ICARD), Soc for Mining, Metallurgy and Exploration, Littleton CO, USA, pp 1513–1523
- Chambers JE, Meldrum PI, Ogilvy RD, Wilkinson PB (2005) Characterization of a NAPL-contaminated former quarry site using electrical impedance tomography. Near Surf Geophys 3:79–90
- Chouteau M, Poisson J, Aubertin M, Campos D (2005) Internal structure and preferential flow of a waste rock pile from geophysical surveys. In: Proceedings of symp for the application of geophysics to environmental and engineering problems (SAGEEP), pp 289–297
- Cidu R, Frau F, Da Pelo S (2011) Drainage at abandoned mining sites: natural attenuation of contaminants under different seasons. Mine Water Environ 30:113–126
- Evangelou VP (1995) Pyrite oxidation and its control. CRC Press, Boca Raton
- Guérin R, Bégassat P, Benderitter Y, David J, Tabagh A, Thiry M (2004) Geophysical study of the industrial waste land in Mortagne-du-Nord (France) using electrical resistivity. Near Surf Geophys 3:137–143
- Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B (2008a) Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco). 1. Environmental characterization. Mine Water Environ 27:145–159
- Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B (2008b) Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco). 2. Mine waste geochemical behavior. Mine Water Environ 27:160–170
- Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B (2009) Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. Mine Water Environ 28:206–218
- Huvelin P (1977) Etude géologique et gîtologique du massif hercynien des Jebiletes (Maroc occidentale). Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc, 232 bis, p 307
- Kleinmann RLP, Crerar DA, Pacelli RR (1981) Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. Mining Eng 79:300–305
- Lecomte I, Gjoystdal H, Dahle A, Pedersen OC (2000) Improving modeling and inversion in refraction seismics with a 1rst-order Eikonal solver. Geophys Prospect 48:437-454
- Lghoul M, Kchikach A, Hakkou R, Zouhri L, Guerin R, Bendjoudi H, Teíxido T, Penã JA, Enriqué L, Jaffal M, Hanich L (2012) Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc): contribution au projet de réhabilitation. Hydrolog Sci J 57:1–12

- Loke MH, Barker RD (1996) Rapid least squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. Geophys Prospect 44:131–152
- Martín-Crespo T, De Ignacio-San JoseC, Gòmez-Ortiz D, Martín-Velázquez S, Lillo-Ramos J (2010) Monitoring study of the mine pond reclamation of Mina Concepción, Iberian Pyrite Belt (Spain). Environ Earth Sci 59:1275–1284
- Martínez-Pagán P, Faz-Cano A, Aracil E, Arocena JM (2009) Electrical resistivity imaging revealed the spatial properties of mine tailing ponds in the Sierra Minera of southeast Spain. J Environ Eng Geophys 14:63–76
- Nasab N, Hojat A, Kamkar-Rouhani A, Javar HA, Maknooni S (2011) Successful use of geoelectrical surveys in Area 3 of the Gol-e-Gohar iron ore mine, Iran. Mine Water Environ 30:208–213
- Placencia-Gômez E, Parviainen A, Hokkanen T, Loukola-Ruskeeniemi K (2010) Integrated geophysical and geochemical study on AMD generation at the Haveri Au-Cu mine tailings, SW Finland. Environ Earth Sci 61:1435–1447
- Poisson J, Chouteau M, Aubertin M, Campos D (2009) Geophysical experiments to image the shallow internal structure and the moisture distribution of a mine waste rock pile. J Appl Geophys 67:179–192
- Ramalho E, Carvalho J, Barbara S, Monteiro Santos F (2009) Using geophysical methods to characterize an abandoned uranium mining site, Portugal. J Appl Geophys 67:14–33
- Rucker DF, Glaser DR, Osborne T, Maehl WC (2009) Electrical resistivity characterization of a reclaimed gold mine to delineate acid rock drainage pathways. Mine Water Environ 28:146–157
- Shemang EM, Laletsang K, Chaoka TR (2003) Geophysical investigation of the effect of acid mine drainage on the soil and groundwater near a mine dump, Selebi-Phikwe Cu-Ni Mine, NE Botswana. In: Proceedings of SAGEEP, pp 930–937
- Singer PC, Stumm W (1970) Acidic mine drainage: the rate determining step. Science 167:1121–1123
- Sjödahl P, Dahlin T, Johansson S (2005) Using resistivity measurements for dam safety evaluation at Enemossen tailings dam in southern Sweden. Environ Geol 49:267–273
- Vanhala H, Räisänen ML, Suppala I, Huotari T, Valjus T, Lehtimäki J (2005) Geophysical characterizing of tailings impoundment: a case from the closed Hammaslahti Cu–Zn mine, eastern Finland. Geological Survey of Finland, Current Research (2003–2004), special paper 38, pp 49–60

🖄 Springer

# Article 3. Hydrogeochemical behavior around the abandoned Kettara mine site, Morocco

# **ARTICLE IN PRESS**

GEXPLO-05264; No of Pages 12

Journal of Geochemical Exploration xxx (2013) xxx-xxx



## Hydrogeochemical behavior around the abandoned Kettara mine site, Morocco

#### M. Lghoul <sup>a,c</sup>, A. Maqsoud <sup>b</sup>, R. Hakkou <sup>c,\*</sup>, A. Kchikach <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Equipe de recherche E2G, Department of Earth Sciences, Faculty of Sciences and Technology Guéliz, Cadi Ayyad University, Abdelkarim Elkhattabi Avenue, Gueliz, P.O. Box 549, Marrakech, Morocco
 <sup>b</sup> Research Institute Mines and Environment, UQAT, 445 boulevard de l'université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada
 <sup>c</sup> IDRC Research Chair in Management and Stabilization of Mining and Industrial Wastes, LCME, Cadi Ayyad University, Abdelkarim Elkhattabi Avenue, Gueliz, P.O. Box 549, Marrakech, Morocco

<sup>c</sup> IDRC Research Chair in Management and Stabilization of Mining and Industrial Wastes, LCME, Cadi Ayyad University, Abdelkarim Elkhattabi Avenue, Gueliz, P.O. Box 549, Marrakech, Moroccc

#### ARTICLE INFO

Article history: Received 22 June 2013 Accepted 8 December 2013 Available online xxxx

Keywords: Kettara abandoned mine site Acid mine drainage Hydrochemistry Groundwater contamination

#### ABSTRACT

One of the most serious environmental issues related to the mining industry in Morocco and elsewhere, is the pollution from abandoned mine sites. The production of Acid mine drainage (AMD) causes obvious sources of groundwater contamination. With the objective to investigate the impact of the AMD produced at the abandoned Kettara mine site (Morocco), groundwater sampling campaigns were performed during dry and wet seasons at this site. Water samples were analyzed to determine the hydrochemistry composition. The obtained results were analyzed using different research methods such as multivariate statistical analysis and geochemical modeling techniques.

Investigation results show that the hydrochemistry of water samples is characterized by the relatively significant enrichment in  $Ga^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and  $SO_{4}^{2-}$ . The typical mine waters belongs to the  $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$ - $SO_{4}^{2-}$  type. Seasonal variations in major ion concentrations were partly attributed to dissolution/precipitation processes. The saturation index (SI) for representative minerals in waters shows that groundwater samples are undersaturated with respect to most potential sulfated secondary minerals.

The results of the study will serve to identify pollutants from the abandoned mine drainage and assess the degree of groundwater pollution. They can also be used to prepare a rehabilitation scenario and prevent further environmental pollution.

© 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

#### 1. Introduction

Acid Mine Drainage (AMD) produced from mine wastes is one of the most challenging environmental problems currently facing the mining industry. Mining operations produce large amounts of wastes such as waste rock and tailings; these wastes must be properly managed to protect the environment. In this regard, more attention is required when these wastes contain sulfidic minerals such as pyrite and pyrrhotite. The oxidation of sulfides exposed to atmospheric conditions tends to acidify waters that are then more prone to mobilization of metals contained in the rock; these phenomena generate an acidic leachate called Acid Mine Drainage (AMD; also called ARD for Acid Rock Drainage) (e.g. Aubertin et al., 2002; Ritcey, 1989; SRK, 1989). The drainage water quality from tailings impoundments is influenced by: 1) precipitation and sedimentation of secondary minerals, 2) mineral adsorption by suspended materials (clays, organic matter) and 3) water dilution by adding surface water along the flow path (Nordstrom and Alpers, 1999).

When mine wastes have the potential to produce AMD, waste management and mine site rehabilitation should be performed to inhibit the AMD generation, the effluents produced should also be managed properly to meet existing regulations on water quality (Maqsoud et al.,

\* Corresponding author at: LCME, Cadi Ayyad University, Abdelkarim Elkhattabi Avenue, Gueliz, P.O. Box 549, Marrakech, Morocco.

E-mail address: r.hakkou@uca.ma (R. Hakkou)

the surrounding mine site area. For example when the AMD have high levels of sulfate and heavy metals at low pH, the biodiversity of waterecosystems decreases (Sydnor and Redente, 2002; Tordoff et al., 2000) and soils can be contaminated (Khalil et al., 2013). Also groundwater can be affected by this contamination and its impact is more important when water resources are limited particularly in arid and semi-arid regions (Dhakate et al., 2008). Increased knowledge of groundwater geochemical evolution in arid

2012). If not managed properly AMD production occurs and can affect

and semi-arid regions could lead to improved understanding of hydrochemical systems in such areas, leading to sustainable development of water resources and effective management of groundwater resource (Jalali, 2009). Most research groups have focused on the environmental impact of AMD especially soil and plant contamination (Khalil et al., 2013; Liu et al., 2009; Zhou et al., 2007), the impact on the surface and groundwater (Bhattacharya et al., 2012; Cidu et al., 2009, 2011; Delgado et al., 2009; Denimal et al., 2002; El Adnani et al., 2007; Equeenuddin et al., 2010; Gemici, 2004; Olías et al., 2012; Sadek, 2012), toxicity to aquatic life (Chen et al., 2007; Lin et al., 2005), and human health assessment of the residents (Bao et al., 2009).

The abandoned Kettara mine site is one of the most problematic mine site around Marrakech city (Morocco) where population is directly exposed to problems related to the AMD and its rehabilitation became necessary. Thus, the rehabilitation scenario being investigated at the Kettara mine site involves using fine alkaline phosphate waste

0375-6742/\$ – see front matter  ${\rm I\!C}$  2013 Elsevier B.V. All rights reserved. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.003

## **ARTICLE IN PRESS**

2

M. Lghoul et al. / Journal of Geochemical Exploration xxx (2013) xxx-xxx

(APW) as both an amendment and a 'store and release' (SR) cover (Hakkou et al., 2009). This process requires that all of the Kettara coarse tailings will be collected and placed over the old tailings pond. The coarse tailings would be amended with approximately 20 cm of APW; then, an APW capillary barrier would be placed over the Kettara mine waste. In the semi-arid climate, this cover will act as water infiltration barrier and will limit infiltration and water percolation to the reactive mine wastes; consequently AMD production will be inhibited (Hakkou et al., 2009).

Based on these investigations, instrumented column tests were performed to evaluate the feasibility of using phosphate limestone wastes as moisture retention layer in a SR cover with capillary barrier effects to control water infiltration and consequently AMD generation at the Kettara mine site will be inhibited. Results of these experimental tests show that the SR cover can limit deepwater infiltration (Bossé et al., 2013); so, the SR cover could be used efficiently to control AMD at the Kettara mine and rehabilitation work can go ahead once the financial problems will be overcome.

The performance of the future rehabilitation could be evaluated using groundwater quality around the Kettara abandoned mine site. This assessment requires a fairly accurate knowledge of the initial groundwater quality before rehabilitation works. For that, this work is performed with emphasis on the impact of acid mine drainage on groundwater quality.

This paper provides a conceptual assessment in order to better understand the dominant hydro-geochemical processes controlling spatial variation in chemical composition of the groundwater. The hydrogeochemical processes governing water quality were determined by examining the groundwater types based on major ion data and principal components analysis (PCA).

#### 2. Materials and methods

In this section we present a description of the studied area, followed by geological and hydrogeological condition configuration then sampling and analytical procedure is presented.

#### 2.1. Study area

The abandoned Kettara pyrrhotite ore mine is located approximately 30 km north–north–west of Marrakech city in the core of the central Jebilet Mountains (Fig. 1a). The mining village of Kettara and the mining infrastructure are located downstream from the tailings pond area (Fig. 1d). According to the latest statistics (2004), the population of Kettara is approximately 2000 (Hakkou et al., 2008a). The climate is classified as semi-arid with a mean annual rainfall of approximately 250 mm. Rainfall can occur over short periods and with high intensity. The annual potential evaporation typically exceeds 2500 mm.

From 1964 to 1981, the mine produced more than 5.2 million metric tonnes (Mt) of pyrrhotite concentrate containing an average of 29 wt% of sulfide. The pyrrhotite extraction generated tailings with a wide range of particle size distribution. Although ore reserves were still abundant, the mine was closed in June 1982 due to difficulties encountered during pyrrhotite concentrate production.



Fig. 1. The study area: (a) location, (b) AMD effluent, and (c) secondary minerals, (d) panoramic view.



Fig. 2. Geological and hydrogeological map of study area.

Tailing materials produced during pyrrhotite production were analyzed using grain-size distribution. Results show that these tailing materials can be divided into two classes (Bossé et al., 2013): a) coarse tailings (fine gravel) deposited on the 15 m high dyke and in 1 m high tailing piles; b) fine tailings (silt) deposited in the tailings pond. The Kettara wastes contain 1.6–14.5 wt.% sulfur, mainly as sulfide minerals (e.g., pyrrhotite, pyrite, chalcopyrite, galena, and sphalerite–Hakkou et al., 2008a). These sulfide minerals can be oxidized by atmospheric oxygen due to the high hydraulic permeability of tailings. Because Kettara mine tailings were abandoned for many years without any rehabilitation, sulfide minerals were oxidized and significant amounts of AMD were produced (Fig. 1b); tailing piles and pond will continue to release AMD for a long time. So, after each rainfall events, at Kettara mine site, the surface water runoff is strongly acidic (pH = 2.4 to 3.4–see Ouakibi et al.,

#### Table 1

Methods used to determine the physicochemical quality of groundwater.

Element	Analysis method
CI-	Norm AFNOR NFT 90-014
HCO <sub>3</sub>	Norm AFNOR NFT 90-036
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Norm NFT 90-040
Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Al <sup>3+</sup> , Si <sup>2+</sup> , Co <sup>2+</sup> , Cr <sup>2+</sup>	Atomic absorption and ICP-AES

2013) with very high concentrations of sulfate (8000–49,600 mg/L), Fe (40–1650 mg/L), and Al (730–4170 mg/L).

Also, several secondary minerals have been observed at the surface of the mine site and additional precipitates occur in other forms, such as 'blooms' or efflorescent salts (Fig. 1c). The presence of these minerals in large quantities shows that AMD generation is still very active at Kettara mine site.

These field observations are in accordance with lab static tests, indicating that Kettara fine and coarse tailings are highly acid-generating, with NNPs ranging from -22 to -453 kg/CaCO3/t (Hakkou et al., 2008a). Also, humidity cell tests, used for the prediction of the potential for AMD (Hakkou et al., 2008b), indicate that effluent water samples had low pH (2.9–4.2) and elevated concentrations of sulfate (47–5000 mg/L) and iron (1–1200 mg/L). Concentrations of Cu and Zn reached 58 and 45 mg/L, respectively.

Risks of groundwater contamination by the AMD are strongly related to the nature of the land and its structures, therefore the geological study of the site is necessary.

#### 2.2. Geological and hydrogeological setting

The central Jebilet metapelites (Sarhlef schists) outcrop a few kilometers North of Marrakech in a wide area corresponding to the central unit of the Hercynian Jebilet massif. The Sarhlef schists are derived from



Fig. 3. Relationships between major elements in the analyzed sampled water (a. wet season and b. dry season).

Middle to Upper Visean shales deposited in an anoxic platform and are affected by a very-low-to low-grade metamorphism contemporaneous with a post-Visean shortening. Deformation and metamorphic gradients are observed towards the major shear zones, and there are numerous intrusions present in the unit (Huvelin, 1977). Sulfide deposits in the studied area are generally located close to the intrusions. These ore bodies are organized into subvertical lineaments concurrently with the regional schistosity.

The Kettara sulfide deposit is a typical example of a metamorphosed deposit hosted by Visean volcano-sedimentary formations (Fig. 2). The tectonic and microtectonic structures observed in the neighborhoods of the principal surface of the tailings correspond to strike-slip faults with quartzo-carbonated seams and micro-fractures with quartzitic seams, and schistosity, which affects all of the black shale formation (Lghoul et al., 2012).

In the central Jebilet, Sarhlef shales and Bamega granite are the two major aquifers in the area. The water table in these formations is relatively shallow. The aquifer is characterized by a low permeability where the transmissivity is about  $0.9 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$  and the storage coefficient is about  $5 \times 10^{-2}$  (El Mandour, 1990). However, the presence of the tectonic deformations allows increasing the hydraulic permeability if y of the aquifer and limiting the time for transfer of the pollutant from the surface to the saturated zone of the aquifer.

The piezometric map (Fig. 2) shows that the water table is located at an average depth of 18 m. The depth of the water table can be explained by an overexploitation of groundwater by agricultural activities. Analysis of the map also shows that the direction of the groundwater flow is generally from North-east to South-west. This map was made with data from wet season (March 2011), in the dry season there is a drop of water table by about 2 m.

#### 2.3. Sampling and chemical analysis

#### 2.3.1. Sampling

The physical and chemical water properties were determined for groundwater collected during a campaign performed in March 2011 and June 2012. A total of 15 groundwater samples for each campaign were collected from various wells located in the study area. All these samples were collected in clean polyethylene bottles and were transported to the laboratory in iceboxes. The samples were stored at 4 °C before chemical analyses. Samples for Sr, Cr and F elemental analyses were collected separately and were acidified with ultrapure nitric acid (pH < 2).

#### 2.3.2. Chemical analysis

Groundwater analysis (Tables 2 and 3), including sampling and preservation, was carried out according to the standard ISO methods and to the analytical procedures recommended by the French Association for Normalization (AFNOR, 1997). Analyses were performed on the water samples after filtration using 0.45 µm acetate cellulose membranes. The parameters including  $SO_2^{4-}$ ,  $Cl^-$ ,  $Na^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $HCO^-$ ,  $Si^{2+}$  and  $Cr^{2+}$  were determined according to the methods described in Table 1.

#### Annexes

5

## **ARTICLE IN PRESS**



Fig. 4. Piper diagram showing the chemical composition of Kettara groundwater.

2.4. Used methods

ICP-AES analyses were conducted by the Chemistry Laboratory of Materials and Environment (LMCE). Temperature, electrical conductivity (EC) and pH of water were measured at the same time as with the water level measurements.

Statistical analysis and geochemical modeling methods were used in this study. These methods are described in the following paragraph.

T	à	h	l	e	2	

Table 2			
Physico-chemical	characteristics	of groundwater	(wet season). <sup>1</sup>

Well	Cond	pН	HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	Ca	Na	Si	Mg	Cr	Со	Cu	As	Cd
P1	3720	6.24	193	2670	198.8	731.4	223.6	10.74	187.15	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.01</td><td>&lt;LD = 0.771</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.01</td><td>&lt;LD = 0.771</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<LD = 0.01	<LD = 0.771	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P2	2450	6.2	208	23.6	511.2	469.45	105.1	8.741	124.75	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P3	2930	7.27	110	692.73	752.6	418.25	220.6	11.24	120.3	<ld 0.066<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.03</td><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.772</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<LD = 0.03	<ld 0.01<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.772</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<LD = 0.772	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P5	738	7.54	76	86.215	142	83.68	92.18	7.6	0.131	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P6	740	7.51	77	40.54	923	73.835	80.662	12.37	18.6	<LD = 0.066	<LD = 0.03	<LD = 0.01	<LD = 0.772	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P7	886	7	120	133.71	1022.4	72.605	117.9	13.62	20.62	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld>	<LD = 0.023
P8	3330	7.46	130	1896.7	1306.4	747.85	169.7	9.45	181.05	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P9	3340	6.44	204	3336.6	2030.6	753.95	135.1	10.72	204.85	<ld 0.067<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.13</td><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld></td></ld>	<LD = 0.13	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld>	<LD = 0.023
P10	2670	7	140	118	1462.6	453.75	228.9	10.26	100.8	<LD = 0.067	<LD = 0.13	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P11	3040	6.76	162	879.07	1675.6	527.8	199.9	9.34	118.55	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P12	1370	7.07	97	226.88	1775	191.15	109.4	9.7	36.45	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld>	<LD = 0.023
P13	2090	7.44	159	194.74	1320.6	181.45	212.1	9.27	78.43	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P14	1156	7.14	115	772.73	2485	107.4	148.1	8.6	33.1	<ld 0.067<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.13</td><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld></td></ld>	<LD = 0.13	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld></td></ld>	<ld 0.773<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.023</td></ld>	<LD = 0.023
P15	2160	7.27	136	142.18	426	148.75	262.5	8.23	88.05	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
Max	3720	7.54	208	3336.6	2485	753.95	262.5	13.62	204.85	-	-	-		-
Min	738	6.2	76	23.6	142	72.605	80.662	7.6	0.131	-	-	-	-	-
Average	2187.14	7.02	137.64	800.98	1145.13	354.38	164.70	9.99	93.77	-	1.7	<b>T</b>	1770	-

LD: Detection limit.

-: No value. <sup>1</sup> Concentrations are expressed in mg/L except for electrical conductivity (Cond) represented in µS/cm.

## **ARTICLE IN PRESS**

M. Lghoul et al. / Journal of Geochemical Exploration xxx (2013) xxx-xxx

Well	Cond	pH	HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	Ca	Na	Si	Mg	Cr	Co	Cu	As	Cd
P1	3700	6.72	168	1878	1164.4	57.7	17.58	19.14	1.24	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.771<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.022</td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.771<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.022</td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.771<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.022</td></ld></td></ld>	<ld 0.771<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.022</td></ld>	<LD = 0.022
P2	3400	3.4	192	1073	1107.6	36.14	12.9	9.01	1.03	<LD = 0.066	<LD = 0.03	<LD = 0.01	<LD = 0.772	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P3	604	6.8	224	1228	653.2	34.5	13.98	18.47	1.39	<LD = 0.066	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.772</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.772</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<LD = 0.772	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P5	450	7.72	320	10.405	383.4	8.27	1.71	6.69	0.89	<LD = 0.066	<LD = 0.03	<ld 0.01<="" =="" td=""><td>&lt;LD = 0.772</td><td><ld 0.022<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<LD = 0.772	<ld 0.022<="" =="" td=""></ld>
P6	452	7.65	328	10.405	241.4	9.6	1.87	7.6	0.91	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P7	393	7.72	344	97.1	198.8	8.25	1.79	8.23	1.13	<ld 0.066<="" =="" td=""><td><ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P8	3190	6.57	24	1631	340.8	58.33	16.02	12.56	0.91	<LD = 0.067	<ld 0.03<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P9	1197	6.75	64	169.43	539.6	11.9	2.6	11.25	1.1	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P10	3770	6.74	148	1662.075	1178.6	43.5	13	19.06	1.18	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.01<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P11	3700	6.68	120	1476.3	653.2	44.71	13.97	20.53	1.24	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P12	2780	7.11	92	318.05	213	22.31	4.14	10.94	1.12	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.772<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P13	587	7.28	240	245.72	1178.6	20.32	7.04	17.64	0.96	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P14	551	7.57	268	16.85	738.4	16.18	4.33	14.69	1.12	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
P15	500	7.48	288	66.39	1107.6	15.28	7.52	20.17	0.93	<ld 0.067<="" =="" td=""><td><ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.13<="" =="" td=""><td><ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.11<="" =="" td=""><td><ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld></td></ld>	<ld 0.773<="" =="" td=""><td><ld 0.023<="" =="" td=""></ld></td></ld>	<ld 0.023<="" =="" td=""></ld>
Max	3770	7.72	344	1878	1178.6	58.33	17.58	20.53	1.39	-	-	-	-	-
Min	393	3.4	24	10.405	198.8	8.25	1.71	6.69	0.89	-	-	-	_	
Average	1805.29	6.87	201.43	705.91	692.76	27.64	8.46	14.00	1.08	-	-	-	-	-

LD: Detection limit

<sup>1</sup> Concentrations are expressed in mg/L except for electrical conductivity (Cond) represented in µS/cm.

#### 2.4.1. Statistical analysis

The Principal Components Analysis (PCA) is a technique of statistical analysis, dealing with at least two variables. Graphs are built from the matrix of the correlations, and the PCA describes, diagrammatically,



the relationship between the various variables and the chosen factors. These graphs are planned in a circle of radius 1. The greater the correlation of the variable (-1 or + 1) to a factor, the more the variable is correlated to this factor. The position of variables is thus determined by their correlation with the factors. The closer together two variables are, the greater is their correlation. This method was adopted in numerous hydrogeochemical studies (Lasne, 1992; Maqsoud, 2007). Its efficiency makes it superior to the other methods such as Collins, Stiff, Schoeller and Piper diagrams (Güler et al., 2002).

To validate the classification of different groups given by the PCA, a descending hierarchical classification was performed associated with the PCA in order to build homogeneous groups. This method was used to determine the impact of AMD on groundwater quality. To study the impact of AMD from abandoned Kettara mine site on groundwater quality, 8 significant indicators were used: EC, pH, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> and Cl<sup>-</sup>. The PCA was performed using the statistical software XLSTAT 2010 version © Addinosof.

#### 2.4.2. Geochemical modeling

Water chemistry was interpreted with the assistance of the equilibrium chemical-speciation/mass-transfer model Chess (Van der Lee, 1998). The degree of saturation is expressed as the saturation index (SI). The SI corresponds to the difference of logarithms of ion activity product and solubility constant. The Chess program was used to calculate the SI for discrete minerals that may be controlling the concentrations of dissolved species in the waters.

#### 3. Results and discussion

#### 3.1. Hydrochemical characteristics of groundwater

To identify the origin and the processes contributing to groundwater mineralization, plots of Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> versus SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> are established for dry and wet seasons (Fig. 3). The graphs show (Fig. 3a) that the correlation between Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> versus SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> is good enough especially during dry season. This result could be explained by a compound effect of gypsum or anhydrite dissolution and evaporation processes. This excess of Ca<sup>2+</sup> is supposed to be related to dissolution of carbonate mineral (probably the dolomite).

Piper diagrams (Fig. 4) are widely used for classifying hydrogeochemical types of water basing on major ion analysis (Halima et al., 2009). Mainly water type showed by Piper plot is ranging between calcium-magnesium and sulfate-chlorides water (El Mandour, 1990).

7









3.1.1. Seasonal and spatial variation

Statistical comparison of major ion compositions in groundwater samples (Tables 2 and 3) is shown in Fig. 5a (wet season) and b (dry season). In fact, the decrease in major element concentrations could be indicated in June 2012 which is characterized by dry conditions. The SO<sub>4</sub><sup>--</sup> concentration of the water decreases to less than 20 mg/L in the same period. The observed pattern could be explained by the intensive evaporation process, whereas the high values observed in the wet season result in dissolution process effect by rainwater. Concentrations of Ca<sup>2+</sup> are highly variable with an average from 354.38 mg/L in March to 27.64 mg/L in June. On the other hand, concentrations in the most contaminated wells (on the basis of sulfate) are higher (Fig. 6). This suggests that Ca is produced by the dissolution of carbonates during the neutralization of acidity produced by the oxidation of pyrite (Sracek et al., 2010).

Concentrations of  $Mg^{2+}$  have an average of 93.77 mg/L and 1.08 mg/L for wet and dry season respectively. They are much lower

than background Ca<sup>2+</sup> concentrations, suggesting that Mg<sup>2+</sup> carbonates like dolomite are in the waste mining but not in the surrounding aquifer (Sracek et al., 2010). Concentrations of bicarbonate have an average from 137.64 mg/L and 201.43 mg/L for wet and dry season respectively. Bicarbonate is produced during acid mine drainage neutralization by carbonates. Chloride concentrations have an average between 1145.12 mg/L in wet season and 692.75 mg/L in dry season. Background concentrations are around 1107 mg/L in the wet season and 426 mg/L in the dry season (well P15). Concentrations of Na have an average of 164.7 mg/L in March and 14 mg/L in June.

Actually, seasonal variations in major element concentrations were partly attributable to dissolution of the efflorescent salts with their sorbed metals and additional metals from surging acidic seepage induced by precipitation (Gilchrist et al., 2009). In summary, groundwater in the shallow aquifer wells has close to neutral pH and high concentrations of sulfate, bicarbonate, calcium, and magnesium. Concentration of chloride is also high, these higher values correspond to 2030 and



Fig. 7. Concentration versus downstream distance of selected major ions.

1178 mg/L respectively for wet and dry season (Fig. 6). The mineralization of water is stronger in the wet period particularly in wells which are located downstream from the mine wastes. This mineralization is strongly due to sulfates and chlorides. Indeed, the chlorides have as origin the facies which characterizes water of Kettara mine (EI Mandour, 1990). In this study, the background well located upstream mine wastes (P15) approves that the natural mineralization of groundwater is dominated by chlorides (Fig. 6). It is also apparent that the concentration of  $ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$  decreases in dry period, which informs about the precipitation of carbonated minerals (calcite, aragonite and dolomite...). In groundwater, both chloride and sulfate can be considered as conservative contaminants because equilibrium with respect to gypsum is not reached in most samples and the aquifer is too oxidizing for reduction of sulfate (Sracek et al., 2010).

Selected species within the cross-section roughly aligned along the NE–SW direction are shown in Fig. 2. The general concentration profiles observed from upstream to downstream are presented in Fig. 7. This figure shows that the concentration of major ions is higher at the source, close to the mine wastes (upstream), and generally decreases downstream. This evolution is characterized by low concentrations of major elements during dry period. Run-off from the mine (ER3) has led to enrichment in sulfate ions (Fig. 2). The spatial distribution of sulfate contents shows the impact of AMD on the water quality of the aquifer. Thus, it is observed that sulfate concentration decreases from 2800 mg/L upstream to 200 mg/L downstream. This decrease of sulfate

concentration can be attributed to the natural attenuation by water dilution.

#### 3.1.2. Saturation index

Saturation indices (SI) of various minerals are plotted against the sum of  $Ca^{2+}$ ,  $SO_4^2$ ,  $HCO_3^-$  and  $Mg^{2+}$  for all groundwater samples (Fig. 8). The obtained SI shows that groundwater is undersaturated with respect to potential sulfate and carbonate secondary minerals. This suggests that the groundwater has short residence time and natural equilibrium with respect to these minerals not reached (Bhattacharya et al., 2012). Thus, the increase in  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and  $SO_4^{2-}$  concentrations may be a result of the dissolution of calcite, dolomite and gypsum. Water is slightly undersaturated with respect to gypsum, it can be seen that there are only a few samples close to saturation, which correspond to the most affected ones by AMD and those close to the mine wastes with a high sulfate concentration (Olfas et al., 2012).

#### 3.2. Statistical analysis

The statistical analyses were performed separately for the wet and dry campaign samples. Matrix of correlation results, applied to the 14 points of groundwater sampling in wet and dry season is presented in Tables 4 and 5 respectively. For the two PCA, the calculation was limited to two factors; the total percentage of the variance expressed by these

9



Please cite this article as: Lghoul, M., et al., Hydrogeochemical behavior around the abandoned Kettara mine site, Morocco, J. Geochem. Explor. (2013), http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.003

# ARTICLE IN PRES

M. Lghoul et al. / Journal of Geochemical Exploration xxx (2013) xxx-xxx

10 Table 4

	Cond	pH	Cl	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na	HCO <sub>3</sub>
Cond								
pH	-0.528	1						
Cl	-0.006	0.007	1					
SO <sub>4</sub>	0.729	-0.488	0.225	1				
Ca	0.931	-0.583	0.057	0.833	1			
Mg	0.963	-0.571	0.021	0.819	0.958	1		
Na	0.608	-0.035	-0.088	0.210	0.307	0.446	1	
HCO <sub>3</sub>	0.728	-0.834	0.029	0.555	0.693	0.772	0.311	1

Table 5

Correlation matrix calculated using Pearson coefficients (dry season).

	Cond	pH	Cl	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na	HCO <sub>3</sub>
Cond								
pH	-0.786	1						
Cl	0.287	-0.333	1					
SO <sub>4</sub>	0.828	-0.836	0.369	1				
Ca	0.836	-0.824	0.365	0.968	1			
Mg	0.728	-0.804	0.516	0.946	0.956	1		
Na	0.292	-0.412	0.665	0.507	0.510	0.624	1	
$HCO_3^-$	-0.710	0.850	-0.027	-0.579	-0.638	-0.507	-0.240	1

factors is about 75 and 85% respectively for wet and dry season (Fig. 9a and b).

3.2.1. Wet season

For the wet season (Table 4), the EC is correlated positively to  $HCO_3^-$ , SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> and negatively to pH. The pH is correlated negatively to Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> is correlated positively to Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. The Ca<sup>2+</sup> is correlated positively to Mg<sup>2+</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>--</sup> HCO<sub>3</sub><sup>--</sup> is correlated positively to Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>. However, Cl did not present any correlation with the other parameters.

The factor F1 is correlated positively to EC, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> and negatively to the pH (Table 6). The factor F1 (61% of variance in data set) is correlated to the ions that characterize carbonate minerals; also this factor is correlated to the SO4 which presents a higher concentration that can be related to sulfide minerals. The factor F1 opposes most dissolved mineral to the pH: when the mineral concentration increases the pH decreases. These conditions are mainly observed in the context of the AMD. Consequently, the factor F1 can be considered as an indicator of the AMD contamination. The factor F2 (15% of variance in data set) is correlated positively to Cl<sup>-</sup> and negatively to Na<sup>+</sup> (Table 6). The Na<sup>+</sup> can have atmospheric (rainfall), or anthropological (salting of roads) origins or can occur from dissolution of silicate mineral (clay). In the studied case, the Na<sup>+</sup> is weakly correlated to Cl<sup>-</sup>, excluding the atmospheric and the anthropological origins. Consequently, the Factor 2 can be considered as an indicator of silicate mineral dissolution. In the spatial representation, it seems that that the factor F1 opposes water with high concentration of  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and low pH, to water with low concentration of these minerals and high pH.

The projection of individuals on the factorial plan F1-F2 (Fig. 9a) allows identifying four distinct groups of samples:

- Group 1 (P1, P8 and P9) is typical in terms of their high conductivity (Table 2) resulting from high concentrations of salts such as Cl<sup>--</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>; • Group 2 is composed of samples P2, P3, P10, P11 and P15. This group
- contains the water samples with high concentrations of HCO<sub>3</sub>.



Fig. 9. Principal Component Analysis (PCA) for groundwater (a.wet season and b. dry season): in the left projection of variables on the factorial plan F1-F2; and in the right projection of individuals on the factorial plan F1-F2.

## ARTICLE IN PRES

#### M. Lghoul et al. / Journal of Geochemical Exploration xxx (2013) xxx-xxx

### Table 6

	F1	F2
Cond	0.953	-0.212
pH	-0.708	-0.284
Cl	0.061	0.710
SO <sub>4</sub>	0.828	0.247
Ca	0.945	0.050
Mg	0.973	-0.062
Na	0.455	-0.680
HCO <sub>3</sub>	0.851	0.090

· Group 3 composed of P5, P6 and P7 indicates samples with low conductivity values (Table 4) and low levels of pollution. This could be attributed to the location of these three wells upstream of all pollution sources.

· Group 4 contains wells P12 and P14 with moderate mineralization, which is a characteristic of water samples with intermediate conductivity.

#### 3.2.2. Dry season

For the dry season (see Table 5), the EC is correlated positively to  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$ ,  $Mg^{2+}$ , and  $Ca^{2+}$ , and correlated negatively to pH and to  $SO_4^+$ , ha may have a state or concentration by the factor of the ly to HCO<sub>3</sub>. The Ca<sup>2+</sup> is correlated positively to Mg<sup>2+</sup> and negatively to HCO<sub>3</sub>. Cl<sup>-</sup> is only correlated to Na<sup>+</sup>. This last correlation constitutes the main difference between the two PCA (wet and dry season). The factor F1 (68% of variance in data set) opposes most dissolved mineral to the pH and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. In fact, during the dry season there is an intense carbonate mineral evaporation. The factor F2 (17% of variance in data set) is correlated positively to Na<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> (Table 7). Consequently, the Factor 2 can be considered as an indicator of halite dissolution. The projection of individuals on the factorial plan F1-F2 results in the same groups obtained earlier in wet season with some wells which have become more mineralized during this period (Fig. 9b).

#### 4. Conclusions

The Kettara mine wastes involved a clear physical and chemical modification of the groundwater quality. This modification can be due to a probable contamination following the leaching of the mine wastes. Indeed, the mineralogical analysis of the mine tailings showed that these tailings are composed of primary minerals (sphalerite, pyrrhotite and pyrite) and of secondary minerals (gypsum, anhydrite, calcite, aragonite, dolomite). The attenuation of the AMD impact downstream from the mine can be explained by the effect of water dilution and precipitation.

It should be noted that the concentrations of major ions downstream mine wastes are quite higher than those in the wells located upstream of the mine. Acidity could be partially neutralized due to dissolution of carbonates such as calcite and the dolomite possibly, which would explain the significant contents of  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$ . The low concentrations of trace metals in groundwater can be related to the

# Table 7

	F1	F2
Cond	0.864	-0.270
pH	-0.915	0.226
Cl	0.489	0.760
SO <sub>4</sub>	0.951	-0.042
Ca	0.960	-0.063
Mg	0.944	0.151
Na	0.607	0.642
HCO <sub>3</sub>	-0.721	0.503

phenomena of sorption and precipitation. In a broad sense, the reactions responsible for the hydrochemical evolution in the Kettara area fall into two categories: (1) dissolution of evaporate minerals; and (2) precipitation of carbonate minerals.

This study was performed with the main objective to characterize the impact of the production of acid mine drainage on the groundwater quality around the Kettara mine site. The impact on groundwater shown by this study is important, but it must be noted that during the wet season the poor groundwater quality mainly derives from runoff, which transports large amounts of dissolved and suspended metals into the streams. The obtained results indicate that dissolution of gypsum and anhydrite could be responsible for the deterioration of groundwater in the studied area. This may explain the high concentration of sulfates in the groundwater. Based on sulfate concentration, groundwater can be considered as non-potable (higher than 250 mg/L) and can affect the health of the local populations around Kettara mine. In this respect a treatment at the source is recommended to reduce the impact of AMD, especially paying careful attention to the Kettara village located downstream of mine wastes.

#### Acknowledgments

The authors are grateful to the International Research Chairs Initiative, a program funded by the International Development Research Centre and supported by the Canadian Research Chairs program.

#### References

- AFNOR, 1997. 2nd ed. Qualité de l'eau, recueil des normes françaises, vol. 2. Association française de Normalisation, Paris.
  Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002. Environnement et gestion des rejets miniers.
  [Manuel sur CD-ROM] les Presses Internationales de Polytechnique, Montreal, Qc.
  Bao, Q.S., Lu, C.Y., Song, H., Wang, M., Ling, W.H., Chen, W.Q., et al., 2009. Behavioural

- Bab, Q.S., LU, C.T., Song, H., Wang, M., Ling, W.H., Chen, W.Q., et al., 2008. Benaviourial development of school-aged children who live around a multi-metal sulphilde mine in Guangdong province, China: a cross-sectional study. BMC Public Health 9 (1), 217. Bhattacharya, P., Sracek, O., Eldvall, B., Asklund, R., Barmen, G., Jacks, G., Koku, J., Gustafsson, J.E., Singh, N., BrokkingBalfors, B., 2012. Hydrogeochemical study on the contamination of water resources in a part of Tarkwa mining area, Western Ghana. L ME Ener Sci Sci 72, 2004. Afr. Earth Sci. 66, 72-84.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Magsoud, A., Benzaazoua, M., 2013. Assessment of phos-
- blosst: Dis Dissett of plosst plantatoda, the malayoud Ar, enclanadoda, the 2013 rost sensitive of plos phate linnestone wastes as a component of a store-and-release cover in semiarid cli-mate. Mine Water Environ. 32, 152–167.
  Chen, A., Lin, C., Lu, W., Wu, Y., Ma, Y., Li, J., 2007. Well water contaminated by acidic mine water from the Dabaoshan Mine, South China: chemistry and toxicity. Chemosphere 70, 248-255
- Cidu. R., Biddau. R., Fanfani, L., 2009. Impact of past mining activity on the quality of

- Cidu, R., Biddau, R., Fanfani, L., 2009. Impact of past mining activity on the quality of groundwater in SW Sardinia (Italy). J. Geochem. Explor. 100, 125–132.
   Cidu, R., Frau, F., Da Pelo, S., 2011. Drainage at Abandoned mine sites: natural attenuation of contaminants in different seasons. Mine Water Environ. 30, 113–126.
   Delgado, J., Sarmiento, A.M., Condesso de Melo, A.M., Nieto, J.M., 2009. Environmental impact of mining activities in the southern sector of the Guadiana basin (SW of the Iberian Peninsula). Water Ari Soil Pollulut. 199, 323–341.
   Denimal, S., Nicolas, T., Barbecot, L., Dever, L., 2002. Leaching of coal-mine tips (Nord-Pasde-Calais coal basin, France) and sulphate transfer to the chalk aquifer: example of acid mine drainage in a buffered environment. Environ. Geol. 42, 966–981.
   Dhakate, R., Singh, V.S., Hodlur, K.G., 2008. Impact assessment of chromite mining an groundwater through simulation modeling study in Sukinda chromite mining area.
- Dhakate, R., Singh, V.S., Hodlur, K.G., 2008. Impact assessment of chromite mining on groundwater through simulation modeling study in Sukinda chromite mining area, Orissa, India. J. Hazard. Mater. 160, 535–547.
   El Adnani, M., Ait Aoughrous, A., Yacoubi Khebiza, M., El Gharmali, A., Sbai, M., Errouane, A., Loukli Idrissi, L. Neimeddine, A., 2007. Impact of mining wates on the physico-chemical and biological characteristics of groundwater in a mining area in marrakech (Morocco). Environ. Technol. 28, 71–82.
   El Mandour, A., 1990. Actualisation des connaissanceshydrogéologiques du massif des Jebiletes, Meseta Occidentale. Thèse 3èmecycle Université Cadi Ayyad, Marrakech, Marce
- Maro
- Reueenuddin, M.D., Tripathy, S., Saho, P.K., Panigrahi, M.K., 2010. Hydrogeochemical char-acteristics of acid mine drainage and water pollution at Makum Coalfield, India. J. Geochem. Explor. 105, 75–82.
  Gemici, U., 2004. Impact of acid mine drainage from the abandoned Halikoy Mercury
- Mine (Western Turkey) on surface and groundwaters. Bull. Environ. Contam. Toxicol 72, 482-489.
- 72, 482–489. Gilchrist, S., Alexander, Æ., Gates, Æ., Szabo, Z., Lamothe, P., 2009. Impact of AMD on water quality in critical watershed in the Hudson River drainage basin: Phillips Mine, Hudson Highlands, New York. Environ. Geol. 57, 397–409. Güler, C., Thyne, G.-D., McCray, J.-E., Turner, A.-K., 2002. Evaluation of graphical and multivariante statistical methods for classification of water chemistry data. Hydrogeol. J. 10, 455-474.

Please cite this article as: Lghoul, M., et al., Hydrogeochemical behavior around the abandoned Kettara mine site, Morocco, J. Geochem. Explor. (2013), http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.003

11

# ARTICLE IN PRESS

12

#### M. Lghoul et al. / Journal of Geochemical Exploration xxx (2013) xxx-xxx

- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1. Environmental characterization. Mine Water Environ. 27. 145-159.
- A. HAKOU, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2. Mine waste geochemical behavior. Mine Water Environ. 27, 160–170.
  Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline
- phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. Mine Water Environ. 28, 206-218
- Halima, M.A., Majumder, R.K., Nessa, S.A., Hiroshiro, Y., Uddin, M.J., Shimada, J., et al., 2009. Hydrogeochemistry and arsenic contamination of groundwater in the Ganges Haimid, M.A., Majunider, K.A., Nessa, S.A., Missimo, T., Oduni, M.J., Sulmada J., et al., 2009. Hydrogeochemistry and arsenic contamination of groundwater in the Ganges Delta Plain, Bangladesh. J. Hazard. Mater. 164 (2–3), 1335–1345. Huvelin, P., 1977. Etude géologique et gîtologique du massif hercynien des Jebiletes (Maroc occidentale). Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc. (232 bis).

- Huvelin, P., 1977. Etude géologique et gitologique du massif hercynien des Jebiletes (Maroc occidentale). Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc. (232 bis).
  Jalali, M., 2009. Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. Environ. Geol. 56, 1479–1488.
  Khalii, K., Hanich, L., Bannari, A., Zouhri, L., Pourret, O., Hakkou, R., 2013. Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: pre-work of geochemical process modeling with numerical models. J. Geochem. Explor. 125 (2013), 117–129.
  Lasne, E., 1992. Étude de la structure et du fonctionnement hydrodynamique et hydrochimique d'un systèm ehydrologique karstique en milieux crayeux. Conceptualisation et modélisation de ce milieu à triple porosité. Exemple du Système des Trois Fontaines, Saint-Louy-de Cenois, Loiret, Thése Univ. Orléans (437 pp.).
  Lghoul, M., Kchikach, A., Hakkou, R., Zouhri, L., Guerin, R., Bendjoudi, H., Teńsido, T., Pena, J.A., Enriqué, L., Jaffal, M., Hanich, L., 2012. Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc): contribution au projet de réhabilitation. Hydrol. Sci. J. 57 (2), 370–381.
  Liu, C., Tong, X., Lu, W. Yan, L., Wu, Y., Nie, C., et al., 2005. Environmental impacts of surface mining on mined lands, affected streams and agricultural lands in the Dabaoshan Mine region, southern China. Land Degrad. Dev, 16 (5), 463–474.
  Liu, Y., Lin, C., Ma, Y., Lu, W., Wu, Y., Huang, S., 2009. Toxic effects of two acid sulfate soils from the Dabaoshan Mine on Corymbia citriodora var. variegata and Daphnia carinata. J. Hazard. Mater. 166 (2–3), 1162–1168.

- Maqsoud, A., 2007. Hydrological and hydrochemical functioning of the Rancon springs. Proceeding of the XXXV Congress—Groundwater and Ecosystems Lisbon 463, DD. 1-8.
- pp. 1-0. Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Plante, B., Cyr, J., 2012. Tracer test to evaluate hy-draulic residence time in limestone drains: case study of the Lorraine site, Latulipe, Québec, Canada. Int. J. Min. Reclam. Environ. 29, 275–291. Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. In: Plumlee, G.S.,
- Logsdon, M.J. (Eds.), The environmental geochemistry of mineral deposits, part A: processes, techniques, and health issues. Review of Economic Geology, 6A, 133-160
- pp. 133–160.
   Olías, M., Moral, F., Galván, L., Cerón, J.C., 2012. Groundwater contamination evolution in the Guadiamar and Agrio aquifers after the Aznalcóllar spill: assessment and environ-mental implications. Environ. Monit. Assess. 184, 3629–3641.
   Ouakibi, O., Loqman, S., Hakkou, R., Benzaazoua, M., 2013. The potential use of phosphatic limestone wastes in the passive treatment of AMD: a laboratory study. Mine Water Environ. 27, 266–377. Environ, 32, 266-277
- ENVIOD. 32, 200–217. Ritcey, G.M., 1989. Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industry. ELSEVIER, Amsterdam. Sadek, Y., 2012. Geochemical evolution of groundwater in Meng Xu Area, Gui Ping City,

- Sadek, Y., 2012. Geochemical evolution of groundwater in Meng Xu Area, Gui Ping City, Southern China. Procedia Eng. 33, 340–350.
   Sracek, O., Gzyl, G., Frolik, A., Kubica, J., Bzowski, Z., Gwozdziewicz, M., Kura, K., 2010. Evaluation of the impacts of mine drainage from a coal waste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland. Environ. Monit. Assess. 165, 233–254.
   Steffer, Robertson and Kirsten (B.C.) Inc. (SRK), 1989. Draft acid rock drainage technical guide. Report Prepared for British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, vol. I. Bi-Tech Publishers Litd, Vancouver, BC.
   Sydnor, M.E.W., Redente, E.F., 2002. Reclamation of high elevation, acidic mine waste with organic amendments and topsoil. J. Environ. Qual. 31 (5), 1528–1537.
   Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., Willis, A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. Chemosphere 41 (1–2), 219–228.
   Van der Lee, J., 1998. Thermodynamic and mathematical concepts of CHESS. Technical Report LHM/RD/98/39.CIG., Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, France.
   Zhou, J.M., Dang, Z., Cai, M.F., Liu, C.Q., 2007. Soil heavy metal pollution around the Dabaoshan Mine, Guangdong Province, China. Pedosphere 17 (5), 588–594.