

---

# Mise en application des outils développés dans Caphéine : Site 1 traitement de minerais en contexte gneissique

---

CaPhéInE : CAractérisation des  
PHEnomènes de transfert en zone  
INsaturée des Eléments traces

---

Mars 2012

---

Ce guide a été rédigé dans le cadre du projet CaPhéInE financé par l'Ademe et réalisé en partenariat par le BRGM, l'INERIS, EDF et le CEA :



Coordinateur du projet : Valérie Guérin (BRGM)

Rédacteurs :

- Philippe Bataillard, Geoffrey Boissard, Sandra Bellier, Elicia Verardo, Sandra Béranger et Valérie Guérin, (BRGM),

Ont également collaboré à ce guide :

- Dominique Breeze, Stéfan Colombano et Jean-François Brunet (BRGM)

# Sommaire

---

<b>1. Introduction</b> .....	<b>9</b>
<b>1.1 Problématique contexte</b> .....	<b>9</b>
<b>1.2 Objectifs et livrables du projet CAPHEINE</b> .....	<b>9</b>
<b>1.3 Objectifs du présent guide et place dans la méthodologie</b> .....	<b>10</b>
<b>1.4 Limites des guides sites</b> .....	<b>11</b>
<b>2. Contexte et problématique du site 1</b> .....	<b>13</b>
<b>2.1 Contexte</b> .....	<b>13</b>
<b>2.2 Présentation de l'ancien site minier étudié</b> .....	<b>14</b>
2.2.1 Situation géographique .....	14
2.2.2 Géologie et hydrogéologie.....	15
2.2.3 Etude historique .....	16
2.2.4 Caractérisation de la source .....	16
<b>2.3 Problématique</b> .....	<b>17</b>
<b>3. Résumé des méthodes mises en œuvre sur le site 1</b> .....	<b>19</b>
<b>4. Caractérisation hydrique de la zone non saturée</b> .....	<b>21</b>
<b>4.1 Matériel et méthode</b> .....	<b>21</b>
<b>4.2 Résultats</b> .....	<b>21</b>
<b>4.3 Critique des résultats</b> .....	<b>23</b>
<b>5. Caractérisation de la mobilité des ETM dans la zone non saturée du sol</b> .....	<b>25</b>
<b>5.1 Susceptibilité magnétique</b> .....	<b>25</b>
5.1.1 Objectif de l'expérience.....	25
5.1.2 Matériels et méthodes .....	25
5.1.3 Résultats .....	26
5.1.4 Critique des résultats .....	30
<b>5.2 Caractérisation de la mobilité résiduelle des contaminants sur site après réhabilitation</b> ....	<b>31</b>

5.2.1	Matériels et méthodes .....	32
5.2.2	Résultats .....	35
5.2.3	Critique des résultats .....	37
<b>5.3</b>	<b>Etude de l'oxydation du manganèse.....</b>	<b>38</b>
5.3.1	Matériels et méthodes .....	38
5.3.2	Résultats .....	39
5.3.3	Critique des résultats .....	43
<b>6.</b>	<b>Modélisation des écoulements dans les zones saturée et non saturée.....</b>	<b>47</b>
<b>6.1</b>	<b>Matériel.....</b>	<b>47</b>
<b>6.2</b>	<b>Modélisation en zone saturée .....</b>	<b>49</b>
6.2.1	Méthodes .....	49
6.2.2	Résultats .....	60
<b>6.3</b>	<b>Modélisation prenant en compte la zone non saturée.....</b>	<b>63</b>
6.3.1	Modélisation du site avant réhabilitation.....	63
6.3.2	Modélisation du site après réhabilitation.....	74
<b>6.4</b>	<b>Critique des résultats.....</b>	<b>79</b>
<b>7.</b>	<b>Références.....</b>	<b>81</b>
<b>A.</b>	<b>Analyses des eaux superficielles et des particules.....</b>	<b>87</b>

## Illustration

---

Figure 1 - Lien entre les différents guides CAPHEINE.....	11
Figure 2 - Coupe longitudinale du Nord au Sud du site avant les travaux de 2004.....	13
Figure 3 - Schéma conceptuel du site 1 avant travaux.....	14
Figure 4 - Coupe longitudinale du Nord au Sud du site après les travaux.....	14
Figure 5 - Photographie du site en direction du Nord prise en haut du confinement.....	15
Figure 6 - Carte piézométrique de l'aquifère superficiel en 1999 en période de basse eaux.....	16
Figure 7 - Pluviométrie et Température (Station météo de Saint-Yrieix-la-Perche).....	22
Figure 8 - Réalisation d'un profil de conductivité électrique et de susceptibilité magnétique.....	25
Figure 9 - Concentrations en As et Fe sur le site de Cheni (mesures in situ).....	27
Figure 10 - Comparaison des concentrations en As et Fe.....	27
Figure 11 - Répartition des valeurs de susceptibilité mesurées.....	28
Figure 12 - Evolution de la susceptibilité magnétique en fonction de As et Fe.....	28
Figure 13 - Répartition de la susceptibilité magnétique au droit de la terrasse n°2.....	29
Figure 14 - Répartition de la conductivité électrique au droit de la terrasse n°2.....	30
Figure 15 - Localisation des prélèvements d'échantillons d'eau, de sol et de sédiment.....	32
Figure 16 - Prélèvement de sédiment à l'aide d'un carottier pneumatique type Beker.....	33
Figure 17 - Mesures électrochimiques du pH et du Eh in situ.....	34
Figure 18 - Spéciation de As dans les lixiviats des sédiments et des sols.....	36
Figure 19 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs ouverts inoculés.....	41
Figure 20 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs ouverts stériles.....	41
Figure 21 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs fermés inoculés.....	42
Figure 22 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs fermés stériles.....	42
Figure 23 – Domaine d'étude.....	49
Figure 24 – Domaine d'étude.....	50
Figure 25 – Profil géologique (source : Rapport BRGM/RP-52504-FR).....	51
Figure 26 – Discrétisation verticale du domaine d'étude (modèle zone saturée).....	52
Figure 27 – Maillage du domaine d'étude.....	53

Figure 28 – Conditions aux limites .....	55
Figure 29 – Comparaison des déterminations de perméabilité par essais RMP, essais de surface et essais en piézomètres (source : Rapport BRGM/RP52504-FR).....	56
Figure 30 - Distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans la couche des résidus miniers	57
Figure 31 - Distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans la couche des gneiss altérés ..	58
Figure 32 - Distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans la couche des gneiss fissurés.	58
Figure 33 - Distribution spatiale des points d'observation .....	59
Figure 34 – Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés .....	60
Figure 35 - Détermination des paramètres de Van Genuchten (essai en drainage) .....	65
Figure 36 – Résultats obtenus en régime non-saturé .....	67
Figure 37 – Discrétisation verticale du domaine d'étude (modèle zone non saturée) .....	68
Figure 38 – Comparaison entre piézométrie observée et piézométrie calculée en mode non-saturé	69
Figure 39 – Carte piézométrique obtenue par le modèle prenant en compte la zone non-saturée ...	71
Figure 40 –Variation spatiale de la surface libre de la nappe sur une coupe transversale du modèle	72
Figure 41 – Maillage du domaine d'étude – modèle du site après réhabilitation .....	75
Figure 42 – Comparaison entre piézométrie observée et piézométrie calculée – modèle du site après réhabilitation .....	76
Figure 43 - Carte piézométrique obtenue par le modèle du site après réhabilitation.....	77
Figure 44 - Variation spatiale de la surface libre de la nappe sur une coupe transversale du modèle du site après réhabilitation.....	78

Tableau 1 - Résumé des caractérisations et expérimentations mises en place d'un point de vue chimique sur le site 1 .....	19
Tableau 2 - Résumé des investigations hydriques mise en œuvre sur le site 1 .....	20
Tableau 3 - Résumé des modèles mis en œuvre sur le site 1.....	20
Tableau 4 - Evapotranspiration potentielle.....	22
Tableau 5 - Analyse de l'eau prélevée en sortie du bassin d'aération.....	40
Tableau 6 - Résultats de la spéciation des eaux réalisée avec le logiciel PHREEQC .....	43
Tableau 7 - Résultats des essais de perméabilité en forage .....	56
Tableau 8 - Conductivité hydraulique retenues suite au calage du modèle .....	57
Tableau 9 - Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés .....	61
Tableau 10 - Etude de sensibilité – modèle en mode saturé .....	62
Tableau 11 - Paramètres hydrogéologiques.....	65
Tableau 12 – Conductivité hydraulique à saturation du modèle non-saturé .....	68
Tableau 13 - Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés .....	70
Tableau 14 – Etude de sensibilité – modèle prenant en compte la ZNS.....	73
Tableau 15 - Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés – modèle du site après réhabilitation .....	76

## Acronymes

---

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CAPHEINE : CAractérisation des PHEnomènes de transfert en zone INsaturée des Eléments traces

CBD : Citrate-Bicarbonate-Dithionite

EDF : Electricité de France

ETM : Eléments Traces Minéraux

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

ZNS : Zone Non Saturée



## 1. Introduction

### 1.1 Problématique contexte

---

En France, la décision d'intervenir sur un site pollué et le choix des moyens à mettre en œuvre sont fonction du contexte environnemental, de la nature de la pollution et des risques résultants pour l'Homme et les ressources en eau. Actuellement la majorité des études évaluant les risques de contamination des eaux souterraines ne prennent pas en compte la spécificité de la zone non saturée.

Dans le cas des éléments traces minéraux (ETM), les mécanismes qui contrôlent leur mobilité sont variables dans le temps et dans l'espace : ils sont fortement liés aux conditions physico-chimiques du milieu et donc à ses changements. Selon les conditions, le transfert des polluants vers les couches plus profondes et les nappes souterraines peut être facilité ou inhibé. De même, une éventuelle immobilisation des polluants dans les couches superficielles peut être réversible. Si ces mécanismes sont mal compris, le potentiel de risque d'un site peut être mésestimé.

Dans ces conditions, dans les études d'impact, on considère que la totalité des éléments lixiviables parvient à la nappe, ignorant alors le rôle potentiellement « protecteur » de la ZNS vis-à-vis des eaux souterraines, ce qui peut engendrer des travaux de réhabilitation coûteux et disproportionnés.

La compréhension des phénomènes chimiques et hydriques qui caractérisent la zone non saturée (ZNS) présente donc un grand intérêt pour appréhender plus finement le risque à plus ou moins long terme pour les eaux souterraines. L'incidence des usages actuels du site sur la capacité d'émission de contaminants de la source doit être caractérisée et complétée par une étude prenant en compte les possibles changements d'usage, et/ou les modifications physico-chimiques éventuelles ultérieures du site d'étude, qui peuvent influencer sur la mobilité des polluants. Cette anticipation requiert très généralement l'établissement de modèles de fonctionnement.

Cependant, les processus qui gouvernent le devenir des ETM en zone non saturée sont complexes et nombreux. Par conséquent, la modélisation de ces phénomènes qui permettrait d'anticiper les effets d'un changement d'usage sur la mobilité des ETM, demande l'acquisition d'un nombre suffisant de données hydriques et chimiques. Compte tenu des coûts financiers importants de leur acquisition et de leur exploitation, il convient d'être particulièrement pertinent lors de la définition des caractérisations à mettre en œuvre.

### 1.2 Objectifs et livrables du projet CAPHEINE

---

Le projet **CAPHEINE** vise à **mettre à disposition une méthodologie permettant de préciser les contextes (typologie des sites, polluants, géologie et hydrologie) dans lesquels il est utile de prendre en compte la zone non-saturée du site dans l'évaluation des risques pour la ressource en eau.**



Le projet a permis d'élaborer trois guides techniques qui proposent plusieurs méthodes permettant d'améliorer la connaissance du fonctionnement du système. Ainsi, les paramètres à acquérir du point de vue hydrologique et chimique et les méthodes disponibles pour acquérir ces paramètres sont détaillés dans deux guides :

- la caractérisation de la mobilité des ETM est abordée dans le guide « Caractérisation de la mobilité des ETM dans la zone non saturée du sol » (Bataillard *et al.*, 2012) ;
- pour les paramètres hydriques, on se reportera au guide « Caractérisation hydrique de la zone non saturée » (Guérin *et al.*, 2012b).

L'intégration des données obtenues dans les modèles numériques et le choix du type de modèle à privilégier pour obtenir une modélisation réaliste du fonctionnement du site sont quant à eux détaillés dans un troisième guide :

- la modélisation du transfert d'ETM est abordée dans le guide « Modélisation des écoulements et du transport des éléments traces en zone non saturée » (Boissard *et al.*, 2012).

Le programme **CAPHEINE** s'est également appuyé sur l'étude de 5 sites. Les actions mises en œuvre sur chacun des sites en rapport avec les différents guides techniques développés dans le cadre de **CAPHEINE** sont appelés « guides sites ».

La méthodologie développée s'adresse aux principaux acteurs responsables du diagnostic et de la surveillance de sites et sols pollués.

### 1.3 Objectifs du présent guide et place dans la méthodologie

---

Ce guide a pour but de détailler les investigations réalisées sur le site 1 en les replaçant dans le contexte et la problématique du site.

Le lien entre ce guide avec les guides techniques est explicité sur la Figure 1.

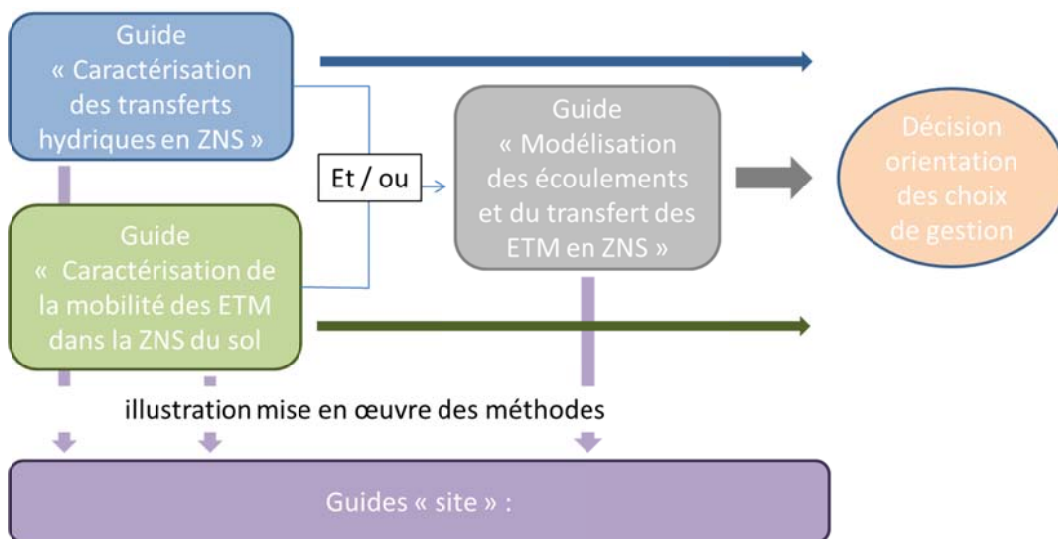


Figure 1 - Lien entre les différents guides CAPHEINE

### 1.4 Limites des guides sites

Les guides sites n’ont pas objet de décrire en détails toutes les actions mises en œuvre pour la gestion de ceux-ci. Ils ont pour objet d’explicitier pour le champ d’action de **CAPHEINE**, les méthodes qui ont été mises en œuvre pour répondre à la problématique, les résultats obtenus et le retour d’expérience i.e. facilité de mise en œuvre, coût et qualité de la réponse obtenue par rapport aux attentes.

Caphéine





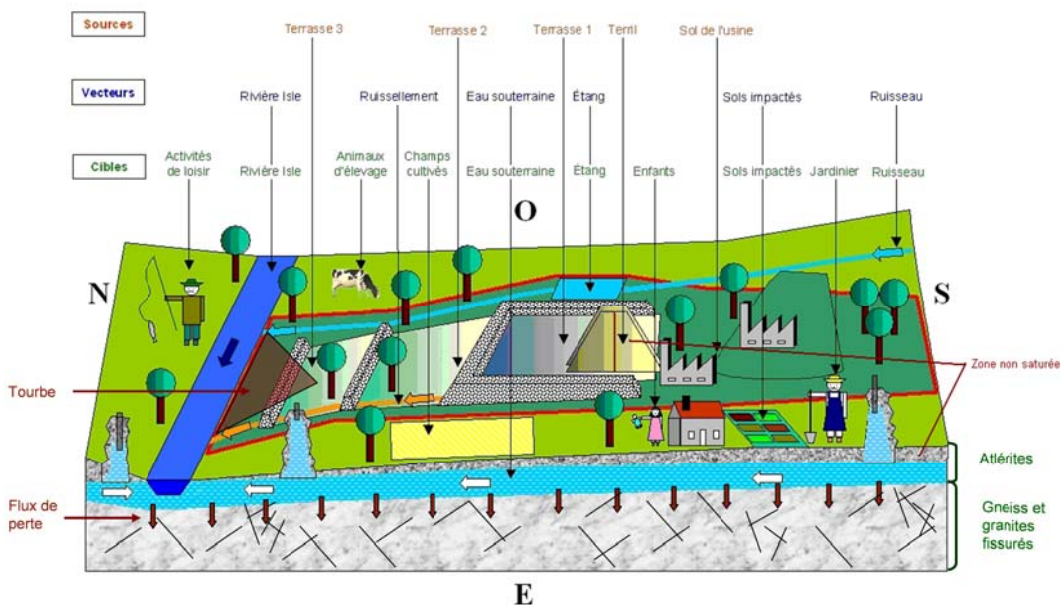


Figure 3 - Schéma conceptuel du site 1 avant travaux

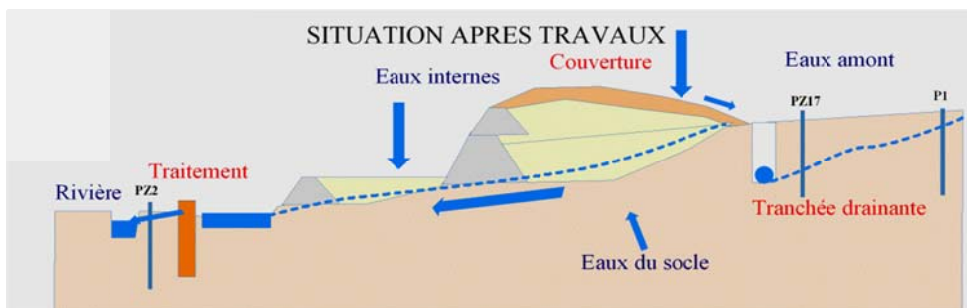


Figure 4 - Coupe longitudinale du Nord au Sud du site après les travaux

## 2.2 Présentation de l'ancien site minier étudié

### 2.2.1 Situation géographique

Le site (Figure 5) occupe près de 8 hectares en amont hydraulique d'une rivière qui borde le site dans sa partie nord et s'écoulant d'est en ouest et drainant déjà en amont de son bassin versant plusieurs autres sites miniers aurifères.

Le site présente une déclivité des terrains du nord au sud.



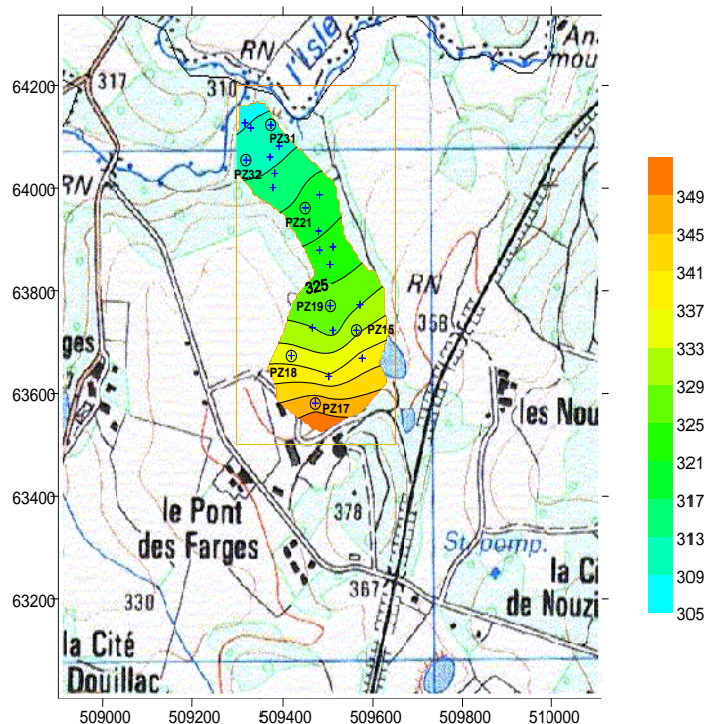


Figure 6 - Carte piézométrique de l'aquifère superficiel en 1999 en période de basse eaux.

### 2.2.3 Etude historique

Ce site était destiné au traitement des minerais des mines aurifères situées à proximité, par amalgamation au mercure et cyanuration de 1921 à 1973.

### 2.2.4 Caractérisation de la source

L'exploitation a eu pour conséquence la mise en dépôts de résidus de traitement constitués d'un matériel fin de granulométrie inférieure à 74  $\mu\text{m}$ . Il est constitué de quartz à 70%, d'aluminosilicates de 10 à 20%, de sulfures (arsénopyrite et pyrite) et de précipitations d'hydroxydes de fer contenant jusqu'à 8% d'arsenic adsorbé ou coprécipité. Des carbonates (calcite et dolomie) et des sulfates (gypse et dolomite) ont été introduits lors des différents traitements.



## 2.3 Problématique

---

Le site 1 a fait l'objet d'une réhabilitation. Il faut donc vérifier que le nouvel aménagement (confinement des stériles miniers, paroi drainante en amont du confinement, création d'un bassin d'aération des eaux de ruissellement et de la nappe) permet de respecter les concentrations de rejet définies dans l'arrêté préfectoral.

Or, les résultats des campagnes de suivi montrent que les rejets en As et Mn dépassent parfois ces seuils. Il est impératif de comprendre les mécanismes de contrôle des concentrations de ces éléments en solution afin d'adapter un éventuel traitement des eaux en aval du bassin, avant rejet à la rivière.

L'augmentation des concentrations en As au niveau du bassin d'aération peut provenir de trois phénomènes :

- l'apport continu d'eaux de ruissellement qui résultent soit de pluies soit de résurgences à différents endroits du site dont plusieurs pourraient provenir du tas de déchets confinés ;
- une possible mobilisation d'As présent dans les sédiments les plus fins déposés au fond du bassin ;
- l'apport continu des eaux souterraines en amont du bassin et dont la contamination en As est avérée.

Le rôle de la couche d'altérites (en ZNS et en ZS) sur la fixation /remobilisation d'As demande à être évalué. En effet, les altérites du fait de leur composition minéralogique présente des caractéristiques pouvant intervenir sur l'immobilisation de l'arsenic.

Ces matériaux, contaminés par les eaux d'infiltration du terril, ont donc joué le rôle de puits de pollution. Maintenant que la source est maîtrisée, ils sont susceptibles à leur tour de relarguer des contaminants (source secondaire). Les formes de l'As dans ces matériaux doivent être évaluées afin d'estimer leur comportement à long terme.

La persistance du manganèse en solution dans le bassin d'aération peut provenir de deux phénomènes :

- la présence de fer en solution dans le bassin inhibe l'élimination du manganèse et la formation des oxydes de manganèse ;
- le temps de séjour des eaux dans le bassin n'est pas adapté à la cinétique de précipitation du manganèse.

Il est intéressant de déterminer si l'oxydation du manganèse est limitée par un phénomène géochimique ou biologique. Nous avons notamment tenté d'évaluer le rôle de la microflore, du fer et de la cinétique dans la précipitation du Mn.

La problématique sur ce site est d'explicitier les concentrations en arsenic et en manganèses observées, et de dimensionner les méthodes de réhabilitation envisagées (barrière perméable réactive, rhyzofiltration, ..). Ceci demande une estimation précise des flux d'eaux et des cinétiques réactionnelles afin de déterminer le temps de séjour de l'eau et les conditions physico-chimiques qui permettront l'abattement souhaiter des concentrations.

### 3. Résumé des méthodes mises en œuvre sur le site 1

Pour répondre à ces problématiques, les méthodes suivantes ont été mises en œuvre :

Du point de vue chimique, les caractérisation et expérimentations suivant ont été réalisées (Tableau 1) :

*Tableau 1 - Résumé des caractérisations et expérimentations mises en place d'un point de vue chimique sur le site 1*

	Niveau	Paramètres acquis / Expériences réalisées	Informations fournies
Caractérisation du contexte du site	2	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Susceptibilité magnétique</li> <li>- Fluorescence X</li> </ul>	Cartographie du site et de localisation des zones fortement concentrées en arsenic
Caractérisation de la mobilité des ETM dans les conditions actuelles du site	2	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Réalisation de deux piézomètres en amont de la BPR</li> <li>- Prélèvements d'eaux souterraines et des eaux superficielles</li> <li>- Prélèvements et analyses d'échantillons de sédiments au fond du bassin de sols en amont du bassin</li> <li>- Réalisation d'extractions simples</li> </ul>	Estimation du potentiel de rétention/mobilisation de As
	3	Réalisations de batch avec différentes conditions expérimentales, système ouvert ou système fermé et inoculé ou stérile	<p>Etude des conditions nécessaires à l'oxydation du manganèse dans le bassin d'aération</p> <p>Caractérisation de la précipitation du manganèse dans le bassin d'aération</p>

Du point de vue hydrique, les investigations suivantes ont été menées (Tableau 2):

*Tableau 2 - Résumé des investigations hydriques mise en œuvre sur le site 1*

	Niveau	Paramètres acquis / Expériences réalisées	Informations fournies
Caractérisation du contexte du site	1	Achat des données météo pluviométrie plus évapo-transpiration locale à la station la plus proche	Bilans hydriques
Caractérisation de de la ZNS	1	Utilisation de bases de données et de loi empiriques sur base analyse granulométrique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Détermination de la courbe de rétention</li> <li>- Détermination de la conductivité hydraulique à saturation</li> </ul>
	2	Réalisation d'essai Best au laboratoire	

Du point de vue modélisation, les modèles suivant ont été mis en œuvre (Tableau 3) :

*Tableau 3 - Résumé des modèles mis en œuvre sur le site 1*

	Niveau	Paramètres acquis / Expériences réalisées	Informations fournies
Compréhension des mécanismes responsables des écoulements en zone saturée et en ZNS	1	Modélisation hydrodynamique en zone saturée (Feflow)	Modélisation des écoulements en zone saturée - Site avant réhabilitation
	2	Modélisation hydrodynamique en zone non saturée (Feflow)	Modélisation couplée des écoulements en zones saturée et non saturée - Site avant réhabilitation
	2	Modélisation hydrodynamique en zone non saturée (Feflow)	Modélisation couplée des écoulements en zones saturée et non saturée - Site après réhabilitation

## 4. Caractérisation hydrique de la zone non saturée

### 4.1 Matériel et méthode

---

Achat des données météo pluviométrie à la station la plus proche et calcul de l'évapo-transpiration locale.

### 4.2 Résultats

---

La recharge a été calculée comme la différence entre la pluviométrie annuelle et l'évapotranspiration annuelle. Ce dernier paramètre n'étant pas directement disponible, la formule de Thornthwaite a été utilisée pour calculer l'évapotranspiration à partir de la pluviométrie et de la température (Gaume, 2006) :

$$ETP = 16 * \left( \frac{10 * \theta}{I} \right)^a * F(\lambda)$$

ETP : évapotranspiration potentielle mensuelle (mm/mois),

$\theta$  : température mensuelle moyenne (°C),

$$a = \frac{1.6I}{100} + 0.5$$

I : indice thermique annuel, somme de douze indices thermiques mensuels i :

$$i = \left( \frac{\theta}{5} \right)^{1.5}$$

F( $\lambda$ ) : coefficient de correction, fonction de la latitude et du mois.

Les données pluviométriques et de température utilisées sont issues de la station météo de Saint-Yrieix-la-Perche (87). Ces données sont présentées en Figure 7.

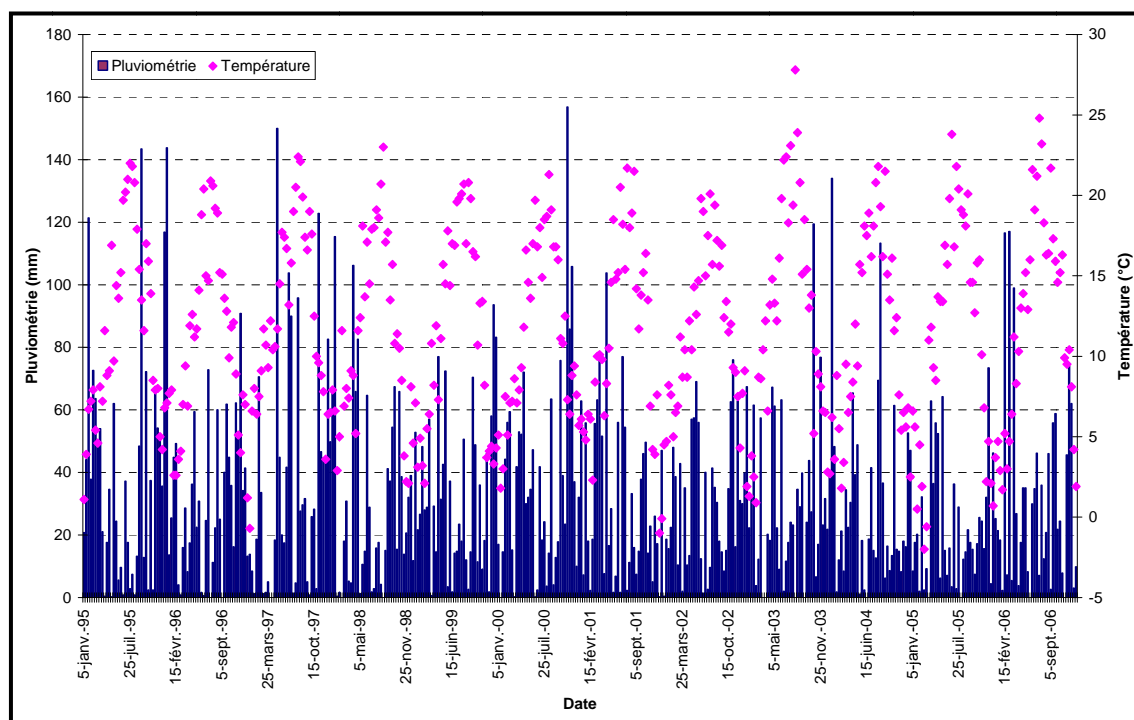


Figure 7 - Pluviométrie et Température (Station météo de Saint-Yrieix-la-Perche)

Les valeurs ayant servi à générer la recharge effective introduite dans le modèle sont présentées dans le Tableau 4. La recharge effective moyenne est égale à 608 mm/an soit 1,66 mm/j.

Tableau 4 - Evapotranspiration potentielle

Mois	F( $\lambda$ )	Précipitations (mm)	Température moyenne (°C)	ETP (mm)
janvier	0.73	110.2	4.7	12.2
février	0.78	91.8	5.1	14.4
mars	1.02	85.6	8.2	33.7
avril	1.15	111.9	10.0	48.2
mai	1.32	100.8	10.0	55.3
juin	1.33	60.6	17.8	111.2
juillet	1.33	74.3	19.3	122.4
août	1.24	83.6	19.6	116.3
septembre	1.05	84.4	15.9	76.7
octobre	0.91	101.3	13.1	52.5
novembre	0.75	131.0	7.2	21.1
décembre	0.70	118.3	4.9	12.6

### 4.3 Critique des résultats

---

Le modèle n'est pas très sensible à la recharge, lorsque cette dernière varie de 100 mm/an, les niveaux piézométriques varient de 1 m environ. Nous pouvons donc raisonnablement utiliser la valeur calculée à l'aide de la formule de Thornthwaite, valeur dont l'ordre de grandeur est représentatif de la région de Chéni. Cette valeur pourrait en revanche être ajustée en fonction de la pente observée sur le terrain. En effet, la recharge a, localement, un impact non-négligeable, comme l'illustre la distribution de recharge différente introduite au niveau du terriil.

Caphéine







La méthode utilisée est décrite dans le fiche technique n°5 en annexe du guide « Caractérisation de la mobilité des ETM dans la ZNS » (Bataillard et al., 2012).

En chaque point ont été mesurés, en mode dipôle vertical :

- la conductivité électromagnétique au niveau du sol  $\sigma_{\text{sol}}$  ;
- la conductivité électromagnétique à 1,5 m de hauteur  $\sigma_{1,5\text{m}}$  ;
- le champ en phase au niveau du sol  $\text{In}_{\text{sol}}$  ;
- le champ en phase à 1,5 m de hauteur  $\text{In}_{1,5\text{m}}$ .

La susceptibilité magnétique en chaque point a ensuite été déduite des deux mesures de champ.

La zone d'investigation a également fait l'objet d'une campagne de mesures au Niton. Cet analyseur à fluorescence X de terrain a permis de mesurer notamment la concentration en arsenic (As) et en fer (Fe) du sol.

### 5.1.3 Résultats

#### Données fluorescence X

La méthode de mesure électromagnétique est sensible, principalement, à la magnétite  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ . Les concentrations en Fe mesurées in situ sur l'ensemble du site sont très élevées, et systématiquement plus importants que les concentrations en As (Figure 9). Les concentrations en As se révèlent également élevées (jusqu'à 6000 ppm).

Toutefois, sur la base de ces mesures, aucune corrélation entre la concentration en As et la concentration en Fe n'est observée (Figure 10).

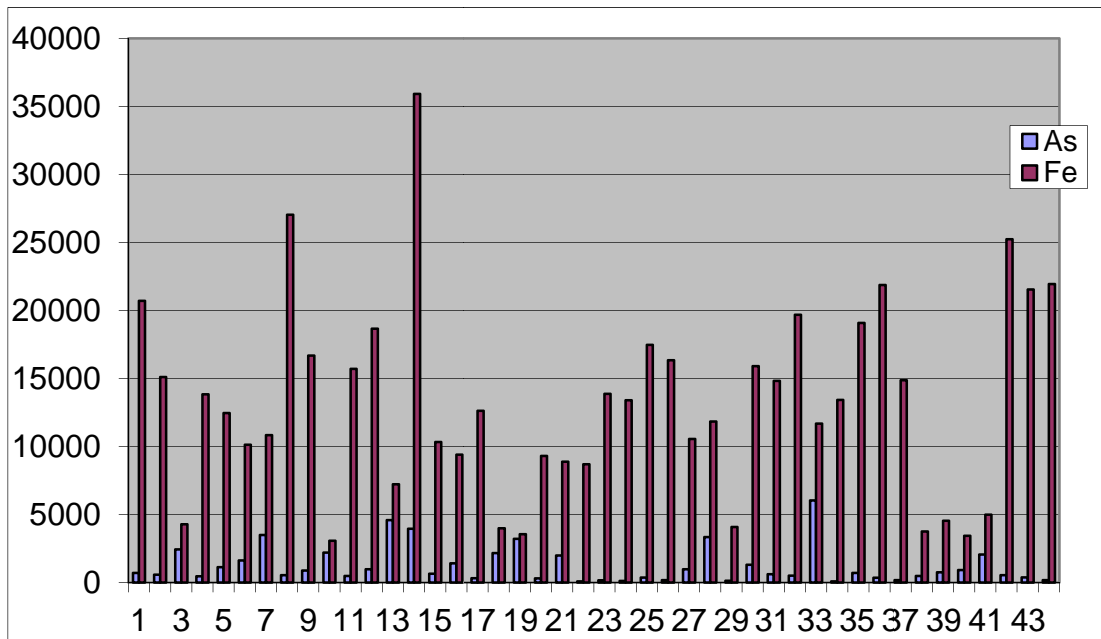


Figure 9 - Concentrations en As et Fe sur le site de Cheni (mesures in situ)

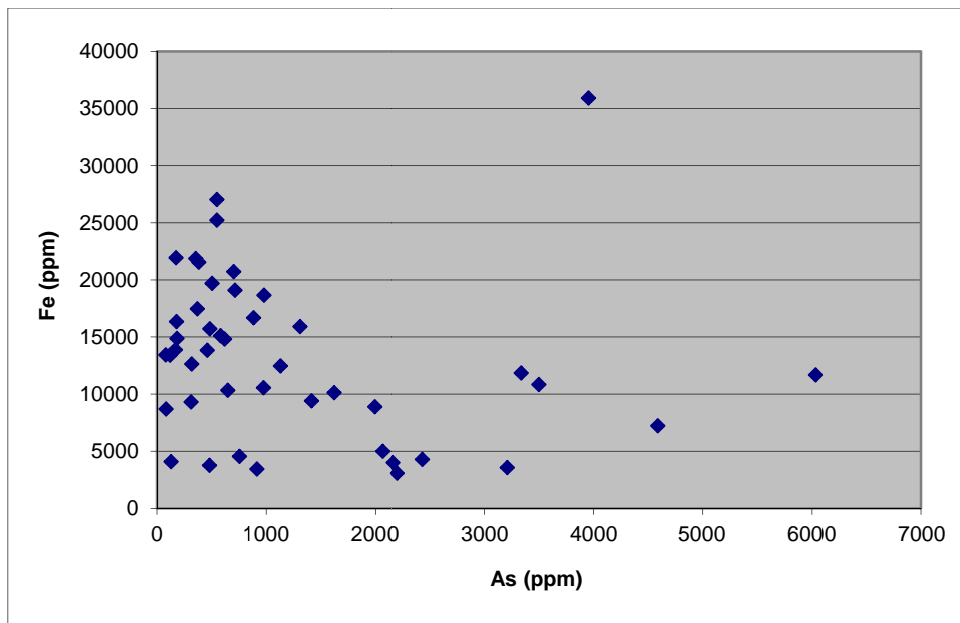
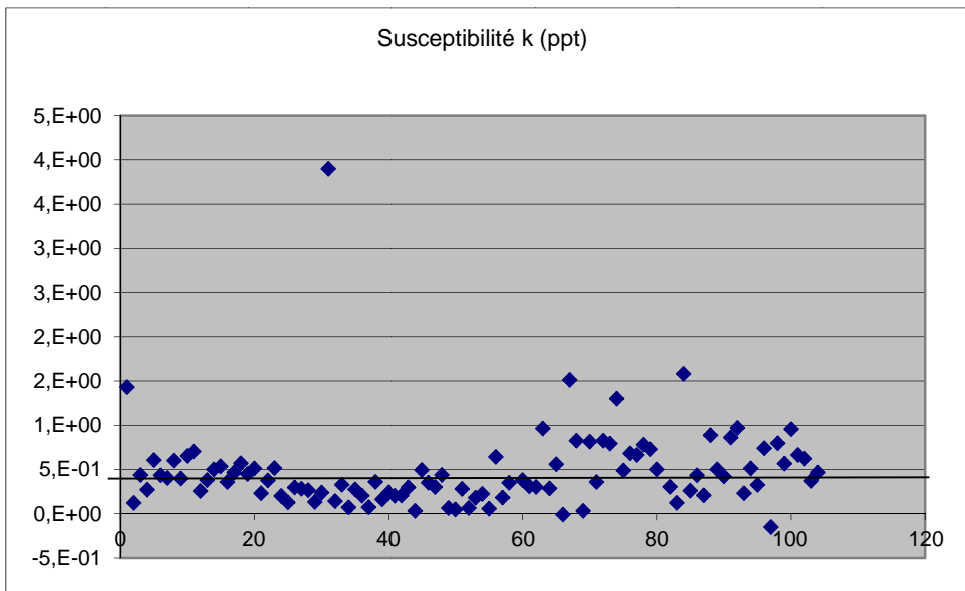


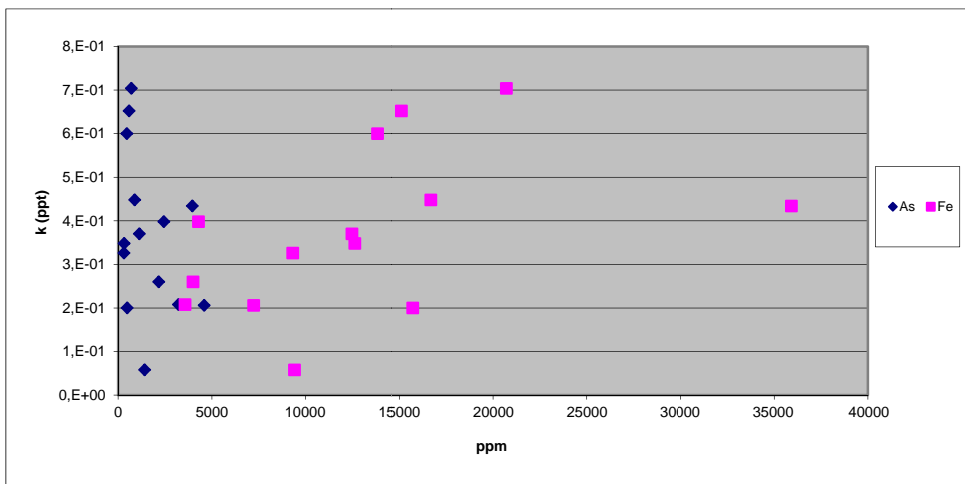
Figure 10 - Comparaison des concentrations en As et Fe

*Données électromagnétiques*

La majorité des valeurs de susceptibilité magnétique mesurées (Figure 11) est comprise entre  $1.10^{-5}$  et  $1.10^{-3}$  (SI). La médiane s'établit à  $4.10^{-4}$  ppt. Ces valeurs sont compatibles avec la nature des matériaux constitutifs de la terrasse n°2 (gneiss).



*Figure 11 - Répartition des valeurs de susceptibilité mesurées*



*Figure 12 - Evolution de la susceptibilité magnétique en fonction de As et Fe*

La Figure 12 montre, pour les points ayant fait l'objet de mesures chimiques et électromagnétiques, l'évolution de la susceptibilité magnétique en fonction des concentrations respectives en Fe et As. Aucune corrélation n'est observée.



### Interpolations-Cartographies

Les données issues de la couverture de la terrasse n°2 à l'électro-magnétomètre ont été interpolées par krigeage.

La Figure 13 représente la répartition spatiale de la susceptibilité magnétique mesurée au droit de la terrasse n°2. Figurent également sur cette carte les valeurs de concentration en arsenic (As) mesurées sur cette terrasse.

Cette carte ne permet pas de déceler une éventuelle corrélation entre susceptibilité magnétique et concentration en arsenic du sol.

Un constat identique peut être établi à l'observation de la Figure 14, qui représente la répartition de la conductivité électrique au droit de la terrasse n°2. On ne relève pas, graphiquement, de corrélation en la conductivité électrique et la concentration en arsenic. Il faut noter, sur cette carte, que les valeurs négatives de conductivité sont des artefacts d'interpolation, et ne concernent pas l'emprise de la terrasse n°2.

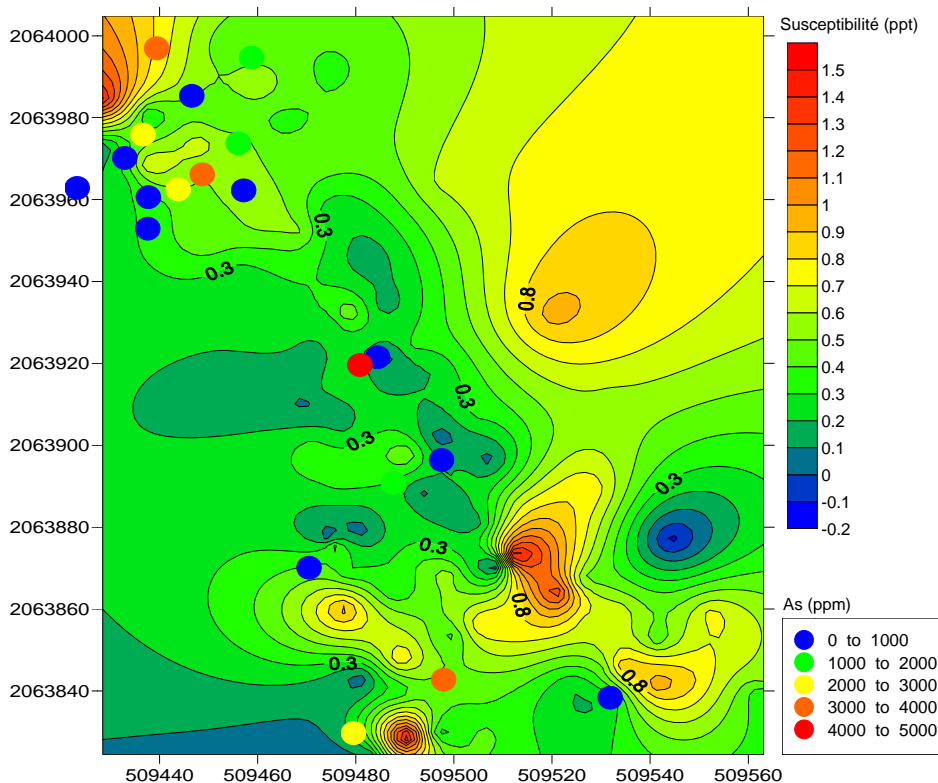


Figure 13 - Répartition de la susceptibilité magnétique au droit de la terrasse n°2

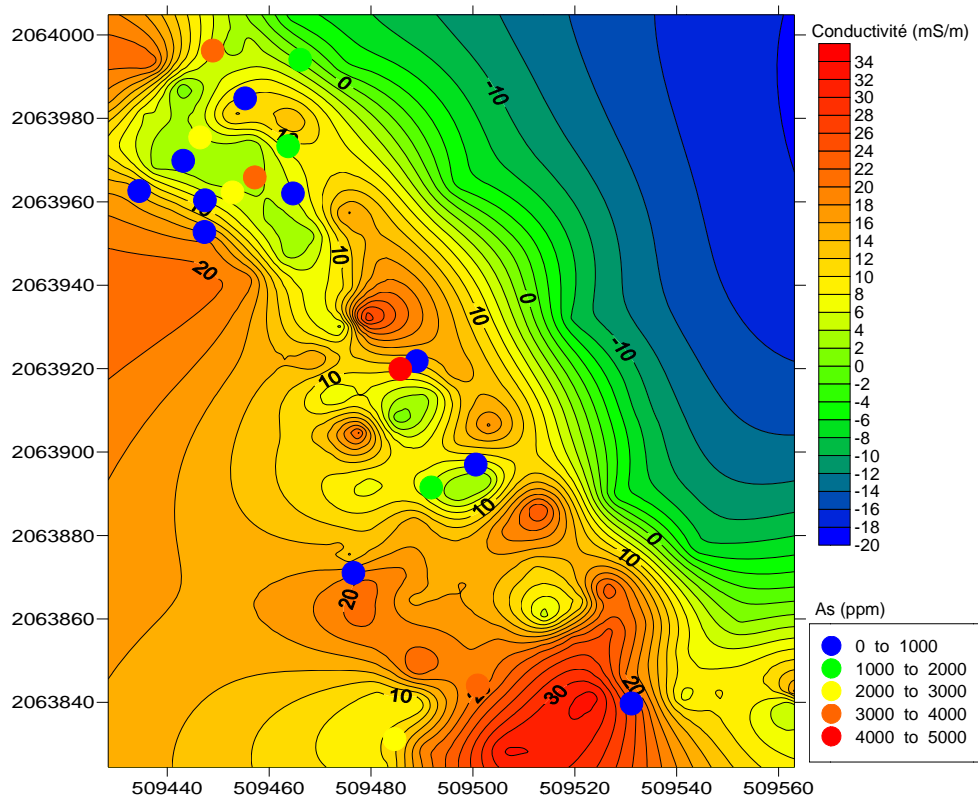


Figure 14 - Répartition de la conductivité électrique au droit de la terrasse n°2

Les deux cartes établies montrent par contre une très forte hétérogénéité du sous-sol. Hétérogénéité que l'on retrouve au niveau de la physico-chimie de la nappe.

#### 5.1.4 Critique des résultats

Dans le cadre spécifique du site de Chéni, les méthodes de cartographie électromagnétique mises en œuvre n'ont pas permis d'établir une relation avec la concentration des sols en arsenic.

Ce constat est confirmé par l'analyse des données recueillies sur le site, qui montrent l'absence de corrélation entre la concentration en arsenic et la concentration en fer total. Or, la mesure de la susceptibilité magnétique est sensible, principalement, à la magnétite  $Fe_3O_4$ . De plus, les valeurs de susceptibilité mesurées au droit du site sont représentatives de son contexte géologique. Il semblerait donc que, sur la zone étudiée, magnétite et arsenic ne sont pas associés.

Toutefois, il convient de moduler ce constat au regard des méthodes mises en œuvre sur le terrain. Les mesures réalisées au Niton sont superficielles (quelques millimètres). Les mesures réalisées à l'EM38 concernent une couche de sol de 0,80 à 1,00 m d'épaisseur. Il est possible d'envisager que les

répartitions superficielles et volumiques de la susceptibilité magnétique et de la concentration en arsenic sont différentes, ce qui expliquerait les résultats obtenus. Ce point gagnerait à être éclairci par des prélèvements et des analyses supplémentaires, représentatifs du massif de matériaux de la terrasse n°2 et non uniquement de sa surface.

Cette méthode pourrait cependant se révéler efficace, notamment pour la recherche de polluants issus de minerais ultrabasiques (amiante par exemple), pour lesquels la concentration en magnétite est plus élevée.

## 5.2 Caractérisation de la mobilité résiduelle des contaminants sur site après réhabilitation

---

L'objectif de ces travaux est de caractériser les capacités de rétention de la zone non saturée de ce site minier tout particulièrement vis à vis de l'arsenic mais aussi du manganèse qui est une contamination récente. La capacité de rétention d'un sol va dépendre du type de sol présent, de sa composition minéralogique, des conditions physico-chimiques du milieu ainsi que de la composition géochimique de la solution en contact avec les phases solides du sol.

Pour tester ces hypothèses, un programme de travail a été proposé qui comprenait :

- la réalisation de deux piézomètres en amont de la BPR ;
- le prélèvement d'eaux souterraines dans ce piézomètre en vue d'analyses ;
- le prélèvement des eaux superficielles en entrée du bassin d'aération, dans le bassin d'aération ;
- en sortie du bassin d'aération en vue d'analyses ;
- le prélèvement d'échantillons de sédiments au fond du bassin d'aération en vue d'analyses ;
- le prélèvement d'échantillons de sols en amont du bassin en vue d'analyses.
- 

La zone d'étude choisie s'étend du pied du confinement au bassin d'aération sur laquelle ruisselle les eaux issues du ressuyage des stériles (Figure 15).

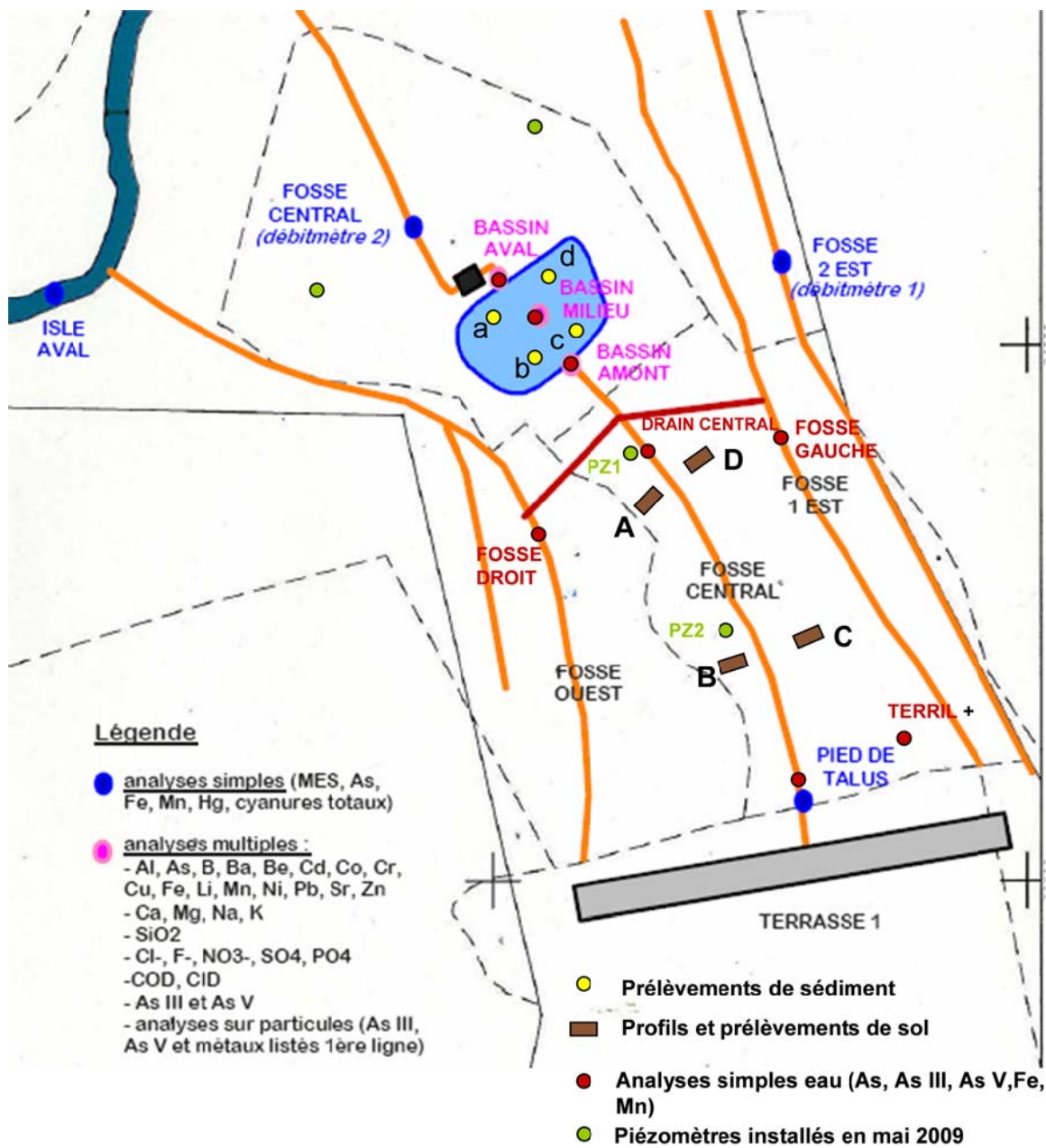


Figure 15 - Localisation des prélèvements d'échantillons d'eau, de sol et de sédiment.

### 5.2.1 Matériels et méthodes

Une première étape consiste à délimiter cette zone non saturée et à caractériser les sols la constituant et les eaux la traversant.







### *Caractérisation des eaux superficielles et souterraines*

Tout d'abord, l'évolution des concentrations en arsenic, fer et manganèse dans les eaux souterraines et superficielles permet d'émettre des hypothèses quant aux processus qui les contrôlent. Pour cela, les analyses les plus exhaustives possibles sont réalisées.

La dynamique des éléments cibles (As et Mn, notamment) est fortement contrôlée par les changements redox. C'est pourquoi le programme analytique tient compte des paramètres redox (Eh et spéciation de As). La compréhension du comportement du système nécessite de plus une connaissance la plus complète possible de la composition des eaux du système.

Les analyses d'eaux superficielles ont porté sur :

- pour les 5 campagnes : Fe, Mn, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Ni, Pb, Sr, Zn, As III et AsV + paramètres physico-chimiques sur site ;
- pour 2 des 5 campagnes en sus :
  - Cl, SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, F, Ca, Mg, Na, K, SiO<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub> ;
  - COD, CID ;
  - mise en solution de particules sur filtres et analyses de Mn, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Ni, Pb, Sr, Zn, As III et AsV ;
- paramètres physico-chimiques sur site (pH, Eh, conductivité, T°).

### *5.2.2 Résultats*

#### *Caractérisation des eaux superficielles et souterraines*

Les résultats des campagnes d'analyse des eaux montrent que les résurgences au pied du stockage de déchet contiennent de l'ordre de 30 mg/L de Mn et plus d'1 g/L de sulfate. Les teneurs en As sont de l'ordre de 400 µg/L et celles de Fe de 90 µg/L lorsque cet élément est détecté (Annexe A). L'analyse des différentes teneurs mesurées sur plusieurs campagnes de suivi, suggère que la dilution des eaux en surface entre le pied de talus et l'entrée de bassin, induit un abattement de 50% en As et Mn, complété par la sorption de ces éléments lors de leur transport qui induit 10% d'abattement supplémentaire pour As et 25% pour Mn. Toutefois, les teneurs en As en sortie de bassin sont supérieures à celles mesurées en entrée.

L'étude des eaux souterraines montre que les eaux de ruissellement sur la terrasse à l'amont du bassin et qui sont parfois contaminées en As, ne communiquent pas avec les eaux circulant dans l'aquifère sous-jacent. Les premiers résultats d'analyse des eaux de la nappe montrent toutefois une

teneur importante en As ( $4000 \mu\text{g/L}$ ) au droit du piézomètre PZ1 qui se trouve à proximité du bassin. Au contraire, la teneur en As est de  $30 \mu\text{g/L}$  dans PZ2, proche du tas de déchet confiné. Ce résultat souligne la forte hétérogénéité de la nappe et que sa zone d'alimentation en As est en amont de la zone où ont été implantés les piézomètres.

*Caractérisation des échantillons de sol et de sédiment*

Les résultats de caractérisation des sédiments montrent que le potentiel redox est compris entre 100 et 250 mV et que le pH est proche de la neutralité. La caractérisation de la spéciation d'arsenic montre toutefois que la fraction lixiviable à l'eau de cet élément contient majoritairement As(III). En outre, la fraction lixiviable est plus élevée que dans les échantillons de sol (Figure 18).

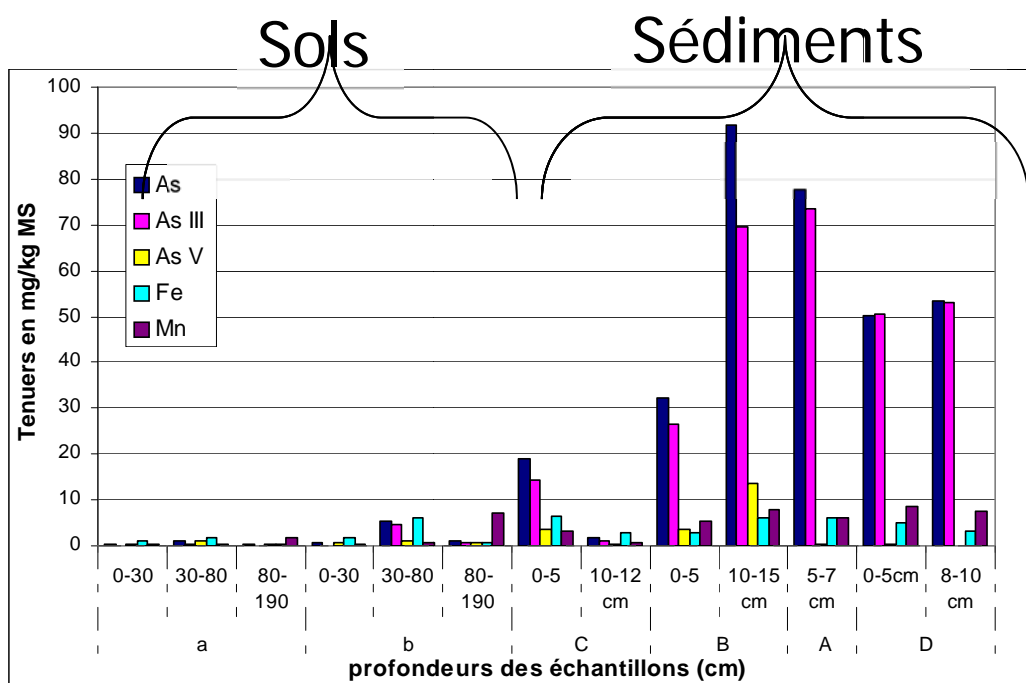


Figure 18 - Spéciation de As dans les lixiviats des sédiments et des sols

Les résultats concernant les extractions au CBD et pyrophosphate des échantillons de sédiments permettent de conclure que les particules déposées au fond du bassin sont en cours de déstabilisation. Plus que les teneurs totales en Fe et As extraites par ces réactifs, ce sont les quantités relatives extraites par les deux réactifs qui permettent de mettre en évidence cette évolution. Les sédiments du bassin sont effectivement constitués des particules originaires de l'amont transportées par l'érosion mécanique de l'horizon superficiel de la terrasse. Initialement la spéciation des éléments était donc identique à celle observée dans les sols. Or, le rapport CBD/pyrophosphate dans l'horizon 0-30 cm de la fosse A est environ 10 fois supérieur à celui déterminé dans les échantillons de sédiment. Cela indique

qu'une majeure partie de Fe n'est plus dans des minéraux d'oxy-hydroxydes bien cristallisés, type goethite, mais qu'il se forme dans les sédiments des espèces plus amorphes (ferryhydrite) en liaison probable avec une réduction partielle de Fe(III) en Fe(II) (rouille verte type fougérite ?, formation de complexe de surface avec Fe(II)?). Ces déductions sont cohérentes avec les potentiels redox déterminés *in situ*.

### 5.2.3 Critique des résultats

Les extractions et les analyses chimiques des sols ont montré que l'arsenic et le manganèse se fixent principalement dans l'horizon superficiel par adsorption sur des oxydes de fer bien cristallisés au pied du confinement et plus amorphes près du bassin. La zone non saturée n'est donc pas une source d'arsenic compte tenu de la configuration du site, au contraire elle présente les conditions favorables à sa fixation.

L'ensemble des observations et des mesures permet de conclure que les eaux circulant au sein du site contribuent toutes à l'apport d'arsenic dans le bassin. En effet l'arsenic présent dans le bassin provient essentiellement des drains issus du confinement, des sédiments et des eaux souterraines.

Les résultats de caractérisation des sédiments du bassin ont bien montré la présence majoritaire d'As(III) dans la fraction lixiviable à l'eau mais l'ensemble des caractérisations montre qu'il est oxydé en As(V) lors de son séjour dans la colonne d'eau avant son rejet. Si les eaux de ressuyage du confinement devenaient acides et réductrices une solubilisation de l'arsenic pourrait être observée. Cet élément pourrait donc être efficacement sorbé sur des particules d'oxydes de fer dans le cadre d'un traitement passif des rejets.

L'adsorption de l'arsenic sur les hydroxydes de fer précipités préalablement pourrait permettre de contrôler la mobilité de l'arsenic dans les eaux. Des simulations réalisées avec le logiciel PHREEQC mettent en évidence l'adsorption de l'arsenic et du manganèse sur les hydroxydes de fer entre le pied du confinement et le bassin. Ces derniers proviennent essentiellement d'une résurgence, positionnée à l'est du drain central et au pied du talus, présentant de forte concentration en fer.

Cependant au niveau du bassin de rétention les concentrations en fer ne sont pas assez importantes pour permettre la précipitation du fer et du manganèse sous forme d'oxyde afin de créer des sites de sorption pour l'arsenic V. De plus on constate que les concentrations en arsenic sont plus importantes à la sortie qu'à l'entrée du bassin (Annexe A). Les conditions dans le fond du bassin sont probablement anoxiques ce qui entraîne la réduction de l'arsenic V en arsenic III et remobilise l'arsenic dans les eaux du bassin.

Les techniques de remédiation qui peuvent être envisagées doivent inclure l'oxygénation des eaux et/ou un ajout de fer.

## 5.3 Etude de l'oxydation du manganèse

---

L'oxygénation des eaux en sortie du bassin de Chéni permet un abattement suffisant du fer en solution mais pas du manganèse en solution. Il est possible que la présence de fer II en solution inhibe la réaction de précipitation du manganèse (Gouzinis et al. 1997, Lesley et al. 2008). Aussi il est probable que la réaction de précipitation du manganèse soit lente et que le temps de séjour des eaux dans le bassin ne soit pas assez important.

Pour des eaux dont le pH est inférieur à 8, l'oxydation abiotique du manganèse ne peut se produire (Lesley et al. 2008). Comme l'eau du bassin étudié a un pH compris entre 7,1 et 7,7 nous allons identifier le rôle de la catalyse microbienne sur la précipitation du manganèse.

Une expérimentation est proposée au laboratoire pour apprécier les mécanismes responsables de l'absence de précipitation du manganèse en solution. Il s'agit d'un suivi cinétique, à température constante, des concentrations en Mn et Fe dans des réacteurs dont certains sont réalisés en système fermé et d'autres en système ouvert. Ce dernier est considéré comme tel dans la mesure où les eaux du réacteur sont régulièrement filtrées sur membranes millipore 0,2  $\mu\text{m}$  afin d'éliminer les précipités d'hydroxydes de fer formés au cours de l'expérience. Chaque réacteur est également réalisé de manière stérile et non stérile afin de quantifier l'impact de la catalyse microbienne sur l'avancement des réactions.

### 5.3.1 Matériels et méthodes

Pour la réalisation de l'expérience, environ 40 litres d'eau ont été prélevés le 13 juillet 2011, au niveau du rejet du bassin d'aération des eaux du site. Une analyse chimique des eaux a été réalisée. Elle a porté sur : pH, Eh1, As, Mn, Fe, Ca, K, Na, Mg, Cl,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Si, Al. Les concentrations fer et manganèse ont été ajustées à 1,5 mg/l de MnII et 0,1 mg/L de FeII, pour être représentative des conditions rencontrées sur le site lors des prélèvements réalisés 2009.

Les réacteurs sont constitués de flacons en plastique de 4 litres remplis avec 3 litres d'eau filtrée à 0,2  $\mu\text{m}$ . Les combinaisons testées sont les suivantes :

- Réacteur fermé – non stérile ;
- Réacteur fermé - stérile ;
- Réacteur ouvert – non stérile ;
- Réacteur ouvert – stérile.

Les réacteurs fermés sont réalisés en triplicat et les réacteurs ouverts en duplicat. Avant chaque prélèvement l'ensemble du contenu des réacteurs ouverts est filtré sur membrane millipore de 0,2  $\mu\text{m}$ . De cette manière, les produits d'oxydation du ferII sont régulièrement éliminés du système.

Les réacteurs non stériles sont inoculés avec 100 ml d'inoculum préparé avec 50 mg/L d'extrait de levure et 2 mg/L de MnII. Pour les réacteurs stériles, une attention particulière est portée à la préservation des conditions stériles lors du prélèvement des solutions (prélèvement sous atmosphère stérile à l'aide de matériel stérile).

Tous les réacteurs sont quotidiennement aérés manuellement (ouvert stérilement pour faire entrer l'air) et agités manuellement.

Les réacteurs font l'objet de prélèvement régulier de 10 mL de solution pendant 84 jours pour mesurer le pH et le Eh et analyser les concentrations en manganèse et en fer. Le volume cumulé finalement prélevé pour chaque réacteur s'élève à moins de 5% du volume initial ce qui est jugé sans influence sur l'évolution du système.

### 5.3.2 Résultats

Les analyses réalisées sur l'eau prélevée en sortie du bassin d'aération (Tableau 5) montrent une absence de Fer en solution et une concentration faible en manganèse ( $[Mn] = 66,1 \mu\text{g/L}$ ).

Dans le cadre de l'expérience, les concentrations initiales sont ajustées à des valeurs rencontrées habituellement lors des analyses effectuées entre janvier 2005 et mai 2009 :

- $[Mn]_i = 1500 \mu\text{g/L}$  ;
- $[Fe]_i = 100 \mu\text{g/L}$ .

Les concentrations en Fer et en manganèse ont été suivies pendant 44 jours. Les 100  $\mu\text{g/L}$  de fer ajoutés dans chaque réacteur est instantanément précipité. Les concentrations en fer mesurées lors du premier prélèvement (Figure 19, Figure 20, Figure 21, Figure 22) sont comprises entre 8 et 14  $\mu\text{g/L}$ .

Après 44 jours, les concentrations en fer et en manganèse ont été ajustées. La quantité de Fer ajoutée dans chaque réacteur est de 500  $\mu\text{g/L}$ . La concentration en Fer est volontairement exacerbée par rapport aux concentrations constatées habituellement dans le bassin, afin d'apprécier l'effet du fer dissous sur la précipitation du manganèse. La quantité de manganèse ajoutée dans l'ensemble des réacteurs hormis celui fermé et stérile est de 1500  $\mu\text{g/L}$ .

Tableau 5 - Analyse de l'eau prélevée en sortie du bassin d'aération

Composés	LQ	Unités	Sortie bassin
pH			6.96
pe			7.64
Al (Aluminium)	0.5	µg/l	0.5
Ca (Calcium)	0.5	mg/l	112
Cl (Chlorures)	0.5	mg/l	7.9
Fe (Fer)	0.02	mg/l	<0,02
K (Potassium)	0.5	mg/l	5.1
Mg (Magnésium)	0.5	mg/l	39.1
Mn (Manganèse)	0.1	µg/l	66.1
NO <sub>2</sub> (Nitrites exprimés en NO <sub>2</sub> )	0.01	mg/l	< LQ
NO <sub>3</sub> (Nitrates exprimés en NO <sub>3</sub> )	0.5	mg/l	< LQ
Na (Sodium)	0.5	mg/l	30.1
PO <sub>4</sub> (OrthoPhosphates en PO <sub>4</sub> )	0.1	mg/l	0.9
SO <sub>4</sub> (Sulfates)	0.5	mg/l	454.8
SiO <sub>2</sub> (Silice)	0.5	mg/l	20.3
CO <sub>3</sub> (Carbonates)	5	mg/l	< LQ
HCO <sub>3</sub> (Bicarbonates)	5	mg/l	51
*As (Arsenic)	0.05	µg/l	787
As3 (Arsenic III)	10	µg/l	10
As5 (Arsenic V)	10	µg/l	622
somme As3+As5		µg/l	632
% écart		%	19.7

### Réacteurs ouverts inoculés

La concentration en manganèse diminue selon trois cinétiques différentes, lente les 7 premiers jours, intermédiaire entre le 7<sup>ème</sup> et le 21<sup>ème</sup> jour et rapide les 7 jours suivants. En 28 jours, l'ensemble du manganèse a précipité.

Dans la seconde partie de l'expérience, la concentration en fer diminue par palier et devient inférieure à 100 µg/L après 16 jours. Après 26 jours, une faible proportion de manganèse a précipité.



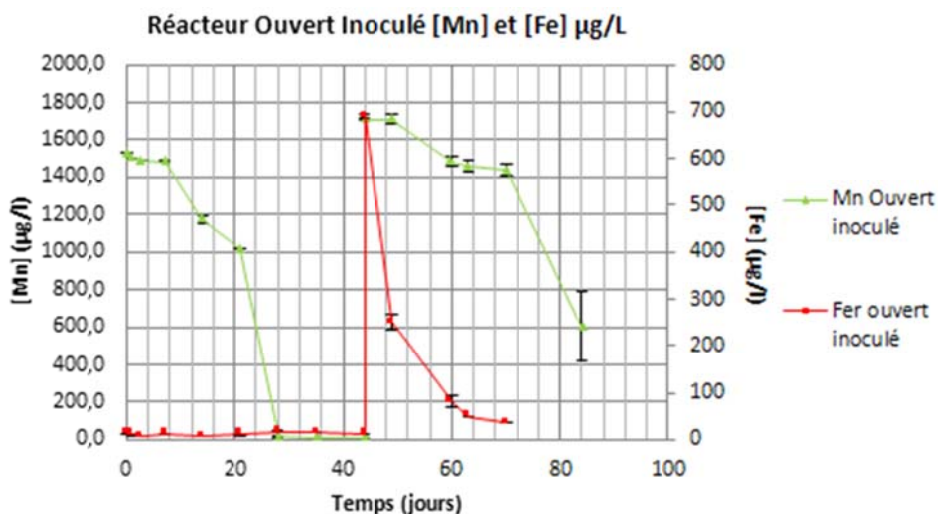


Figure 19 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs ouverts inoculés

Réacteurs ouverts stériles

La concentration en manganèse dans les réacteurs ouverts et stériles est constante. Dans ces conditions expérimentales le manganèse ne précipite pas.

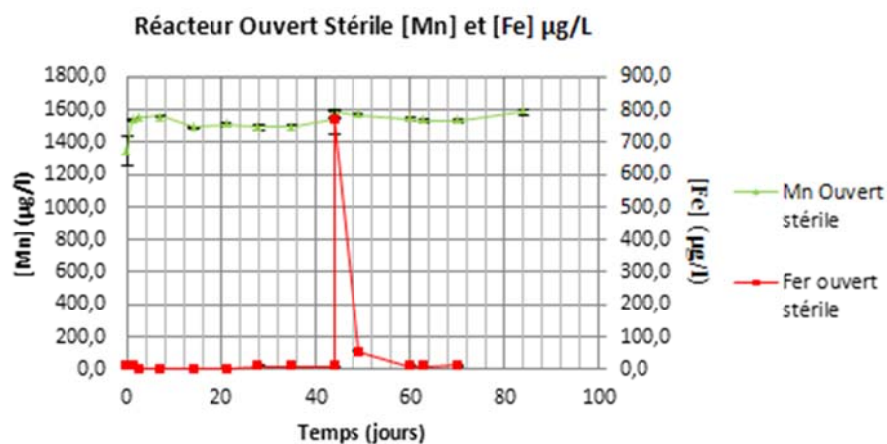


Figure 20 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs ouverts stériles

Réacteurs Fermés et inoculés

Dans la première partie de l'expérience, l'ensemble du manganèse précipite entre 21 et 35 jours après le début de l'expérience. Suite à l'ajout d'une concentration plus importante de fer, le manganèse précipite plus rapidement pour le réplikat 3 (14 jours) mais il précipite plus lentement pour les réplikats 1 et 2 (respectivement 40 jours et plus de 40 jours).



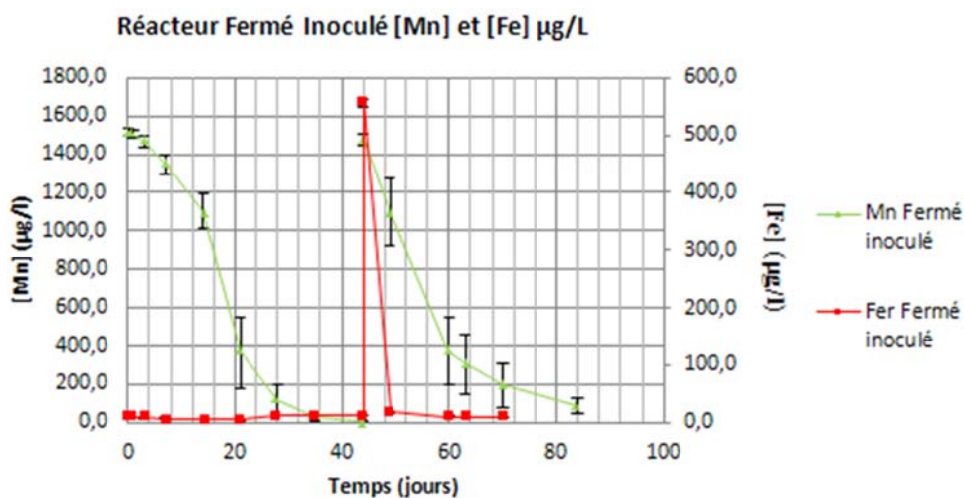


Figure 21 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs fermés inoculés

### Réacteurs fermés et stériles

Le manganèse précipite avec une cinétique lente les 44 premiers jours puis le manganèse précipite plus rapidement après ajout de fer.

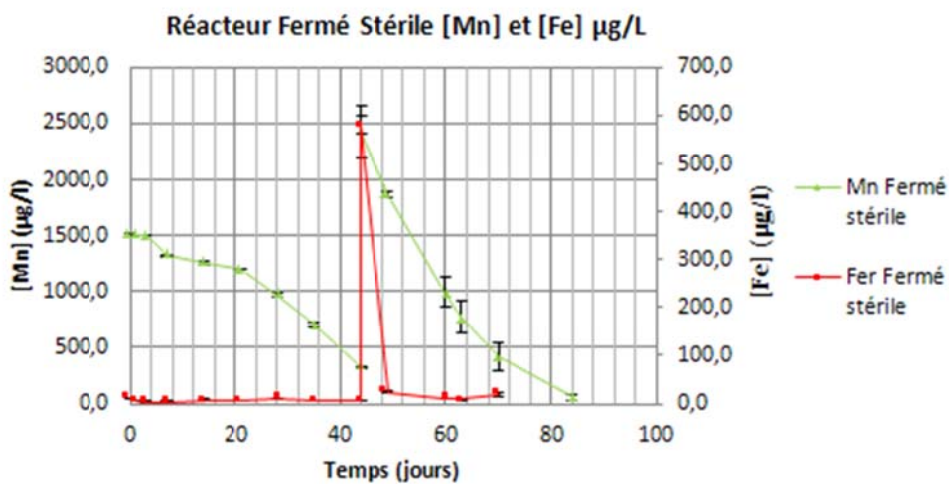


Figure 22 - Concentration en Fer et en manganèse des réacteurs fermés stériles

**Caphéine**



### 5.3.3 Critique des résultats

Pour faciliter l'interprétation des résultats, des modélisations géochimiques sont réalisées à l'aide du logiciel PHREEQC. Les analyses de l'eau, prélevée en aval du bassin, utilisée pour cette expérience sont rentrées dans le modèle et la spéciation de cette eau est calculée. Les deux couples redox présents dans le système sont As(3)/As(5) et O(-2)/O(0) avec des potentiels redox respectifs de 1,69 et 14,77. Le potentiel redox mesuré par l'électrode  $pe=7.64$  est une valeur intermédiaire entre les deux potentiels redox des couples présents dans les eaux du bassin. Le couple redox O(-2)/O(0) est susceptible d'entraîner une oxydation du manganèse dissous présent dans le bassin. Une spéciation des eaux du bassin réalisée à l'aide du logiciel PHREEQC en prenant en compte le potentiel redox du couple O(-2)/O(0) permet de mettre en évidence la précipitation du manganèse (Tableau 6).

Tableau 6 - Résultats de la spéciation des eaux réalisée avec le logiciel PHREEQC

pH	6.96	
pe	14.7	
<b>Molalités (mol/l)</b>		
Mn	2.73E-05	
Fe	1.79E-06	
m_Fe+2	7.07E-17	
m_Fe+3	1.79E-06	
m_Mn+2	2.28E-05	
m_Mn+3	8.80E-17	
<b>Indice de saturation</b>		
si_Goethite	FeOOH	4.7019
si_Ferrihydrite	Fe(OH)3	1.8839
si_Maghemite	Fe2O3	5.1165
si_Magnetite	Fe3O4	3.6948
si_Lepidocrocite	FeOOH	4.3802
si_Hematite	Fe2O3	11.7318
si_Birnessite	MnO2	7.9111
si_Bixbyite	Mn2O3	8.1816
si_Hausmannite	Mn3O4	5.4871
si_Pyrolusite	Mn(OH)2	8.4589
si_Nsutite	MnO2	8.4981
si_Manganite	MnOOH	5.3456
si_Fe(OH)2	Fe(OH)2	-16.047
si_Pyrochroite	MnO2	-7.0624

Les oxydes et hydroxydes de fer ainsi que les oxydes et hydroxydes de manganèse sont majoritairement sursaturés et peuvent précipiter. Thermodynamiquement, la précipitation du manganèse dans le bassin peut se réaliser.

La précipitation du manganèse peut être la conséquence d'une oxydation du manganèse ou de la sorption du manganèse par les oxy-hydroxydes de Fer par exemple.

#### *Etude de la sorption du manganèse*

Les eaux du bassin sont composées de 1,8  $\mu\text{mol/L}$  de Fer et de 27.3  $\mu\text{mol.L}^{-1}$  de manganèse. Si l'on considère que l'ensemble du fer est précipité et que le nombre de site de sorption disponible est de 0,2 mol par mole de fer alors au maximum 0,36  $\mu\text{mol/L}$  de manganèses sont susceptibles d'être sorbées. Par conséquent, la sorption du manganèse sur les oxy-hydroxyde de fer n'est pas le phénomène prépondérant dans la précipitation du manganèse dans les eaux du bassin.

La modélisation géochimique permet de confirmer ce résultat. Dans le cas d'un système ne contenant que du fer et du manganèse dans les mêmes proportions que dans les eaux du bassin alors 0,16  $\mu\text{mol/L}$  de manganèse peuvent s'adsorber sur la ferrihydrite. Si l'on considère l'adsorption du manganèse sur la ferrihydrite préalablement précipité dans l'eau du bassin alors seulement 0,004  $\mu\text{mol/L}$  de manganèse sont adsorbé sur la ferrihydrite. En effet, d'autres ions peuvent se sorber préférentiellement sur la ferrihydrite, c'est notamment le cas du calcium.

#### *Etude de l'oxydation du manganèse*

Diem et Stumm (1984), ont montré que l'oxydation du MnII par le dioxygène est une réaction dont la cinétique est très lente. La cinétique de l'oxydation du manganèse peut être améliorée par catalyse microbienne ou par catalyse hétérogène. Cette dernière est possible lorsque le manganèse se sorbe sur une espèce solide comme les oxy-hydroxyde de fer et favorise ainsi les réactions de surface telles que l'oxydation du manganèse

Le manganèse ne précipite pas dans les réacteurs ouverts et stériles (Figure 20). Les conditions expérimentales, absence d'inoculum et élimination des hydroxydes de fer formés, ne permettent pas l'oxydation du manganèse que ce soit par catalyse microbienne ou par catalyse hétérogène. Cela met en évidence que dans les conditions physico-chimiques étudiées, la catalyse microbienne (Lesley et al. 2008, Dick et al. 2009) ou hétérogène (Davies et Morgan, 1989) est nécessaire à l'oxydation du manganèse.

Dans le réacteur ouvert et inoculé (Figure 19), le manganèse précipite. Aucun phénomène de sorption n'est possible dans ce réacteur, par conséquent le manganèse est oxydé uniquement par catalyse microbienne. Dans la première partie de l'expérience, la précipitation du manganèse commence après un temps de latence de 7 jours et dans la deuxième partie de l'expérience l'oxydation du manganèse est effective après 26 jours de latence soit lorsque la majorité du fer a précipité. Cela met

en évidence que le manganèse n'est pas oxydé par catalyse microbienne tant que le fer présent en solution n'a pas précipité (Lesley *et al.* 2008, Gouzinis 1998).

Dans le réacteur fermé et stérile (Figure 22), l'oxydation du manganèse par catalyse microbienne ne peut pas être à l'origine de la précipitation du manganèse puisqu'il y a absence d'inoculum dans ce réacteur. Il est probable que le manganèse se sorbe sur les hydroxydes de fer présent en solution et catalyse ainsi l'oxydation du manganèse.

Dans le réacteur fermé et inoculé (Figure 21), deux phénomènes peuvent être à l'origine de la précipitation du manganèse, l'oxydation par catalyse microbienne et hétérogène. Dans cette configuration, la précipitation du manganèse présente une cinétique rapide.

En conclusion la spéciation des eaux du bassin met en évidence que d'un point de vue thermodynamique l'oxydation du manganèse présent en solution est possible. La quantité de fer dans les eaux du bassin est trop faible pour permettre la précipitation du manganèse par sorption sur les oxyhydroxydes de fer. L'expérience réalisée met en évidence que le manganèse peut précipiter par oxydation favorisé par une catalyse soit microbienne soit hétérogène.

Dans les eaux du bassin, les oxyhydroxydes de fer précipités sédimentent en profondeur. Cependant la quantité d'oxygène dissous en profondeur dans le bassin est faible, donc le manganèse dissous qui aurait pu se sorber sur les oxyhydroxydes de fer ne peut pas être oxydé. Dans cette configuration l'oxydation du manganèse par catalyse hétérogène dans les eaux du bassin est difficile. Aussi, le temps de séjour des eaux dans le bassin n'est pas assez important pour permettre l'oxydation par catalyse microbienne qui est inhibé par la présence de fer en solution.

Les solutions permettant de favoriser l'oxydation du manganèse peuvent être de deux types. La première consisterait à augmenter le temps de séjour des eaux dans le bassin. Pour permettre la mise en place de l'oxydation du manganèse par catalyse microbienne inhibée dans un premier temps par la présence de fer en solution. La deuxième solution serait d'oxygéner le bassin pour favoriser l'oxydation du manganèse par catalyse hétérogène sur les oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium par exemple présents dans les couches inférieures du bassin.

Caphéine



## 6. Modélisation des écoulements dans les zones saturée et non saturée

L'objectif de la modélisation est de disposer d'un modèle permettant de rendre compte de la piézométrie et des flux d'eau observés sur le site afin d'optimiser le système de gestion des eaux.

L'approche de modélisation choisie a consisté à graduellement complexifier le modèle :

- réalisation d'un modèle ne prenant en compte que la zone saturée du site avant réhabilitation ;
- transposition du modèle précédent en prenant en considération les zones saturée et non-saturée, et ajustement des paramètres du modèle afin de reproduire les niveaux piézométriques observés ;
- modification du modèle précédent afin de tenir compte des aménagements réalisés lors de la réhabilitation du site.

L'intérêt de modéliser en premier lieu le site avant sa réhabilitation réside dans le fait que les données piézométriques disponibles sont beaucoup plus importantes qu'après réhabilitation. Les résultats, obtenus après un calage basé sur un plus grand nombre de données de comparaison, peuvent être considérés plus fiables.

### 6.1 Matériel

---

Le logiciel utilisé pour la modélisation hydrodynamique est le logiciel FEFLOW, version 5.4 (Finite Element Flow : système pour la simulation des processus d'écoulement et de transport en subsurface). Ce logiciel est commercialisé par la société WASY (Institute for water resources planning and system research). Cet outil balaye une large gamme de modèles mathématiques et travaille aussi bien en 2Dimensions qu'en 3Dimensions en utilisant une méthode numérique de résolution par éléments finis. L'outil de modélisation "FEFLOW" simule les processus d'écoulements d'eau, de transport de contaminant (massique) et de transport de chaleur de manière individuelle ou couplée (écoulement-transport de contaminant ou écoulement-transport de chaleur) en milieux poreux non saturés ou saturés en eau ainsi qu'en régime permanent ou transitoire.

Le problème peut être établi en deux dimensions (verticalement ou de manière axisymétrique) ou en trois dimensions. Les processus d'écoulement et de transport de contaminant sont basés sur les principes physiques fondamentaux (conservation de masse du fluide et du contaminant, ...) et sont considérés dans un système spatial aux coordonnées Eulériennes (Diersch, 1998). En trois dimensions et en deux dimensions (vertical et axisymétrique), le logiciel utilise les équations d'écoulement d'eau en zone saturée ou non saturée (équation de Richards (1931)) en proposant cinq modèles différents pour représenter la courbe de rétention et la relation entre la conductivité hydraulique et l'état de saturation

ou de pression de l'eau du sol : Van Genuchten-Mualem (1980), Haverkamp (1977), Brooks et Corey (1964), Gardner-Philip (1958), ou encore par un modèle linéaire détaillé dans Diersch (1998). D'autres formulations d'écoulement, de transport et de chaleur sont considérées par le logiciel et détaillées par Diersch (1998), notamment pour le cas des nappes captives et libres. La discrétisation du domaine, quant à elle, nécessite de définir le type et le nombre d'éléments utilisés (à savoir pour "FEFLOW" : éléments triangulaires et/ou quadrilatéraux qui peuvent être linéaires ou quadratiques). La répartition dans l'espace des éléments peut être effectuée par des mailleurs automatiques (Delaunay, « Advancing front », etc) ou manuellement (Diersch, 1998). Les caractéristiques du milieu poreux peuvent être introduites sur les éléments soit de manière différenciée au niveau des nœuds, soit de manière globale sur l'ensemble du domaine.

Les différents types de conditions aux limites en termes d'écoulement sont de type : "Dirichlet" (1ère catégorie), "Neumann" (2ème catégorie), "Cauchy" (3ème catégorie).

Les conditions initiales reflétant l'état de saturation en eau du milieu peuvent être introduites dans "FEFLOW" soit par la charge hydraulique (m) en milieu saturé ou non saturé, soit par le degré de saturation (-), soit par la teneur en eau volumique (-) ou encore par la pression de l'eau (kPa) (pression matricielle) en milieu non saturé.

Enfin, les conditions de calculs et la discrétisation temporelle sont essentielles à la simulation de problèmes posés en régime transitoire ou permanent puisqu'elles définissent le temps initial et posent les conditions sur les critères de convergence et d'erreur tolérée dans le calcul (selon trois normes au choix : "Euclidian L2 integral (RMS)", "Absolute L1 integral error", "Maximum error"). A cela s'ajoutent, pour les simulations en régime transitoire, des conditions sur la durée de la simulation et la longueur des pas de temps. Ces conditions peuvent être imposées de trois manières différentes dans "FEFLOW" : soit avec un pas de temps constant, soit avec un pas de temps variant pendant le calcul, ou soit avec un pas de temps contrôlé automatiquement par des schémas de prédiction-correction tels que "Forward/Backward Euler", "Forward Adams-Bahforth/Backward trapezoïd", "Fully implicit Backward Euler", "Semi-implicit trapezoïd rule" (Diersch, 1998).

Cet outil de simulation a été conçu de manière interactive afin de faciliter l'introduction des données d'entrée et d'éviter certaines erreurs. Ainsi dans la définition du problème, les choix effectués lors de la première étape influencent les choix de la deuxième étape etc. De plus, des tests sont effectués automatiquement pour vérifier les données ayant un lien comme par exemple, la teneur en eau et le degré de saturation via la porosité du matériau. C'est pourquoi, il est indispensable de rentrer les données et les informations du problème étape par étape.

L'outil de modélisation permet d'observer l'évolution de la simulation en des points particuliers du domaine, il s'agit des "points d'observation" qui sont positionnés par l'utilisateur.







des relevés topographiques effectués sur le site afin de tenir compte du terril (non pris en compte sur le maillage relativement grossier (50x50 m) du modèle numérique de terrain).

Le contact résidus miniers / gneiss altérés a été déterminé à partir des coupes des sondages et piézomètres disponibles (Rapport BRGM/RC-52964-FR). La définition de ce contact reste relativement approximative car seules les coupes de 5 piézomètres étaient disponibles.

Le profil géologique utilisé dans la définition des couches du modèle est présenté en Figure 25.

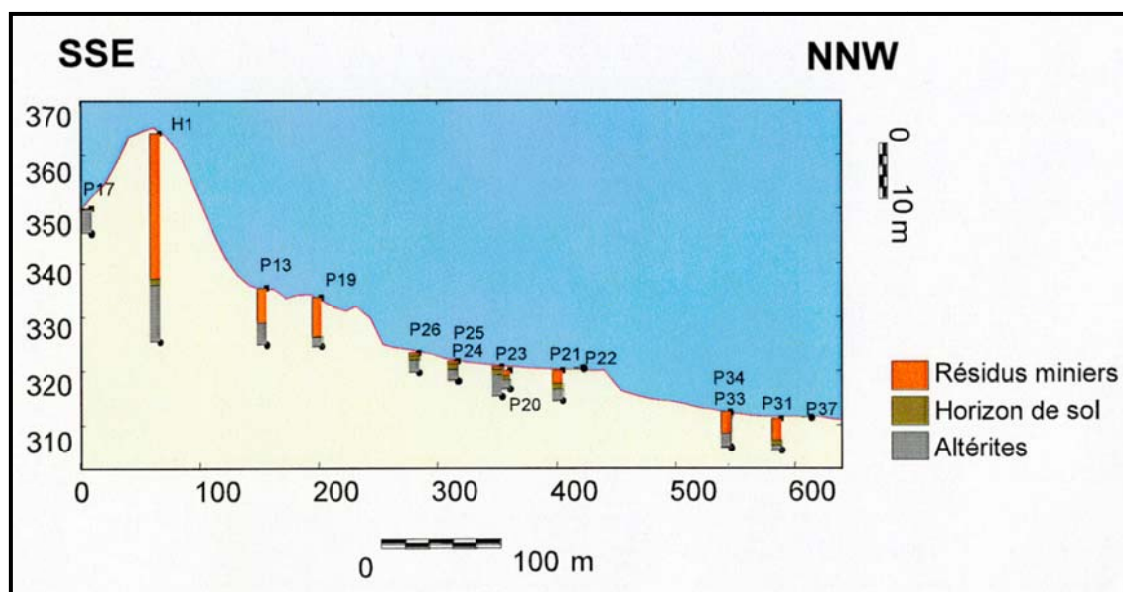


Figure 25 – Profil géologique (source : Rapport BRGM/RP-52504-FR)

Trois couches ont été retenues sur l'ensemble du profil (Figure 26), à savoir :

- la couche superficielle constituée des résidus miniers (sur site) et des 2 premiers mètres de sol hors-site ;
- la couche des gneiss altérés, supposée être épaisse de 10 m (épaisseur moyenne observée sur les coupes disponibles) ;
- la couche des gneiss fissurés. Cette couche a été considérée car, à l'intérieur du domaine considéré, une partie de cette formation est en condition non saturée.



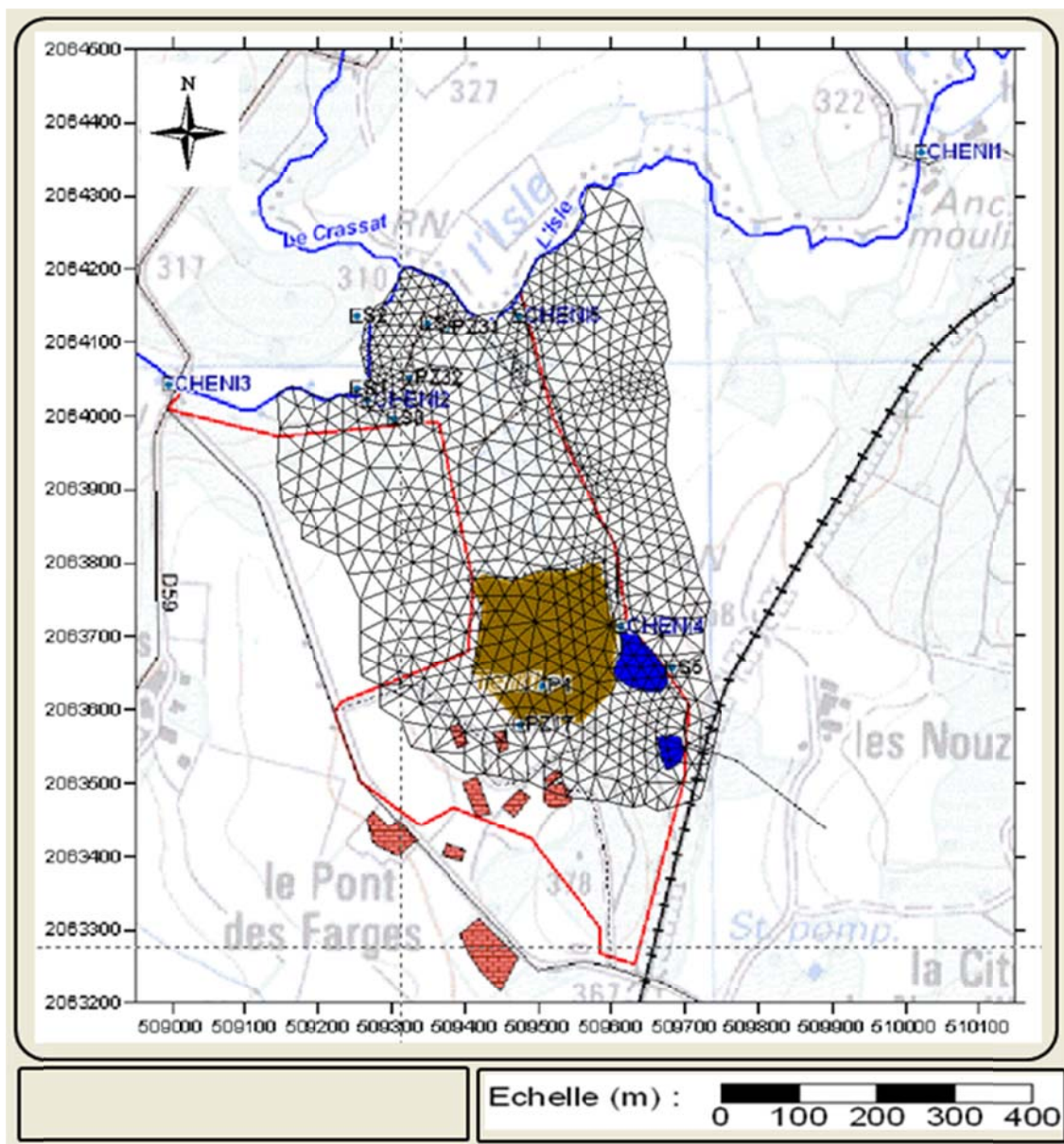


Figure 27 – Maillage du domaine d'étude

Edition du problème et discrétisation temporelle

Le modèle a été calibré en régime permanent, en mode saturé. Le choix du régime permanent est justifié par la faible amplitude des variations piézométriques (écart type moyen de 0,4 m calculé pour 17 piézomètres, sur la période 1998-2002 ou 2003-2007 selon les ouvrages) et par la stabilité du sens d'écoulement des eaux souterraines.

### *Données d'entrée du modèle*

#### Conditions initiales

Les conditions initiales sont choisies de manière grossière mais relativement proches de l'état piézométrique attendu afin de favoriser la convergence du modèle. Une valeur de 300 m NGF1 a été utilisée sur l'ensemble du domaine.

#### Conditions aux limites

Des conditions de charge (condition de type "Dirichlet") ont été appliquées aux limites amont et aval du domaine d'étude (Figure 28). La condition limite amont, correspondant à une isopièze basée sur la carte piézométrique d'août 1999 (Figure 6), a été fixée à une charge de 356 m NGF. La condition limite aval, correspondant à un tronçon de la rivière Isle, a été fixée à une charge égale au niveau topographique diminué de 1 m. Cette valeur a été fixée en l'absence de suivi du niveau de la rivière qui aurait permis une meilleure définition de la relation nappe / rivière.

Les limites ouest et est du modèle sont considérées imperméables (équipotentiels). Les conditions limites associées correspondent à des limites à flux nul.

---

<sup>1</sup> Nivellement Géographique de la France

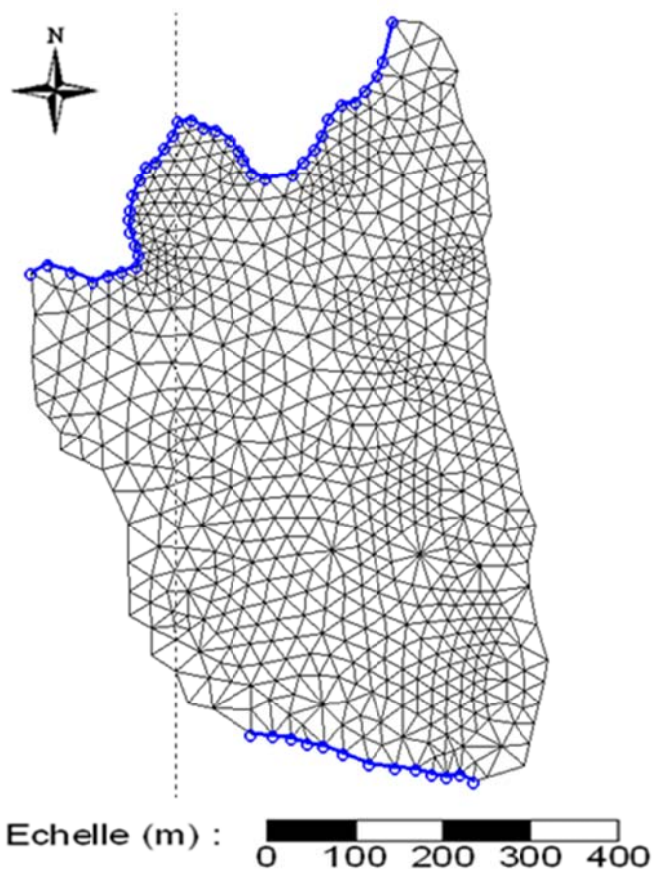


Figure 28 – Conditions aux limites

### Recharge

La recharge effective insérée dans le modèle correspond à la recharge moyenne annuelle, égale à 608 mm/an (cf. Tableau 4).

### Prélèvement d'eau

Aucun prélèvement d'eau n'est recensé sur le domaine d'étude.

### Paramètres hydrogéologiques

Un certain nombre de mesures de perméabilité ont été réalisées par le BRGM dans le cadre d'un projet de recherche sur la mobilité de l'arsenic (Rapport BRGM RP-52504-FR) : essais par pompage, essais de surface (infiltration) et mesures RMP (géophysique). La comparaison des résultats obtenus par les différentes méthodes est présentée sur la Figure 29.

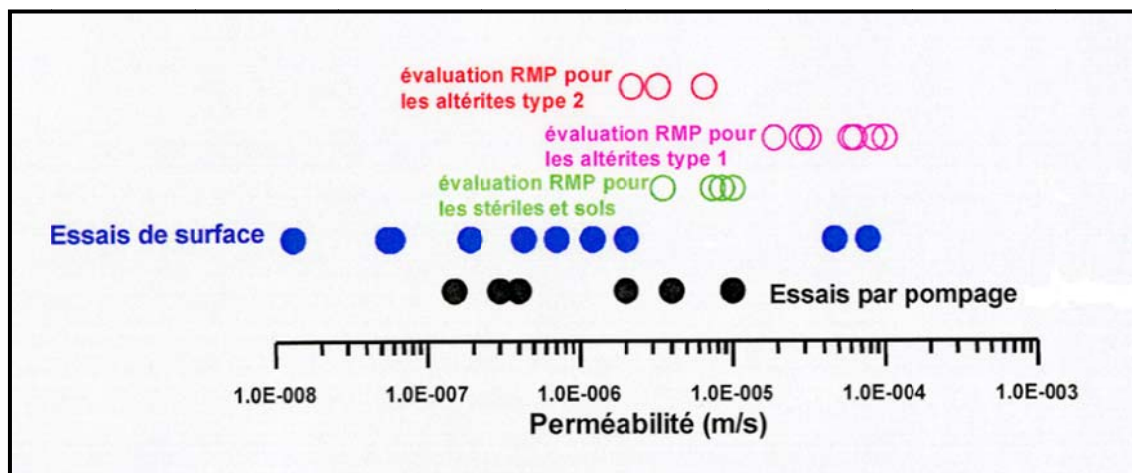


Figure 29 – Comparaison des déterminations de perméabilité par essais RMP, essais de surface et essais en piézomètres (source : Rapport BRGM/RP52504-FR)

Le Tableau 7 résume les résultats retenus lors du diagnostic approfondi du site. Les essais réalisés en forage donnent des valeurs de conductivité hydraulique comprises entre  $3 \cdot 10^{-7}$  et  $1 \cdot 10^{-5}$  m/s.

Tableau 7 - Résultats des essais de perméabilité en forage

Piézomètre	Terrasse	k (m/s)	Zone crépinée
PZ 17	1	$2 \cdot 10^{-6}$	1,0 à 4,7 m de profondeur
PZ 21	2	$4 \cdot 10^{-7}$	1,6 à 5,0 m de profondeur
PZ 31	3	$3 \cdot 10^{-7}$	0,5 à 6,0 m de profondeur
PZ 32	3	$1 \cdot 10^{-5}$	0,5 à 3,8 m de profondeur

### Méthode de calage

Le calage a consisté à minimiser l'écart entre la piézométrie mesurée et la piézométrie calculée. La piézométrie « mesurée » correspond à la moyenne des valeurs mesurées. Le calage a été effectué en ajustant les valeurs de conductivité hydraulique, tout en respectant la fourchette de valeurs reportées pour les différentes couches géologiques. Ce calage a été réalisé manuellement, par essais-erreurs.



Les valeurs de la conductivité hydraulique obtenues à l'issue du calage sont données dans le Tableau 8. Leur distribution spatiale est illustrée sur les Figure 30, Figure 31 et Figure 32.

Tableau 8 - Conductivité hydraulique retenues suite au calage du modèle

	Résidus miniers (m/s)	Gneiss altérés (m/s)	Gneiss fissurés (m/s)
Zone 1	$5.10^{-7}$	$1,2.10^{-5}$	-
Zone 2	$3.10^{-7}$	$8,5.10^{-6}$	$2,5.10^{-6}$
Zone 3	$5.10^{-8}$	$2,10^{-6}$	$5.10^{-7}$

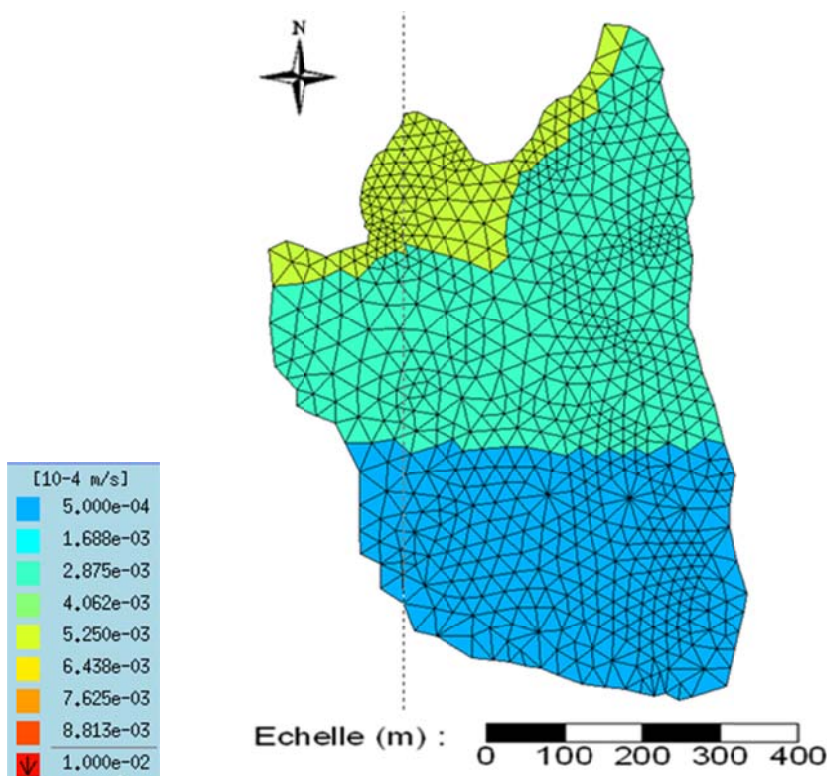


Figure 30 - Distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans la couche des résidus miniers

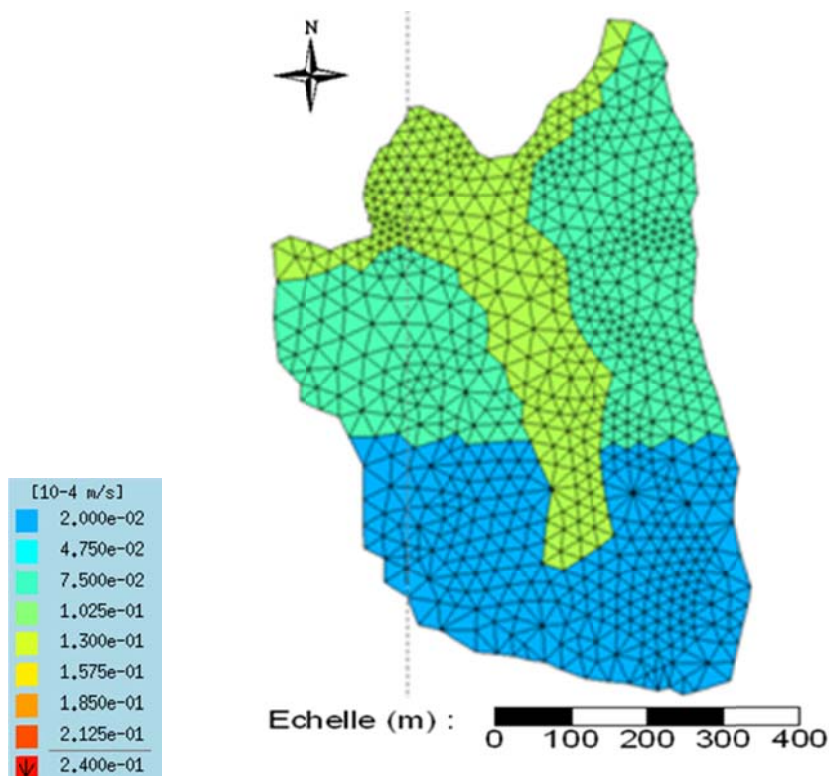


Figure 31 - Distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans la couche des gneiss altérés

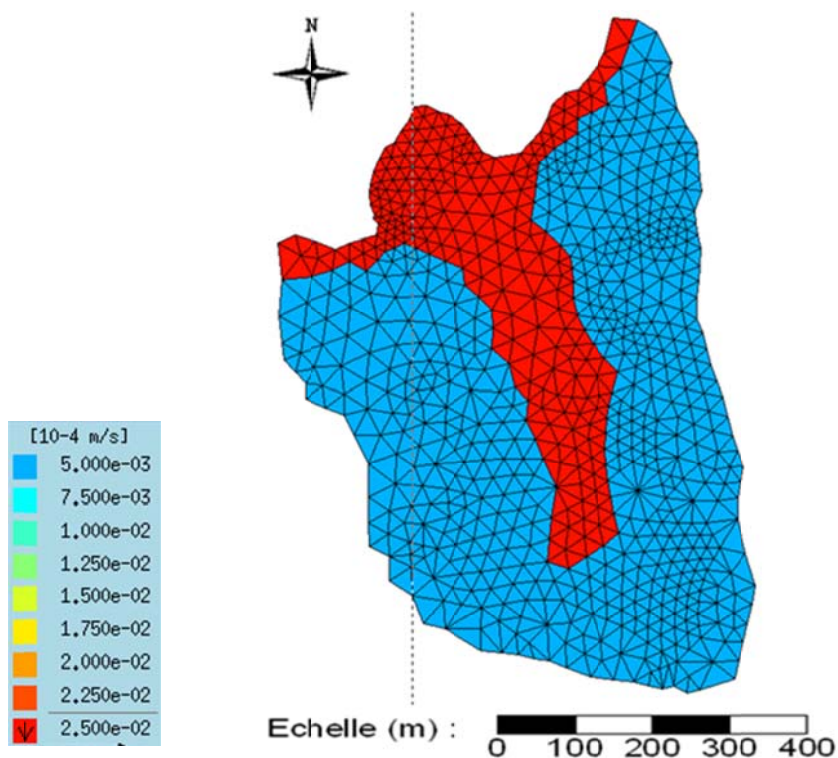


Figure 32 - Distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans la couche des gneiss fissurés

Les valeurs de conductivité retenues appartiennent aux intervalles reportés dans le Tableau 7. La conductivité attribuée au niveau du terril et de l'ancienne usine correspond à la plus faible valeur du domaine. Cela peut être associé à des propriétés différentes des remblais/résidus miniers, qui ont pu être davantage tassés par le poids du terril et le passage d'engins. Les valeurs de perméabilité du niveau de gneiss fissurés, pour lequel aucun échantillon n'a pu être prélevé, sont conformes à celles de la littérature (1.10-6 m/s dans Castany, 1982 et Carsel, 1988).

Une étude de sensibilité a été réalisée sur chacune de ces valeurs (cf. 0).

La présence de fractures au sein des deux couches de gneiss n'a pas été prise en compte en tant qu'éléments discrets du modèle. L'effet potentiel de ces fractures sur l'écoulement a été indirectement pris en compte en calant la conductivité hydraulique par rapport aux niveaux piézométriques observés. Localement, les écoulements modélisés peuvent donc apparaître différents de ceux réellement observés.

*Points de calage*

Afin de comparer les relevés effectués sur le terrain aux prédictions du modèle, 27 points d'observations (

Figure 33), correspondant aux piézomètres installés sur le site, ont été insérés dans le modèle.

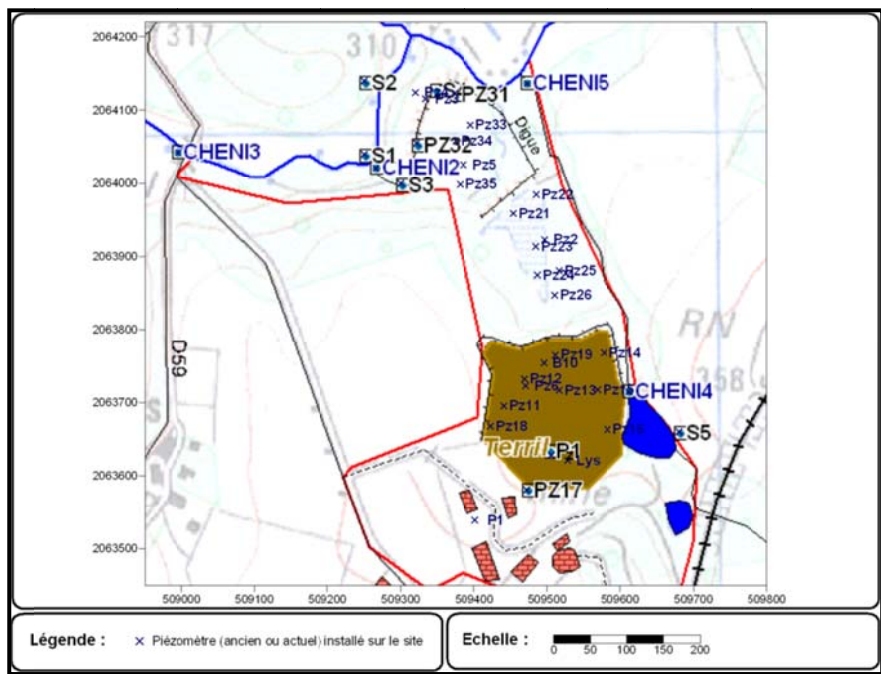


Figure 33 - Distribution spatiale des points d'observation



## 6.2.2 Résultats

### Résultats de calage

La Figure 34 et le Tableau 9 présentent les différences observées entre la moyenne des niveaux piézométriques observés sur la période 2003-2007 (ou à défaut de données, 1998-2002) et les niveaux calculés par le modèle.

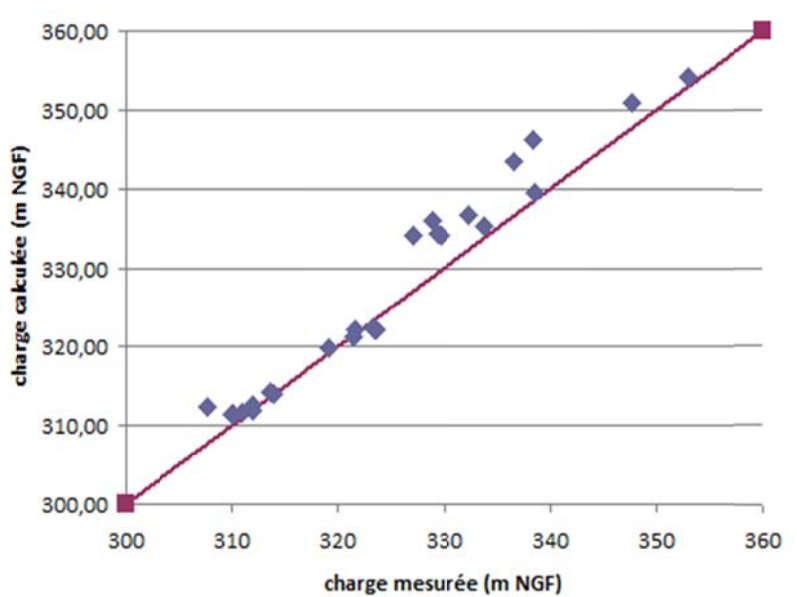


Figure 34 – Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés

La différence entre niveaux mesurés et calculés peut être quantifiée par la formule suivante :

$$Normalized\ RMS = \frac{100}{H_{observé}^{max} - H_{observé}^{min}} \times \sqrt{\frac{\sum (H_{calculé} - H_{observé})^2}{n}} \text{ (en \%)}$$

Pour ce modèle, la valeur de RMS normalisée est de 7,5%. Selon les normes ASTM (American Society for Testing and Materials), une différence de 10% est jugée acceptable sur le domaine d'étude. La moyenne de l'écart entre la piézométrie calculée et la piézométrie observée est de 2,0 m.

Les différences les plus importantes apparaissent en S5, S3, H1, P13 et P19. En dehors de ces points, les différences entre piézométrie observée et calculée sont de l'ordre de grandeur des variations saisonnières du niveau piézométrique.

Il est à noter que les piézomètres n'ont pas été nivelés. En l'absence de données et de possibilité de se rendre sur le terrain pour prendre ces mesures (piézomètres n'existant plus), l'altitude du sol a été utilisée comme référence, entraînant une erreur sur le niveau piézométrique égale à la hauteur du tube du piézomètre dépassant du sol.

Tableau 9 - Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés

	Pizométrie moyenne mesurée (m NGF)	Piézométrie calculée (m NGF)	Ecart (m NGF)
P1	353,02	354,08	1,06
PZ17	347,72	350,99	3,26
P16	338,50	339,40	0,90
P18	338,45	339,52	1,07
S5	338,40	346,27	7,86
H1 (=Pz1)	336,60	343,48	6,88
P10	333,70	335,20	1,50
P15	332,30	336,61	4,31
P12	329,64	334,17	4,53
P14	329,38	334,24	4,86
P13	328,83	335,97	7,14
P19	327,01	334,11	7,10
P24	323,53	322,11	-1,42
P25	323,42	322,13	-1,29
P26	323,36	322,43	-0,93
P20	321,65	322,11	0,46
P23	321,44	321,18	-0,26
P21	319,18	319,95	0,77
P36	313,87	313,99	0,12
P35	313,67	314,35	0,68
P34	311,98	312,65	0,67
PZ32	311,91	311,91	0,00
P33	311,86	312,18	0,32
PZ31	310,95	309,86	-1,09
P37	310,21	310,20	-0,02
P38	309,96	309,78	-0,17
S3	307,73	312,28	4,55

En noir : valeur moyenne calculée entre 2003 et 2007

En rouge : en l'absence de données, valeur moyenne calculée entre 1998 et 2002

*Etude de sensibilité*

Afin d'évaluer la sensibilité et la fiabilité des résultats, une étude de sensibilité a été conduite sur les paramètres suivants :

- maillage,
- conductivité hydraulique des couches de résidus miniers, de gneiss altérés et de gneiss fissurés,
- recharge,
- conditions limites.

Pour chacun de ces paramètres, l'étude de sensibilité a porté sur la multiplication et la division de l'un des paramètres du modèle calé. Le Tableau 10 résume les résultats obtenus en présentant la moyenne de la différence entre les niveaux piézométriques issus du modèle calibré et ceux issus du modèle dont un des paramètres a été modifié.

*Tableau 10 - Etude de sensibilité – modèle en mode saturé*

Paramètre du modèle calé		Moyenne de la différence des niveaux piézométriques avec les niveaux calés (m)					
conductivité hydraulique		/10	/5	/2	X2	X5	X10
résidus miniers		0.92	0.86	0.32	-0.07	-0.08	-0.10
gneiss altérés		1.12	1.07	0.32	-1.99	-4.82	-6.11
gneiss fissurés		0.14	0.13	0.06	-0.10	-0.76	-1.85
recharge du domaine	608 mm/an	500 mm/an			700 mm/an		
		-0.11			0.15		
maillage	4251 mailles ; 3056 nœuds	17 004 mailles ; 11 776 nœuds					
		0,03					
condition limite	amont		-2m	-1m	+1m	+2m	
	aval		-0.09	-0.05	0.05	0.11	
			-0.42	-0.15	0.07	0.18	

L'étude de sensibilité permet de mettre en évidence que :

- la conductivité hydraulique est le paramètre le plus sensible par rapport au calcul du niveau piézométrique ;
- le modèle n'est pas très sensible à la recharge : lorsque cette dernière varie de 100 mm/an, les niveaux piézométriques varient de 0,1 m environ. La valeur calculée à l'aide de la formule de Thornthwaite peut donc raisonnablement être utilisée ;
- le maillage choisi est suffisamment fin, puisque peu de différences sont observées entre les résultats du modèle calé et ceux du modèle présentant un maillage beaucoup plus fin ;
- les valeurs de charge imposée au niveau des conditions limites ne sont pas des paramètres très sensibles.
- 

## 6.3 Modélisation prenant en compte la zone non saturée

---

### 6.3.1 Modélisation du site avant réhabilitation

#### Méthode

Le modèle prenant en compte la zone non saturée a été réalisé à partir du modèle précédent en zone saturée. Les paramètres issus de ce calage ont été conservés pour convertir le modèle en milieu non-saturé. Cette conversion a nécessité de définir les paramètres spécifiques au milieu non-saturé.

Avant de présenter les résultats relatifs au modèle en milieu non-saturé, les lois d'écoulement de ce milieu et les paramètres spécifiques choisis sont présentés.

#### Lois d'écoulement utilisées

Les lois utilisées pour la modélisation en zone non saturée sont :

- la loi de Van Genuchten (1980), pour la loi de rétention qui relie la succion à la teneur en eau du sol ;
- la loi de Van Genuchten-Mualem (1976), pour la loi de perméabilité qui relie la conductivité hydraulique à la teneur en eau du sol.

La loi de rétention de Van Genuchten est de la forme suivante :

$$S_e = \left[ \frac{1}{1 + (\alpha\psi)^n} \right]^m, \text{ avec } m = 1 - \frac{1}{n}$$

$S_e$  : saturation effective définie par  $S_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)}$ ,

$\psi$  : succion exprimée en cm de colonne d'eau,

$\theta_s$  : teneur en eau volumique à saturation,

$\theta_r$  : teneur en eau volumique résiduelle,

$\alpha$  et  $n$  : paramètres de la loi de Van Genuchten.

La loi de perméabilité de Van Genuchten – Mualem est de la forme suivante :

$$k(S_e) = k_s \sqrt{S_e} \left[ 1 - \left( 1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2,$$

$k_s$  : perméabilité à saturation ( $m^2$ ).

#### Paramètres spécifiques au milieu non-saturé

Pour les résidus de traitement, les paramètres  $\alpha$ ,  $n$  et les teneurs en eau à saturation et résiduelle ont été déterminés par calage de la loi de rétention de van Genuchten avec les valeurs expérimentales mesurées en laboratoire à partir de matériaux du terril (cf. Rapport BRGM/RP-52504-FR). La courbe de laboratoire obtenue et son calage sont présentés sur la Figure 35, tandis que les valeurs définies pour les résidus de traitement sont résumées dans le Tableau 11.



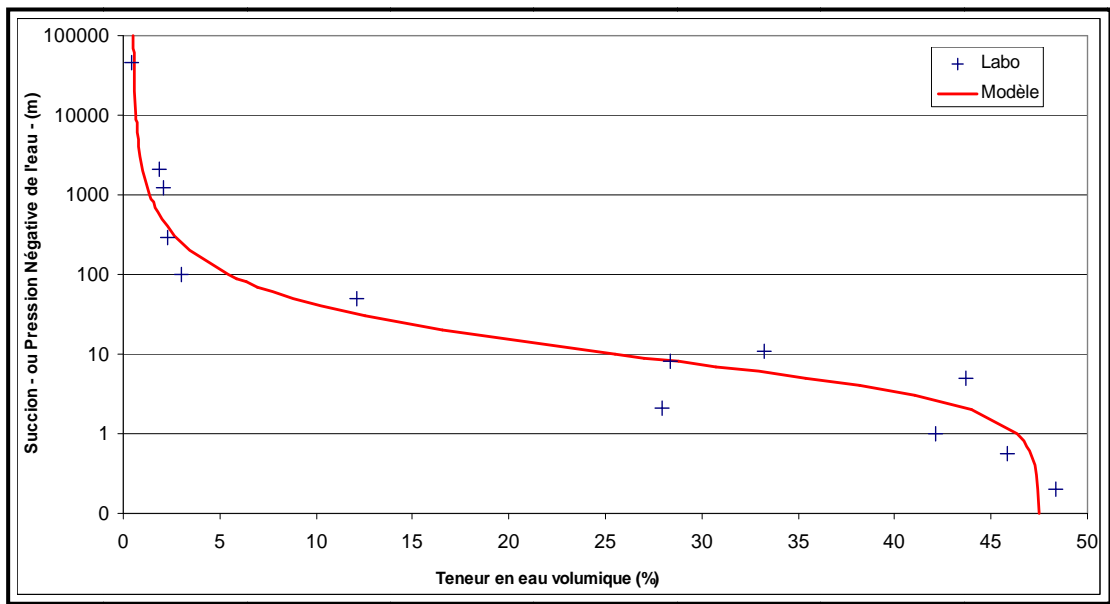


Figure 35 - Détermination des paramètres de Van Genuchten (essai en drainage)

Tableau 11 - Paramètres hydrogéologiques

Paramètres nécessaires		Faciès majeurs constituant la zone non-saturée du site d'étude			
		Résidus de traitement		Gneiss altéré (altérites)	Gneiss fissurés
		Laboratoire	Littérature	Littérature	
Caractéristiques de l'écoulement	Porosité totale	0.25	<b>0.25</b>	<b>0.26</b>	<b>0,05</b>
	$\theta_r$	0.005	<b>0.08</b>	<b>0.06</b>	<b>0</b>
	$\theta_s$	0.475	<b>0.25</b>	<b>0.26</b>	<b>0,05</b>
	$\alpha$ (m <sup>-1</sup> )	0.2	<b>0.2</b>	<b>7.7</b>	<b>0,2</b>
	n	1.75	<b>1.56</b>	<b>1.88</b>	<b>1,96</b>

En gras : valeurs retenues dans le modèle

Pour les résidus de traitement, les paramètres  $\alpha$  et  $n$  utilisés dans les simulations sont ceux qui ont été déterminés à partir de la courbe de rétention d'eau du terri. En revanche, les valeurs de porosité et de teneur en eau résiduelle ont été fixées d'après les données de la littérature (De Marsily 1981, Castany 1982, Carsel et al., 1988). Les valeurs mesurées pour la teneur en eau à saturation et la teneur en eau résiduelle n'ont pas été retenues du fait d'un probable artefact analytique (cf. Rapport BRGM/RP-52504-FR).

Pour les niveaux de gneiss altérés, où aucun échantillon n'a pu être prélevé lors du projet de recherche BRGM (cf. Rapport BRGM/RP-52504-FR), les valeurs des différents paramètres ont été fixées d'après les données de la littérature (Castany, 1982, Carsel et al., 1988).

Il est à noter qu'un certain nombre de processus ne sont pas pris en compte dans la modélisation, notamment:

- les phénomènes d'hystérésis de la courbe de rétention. Les paramètres sont en effet définis sur une courbe établie en condition de drainage ;
- les faciès majeurs référencés sont considérés comme homogènes sur l'ensemble du site et sur toute leur épaisseur.

## Résultats

### Résultats obtenus sans modification des paramètres d'entrée

Les niveaux piézométriques obtenus en ne modifiant aucun des paramètres définis en mode saturé et en spécifiant les paramètres associés au mode non-saturé, tels que définis dans le Tableau 11, sont illustrés sur la Figure 36.

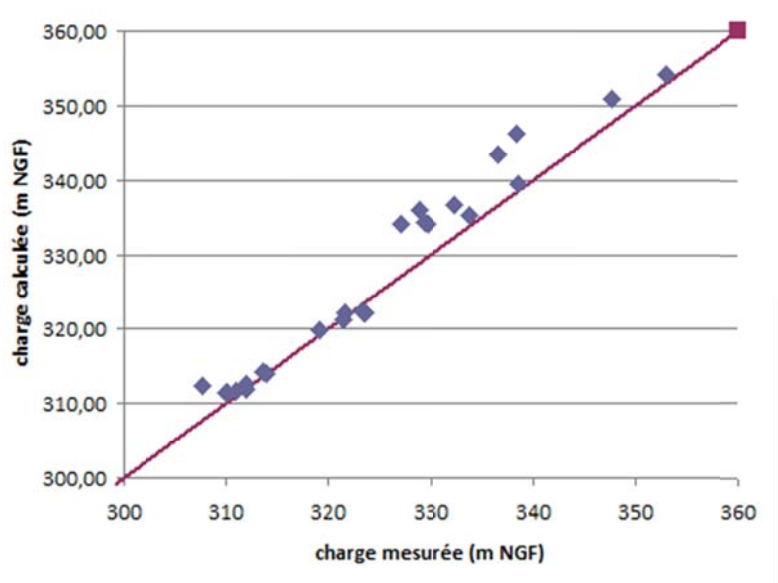


Figure 36 – Résultats obtenus en régime non-saturé

La plupart des niveaux piézométriques sont surestimés par rapport aux observations. Pour ce modèle, la valeur RMS normalisée obtenue est de 5,8% et la moyenne de l'écart entre la piézométrie calculée et la piézométrie observée est de 1,7 m. L'ajustement est donc légèrement meilleur que celui obtenu avec le modèle en milieu saturé.

La transposition directe du modèle en mode saturé vers le modèle prenant en compte la ZNS permet donc d'obtenir des résultats satisfaisants en mode non-saturé mais une modification des paramètres peut permettre d'améliorer encore ces résultats.

#### Résultats obtenus après modification des paramètres d'entrée

##### Paramètres d'entrée modifiés

Afin de rendre compte des différences de saturations au sein d'une même unité géologique, la couche représentant les résidus miniers a été divisée en 20 sous-couches, la couche représentant les gneiss altérés a été divisée en 10 sous-couches et la couche représentant les gneiss fissurés a été divisée en 4 sous-couches (Figure 37).

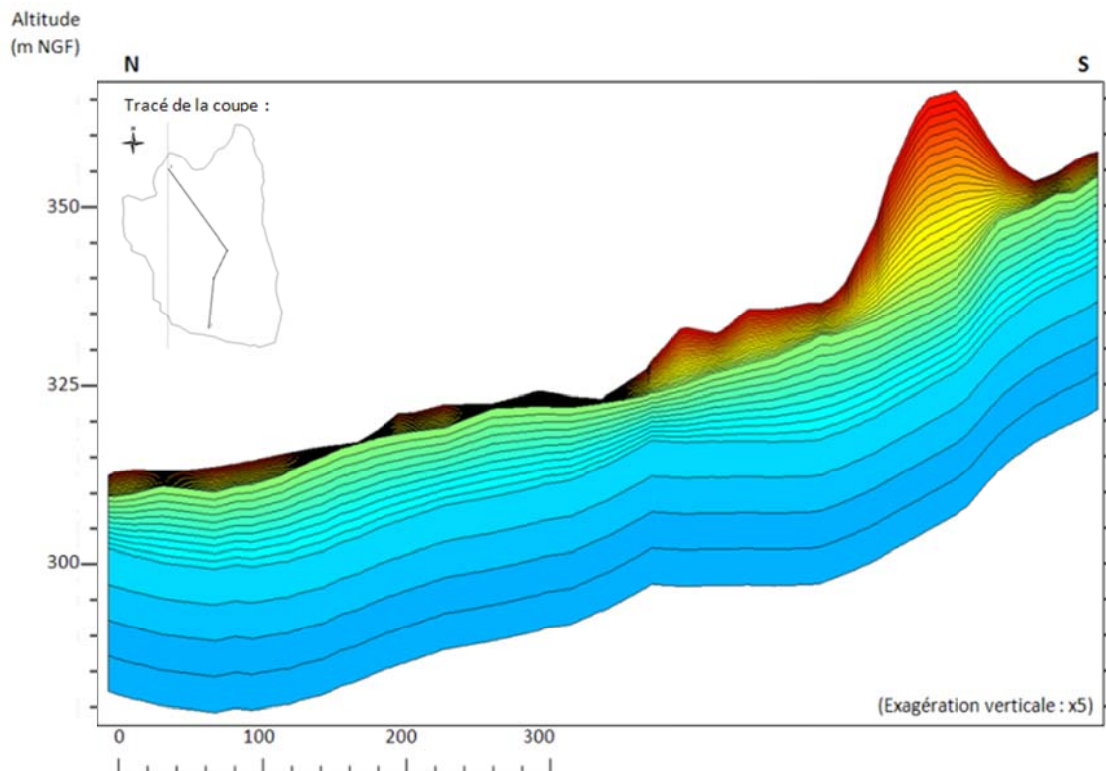


Figure 37 – Discrétisation verticale du domaine d’étude (modèle zone non saturée)

Les paramètres qui pourraient être calés en mode non-saturé sont la conductivité hydraulique à saturation et les paramètres spécifiques au milieu non-saturé. Cependant, afin de ne pas multiplier le nombre de paramètres à caler, et en l’absence de données de terrain relatives à l’état de saturation de la ZNS, seule la conductivité hydraulique à saturation a été modifiée. A l’issue de la procédure de calage, une étude de sensibilité a été réalisée sur les paramètres spécifiques à la zone non-saturée afin d’évaluer leur influence sur les niveaux piézométriques modélisés.

Lors de la procédure de calage, la valeur de la conductivité hydraulique à saturation a été multipliée par 2 dans les couches relatives aux résidus miniers et aux gneiss altérés. En revanche, la répartition spatiale est inchangée. Les nouvelles valeurs introduites sont reportées dans le Tableau 12.

Tableau 12 – Conductivité hydraulique à saturation du modèle non-saturé

	Résidus miniers (m/s)	Gneiss altérés (m/s)	Gneiss fissurés (m/s)
Zone 1	$1.10^{-6}$	$2,4.10^{-5}$	-
Zone 2	$6.10^{-7}$	$1,7.10^{-5}$	$2,5.10^{-6}$
Zone 3	$1.10^{-7}$	$4.10^{-6}$	$5.10^{-7}$

Ces valeurs de conductivité appartiennent toujours aux intervalles de valeurs mesurées (Figure 29) et sont du même ordre de grandeur que celles introduites dans le modèle en mode saturé.

Les conditions limites ont été conservées. Toutefois, leur répartition verticale est différente. En effet, dans le modèle saturé, les conditions amont et aval sont définies sur toutes les couches. Dans le modèle prenant en compte la ZNS, afin de ne pas imposer une saturation sur toute la hauteur de ces limites, les conditions ne sont attribuées que sur les couches pour lesquelles l'altitude est inférieure à la valeur de charge imposée.

### Résultats

La Figure 38 permet de comparer les niveaux piézométriques observés et ceux calculés par le modèle prenant en compte la zone non-saturée.

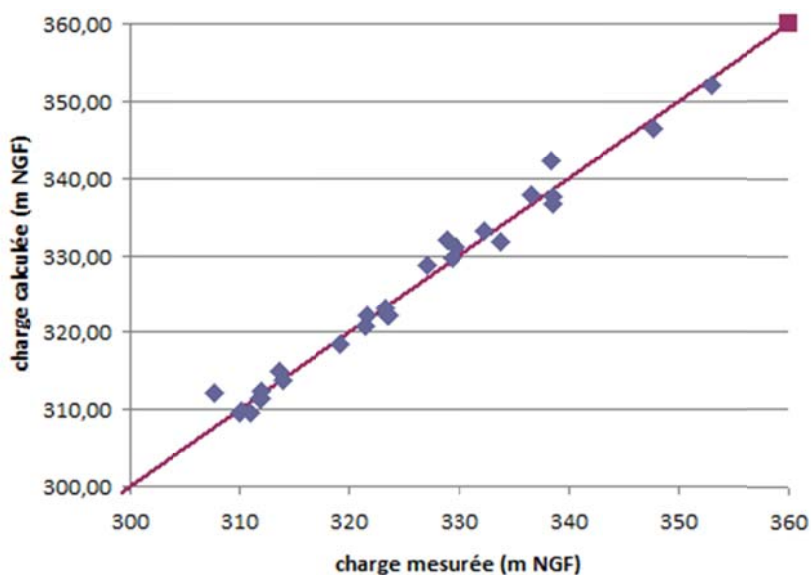


Figure 38 – Comparaison entre piézométrie observée et piézométrie calculée en mode non-saturé

Pour ce modèle, nous obtenons une RMS normalisée de 3,5% et une moyenne de l'écart entre la piézométrie calculée et la piézométrie observée de 0,16 m.

Les différences les plus importantes apparaissent en S3, S5 et P13 (Tableau 13). En dehors de ces points, les différences entre piézométrie observée et calculée sont de l'ordre de grandeur des variations saisonnières du niveau piézométrique.

Tableau 13 - Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés

	Piézométrie moyenne mesurée (m NGF)	Piézométrie calculée (m NGF)	Ecart (m NGF)
P1	353.02	351.99	-1.03
PZ17	347.72	346.46	-1.27
P16	338.50	336.65	-1.85
P18	338.45	337.54	-0.90
S5	338.40	342.21	3.81
H1 (=Pz1)	336.60	337.71	1.10
P10	333.70	331.72	-1.98
P15	332.30	333.05	0.75
P12	329.64	330.96	1.32
P14	329.38	329.64	0.26
P13	328.83	332.09	3.26
P19	327.01	328.72	1.71
P24	323.53	322.20	-1.33
P25	323.42	322.15	-1.26
P26	323.36	323.07	-0.29
P20	321.65	322.20	0.56
P23	321.44	320.80	-0.64
P21	319.18	318.33	-0.85
P36	313.87	313.86	-0.01
P35	313.67	314.84	1.17
P34	311.98	312.30	0.32
PZ32	311.91	311.45	-0.46
P33	311.86	311.54	-0.32
PZ31	310.95	309.55	-1.40
P37	310.21	309.90	-0.32
P38	309.96	309.53	-0.43
S3	307.73	312.19	4.46

En noir : valeur moyenne calculée entre 2003 et 2007

En rouge : en l'absence de données, valeur moyenne calculée entre 1998 et 2002

La carte piézométrique obtenue est la suivante (Figure 39).



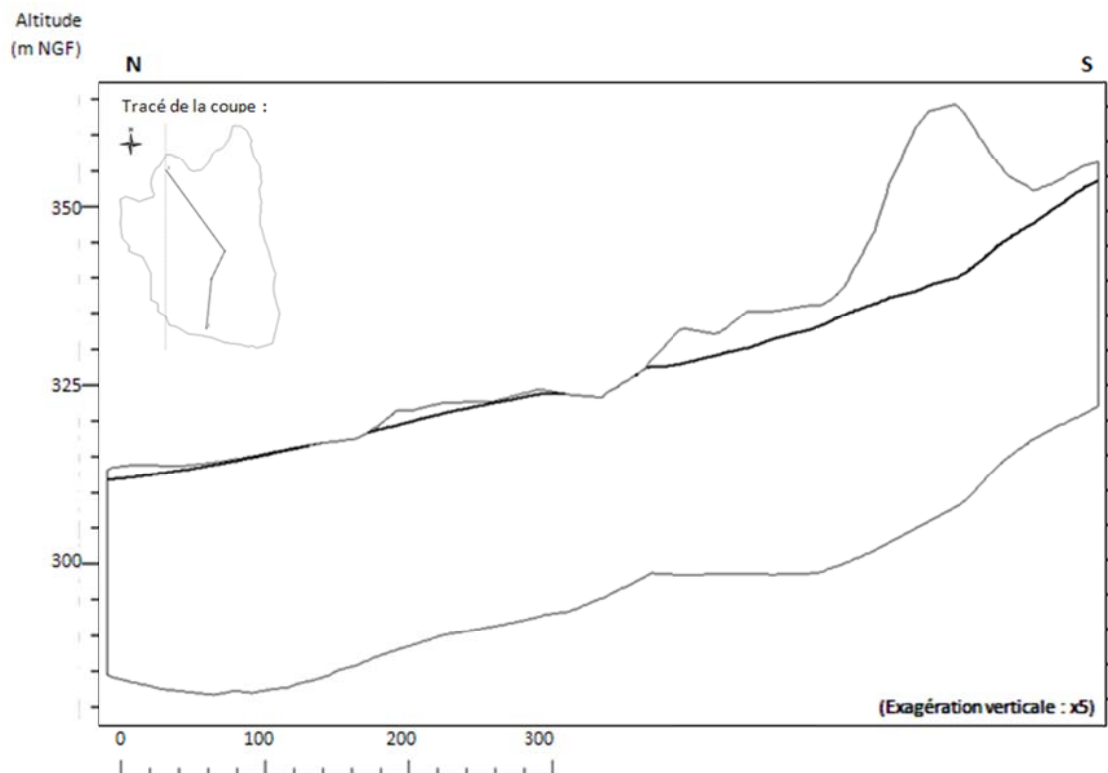


Figure 40 –Variation spatiale de la surface libre de la nappe sur une coupe transversale du modèle

Cette coupe permet de mettre en évidence les zones d’affleurements de la nappe. Il reste néanmoins difficile de comparer précisément la localisation de ces zones avec les débordements observés sur le terrain étant donné les faibles débits associés.

La saturation calculée au sommet du terril est d’environ 70%. En l’absence de données concernant l’état de saturation de la ZNS, la fiabilité de cette valeur ne peut être assurée.

#### Etude de sensibilité

Comme pour le modèle en milieu saturé, une étude de sensibilité a été conduite. Cette étude a été menée sur les paramètres suivants :

- conductivité hydraulique à saturation des couches de résidus miniers, de gneiss altérés et de gneiss fissurés ;
- recharge ;
- paramètres de la zone non saturée.



Pour chacun de ces paramètres, l'étude de sensibilité a porté sur la multiplication et la division de l'un des paramètres du modèle calé.

Le Tableau 14 résume les résultats obtenus en présentant la moyenne de la différence entre les niveaux piézométriques issus du modèle calibré et ceux issus du modèle dont un des paramètres a été modifié.

**Tableau 14 – Etude de sensibilité – modèle prenant en compte la ZNS**

Paramètre du modèle calé		Sensibilité – moyenne de la différence des niveaux piézométriques avec les niveaux calés (m)			
<b>conductivité hydraulique</b>		<b>/5</b>	<b>/2</b>	<b>x2</b>	<b>x5</b>
résidus miniers		0,57	0,15	0,06	-0,17
gneiss altérés		1,86	0,89	-1,04	-2,59
gneiss fissurés		0,21	0,26	-0,06	-0,03
recharge du domaine	608 mm/an	500 mm/an		700 mm/an	
		-0,20		0,34	
<b>saturation résiduelle</b>		<b>/3</b>	<b>/2</b>	<b>x2</b>	<b>x3</b>
résidus miniers		-	-	0,00	0,00
gneiss altérés		0,33	0,00	0,00	0,00
gneiss fissurés				0,05 (au lieu de 0)	
		-	-	0,00	-
<b>porosité totale</b>		<b>/1,4</b>	<b>/1,2</b>	<b>x1,2</b>	<b>x1,4</b>
résidus miniers		0,00	0,00	0,00	0,00
gneiss altérés		0,00	-	-	0,00
gneiss fissurés		0,00	-	-	0,00
<b>paramètre A</b>		<b>/5</b>	<b>/2</b>	<b>x2</b>	<b>x5</b>
résidus miniers		0,18	0,15	0,00	-0,11
gneiss altérés		0,1	-0,01	-0,01	-0,02
gneiss fissurés		-	-0,01	0,08	-
<b>paramètre n</b>		<b>/1,4</b>	<b>/1,2</b>	<b>x1,2</b>	<b>x1,4</b>
résidus miniers		0,12	-	-	0,19
gneiss altérés		-0,08	-	-	0,42
gneiss fissurés		0,00	-	-	0,11

Comme pour le modèle en zone saturée, la conductivité hydraulique à saturation est le paramètre le plus sensible vis-à-vis du calcul du niveau piézométrique et la recharge demeure peu sensible.

Les paramètres caractéristiques de la ZNS les plus sensibles sont ceux correspondant à la couche des résidus miniers. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'il s'agit de la couche pour laquelle la partie non saturée est la plus importante. Néanmoins, ces paramètres restent peu sensibles vis-à-vis du calcul du niveau piézométrique.

### *6.3.2 Modélisation du site après réhabilitation*

#### *Méthode*

Le modèle du site après réhabilitation a été réalisé à partir du modèle précédent prenant en compte la zone non saturée. Les paramètres issus de ce calage (notamment la conductivité hydraulique à saturation) ont été conservés et les caractéristiques suivantes ont été intégrées :

- la topographie a été déterminée à partir du modèle numérique de terrain, complété par des relevés topographiques effectués sur le site après réhabilitation ;
- la barrière imperméable a été prise en compte en considérant une zone de très faible perméabilité ( $1.10^{-20}$  m/s) ;
- les drains ont été modélisés en imposant une condition limite de type « transfert » (3<sup>ème</sup> catégorie), avec une charge imposée égale à la valeur de l'altitude du sol diminuée de 1 m (considérée être la profondeur moyenne des fossés) ;
- le confinement a été pris en compte en considérant une recharge nulle au niveau du recouvrement du terril.

Afin de prendre en compte de manière précise les différents aménagements, le maillage a été modifié, et affiné au niveau de la barrière étanche. Au total, 119 000 éléments triangulaires sont présents sur le domaine d'étude, soit 65 037 nœuds (cf. Figure 41).



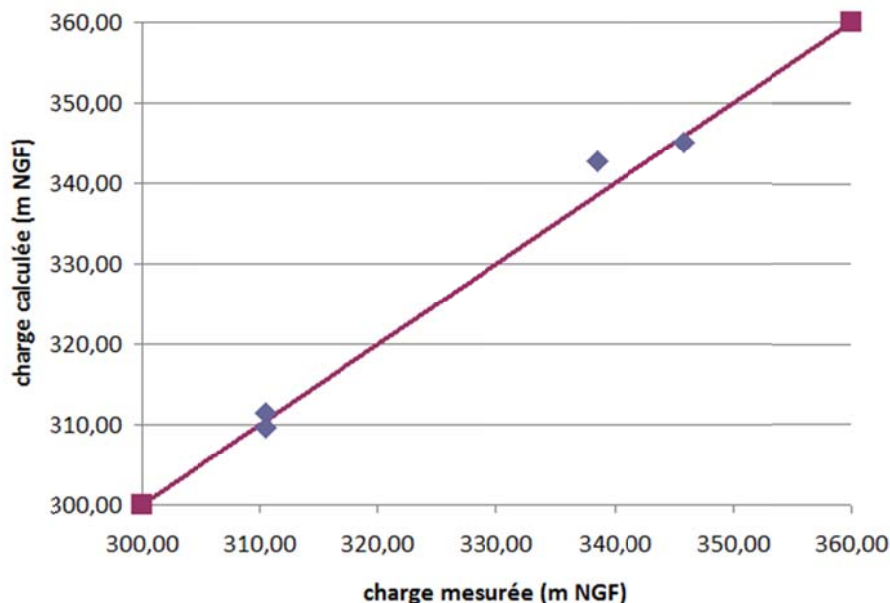


Figure 42 – Comparaison entre piézométrie observée et piézométrie calculée – modèle du site après réhabilitation

Tableau 15 - Comparaison entre niveaux piézométriques observés et calculés – modèle du site après réhabilitation

	Piézométrie moyenne mesurée (m NGF)	Piézométrie calculée (m NGF)	Ecart (m NGF)
PZ17	345.86	346.26	0.40
S5	338.47	338.67	0.20
PZ32	310.53	310.51	-0.01
PZ31	310.44	309.69	-0.75

Il est à noter qu’entre 2007 et 2009, le niveau piézométrique a diminué au droit du Pz 17 et que depuis 2010, l’ouvrage est dénoyé. Il est donc difficile de juger de la pertinence de la valeur piézométrique calculée en Pz17.

La carte piézométrique obtenue est la suivante (Figure 43).

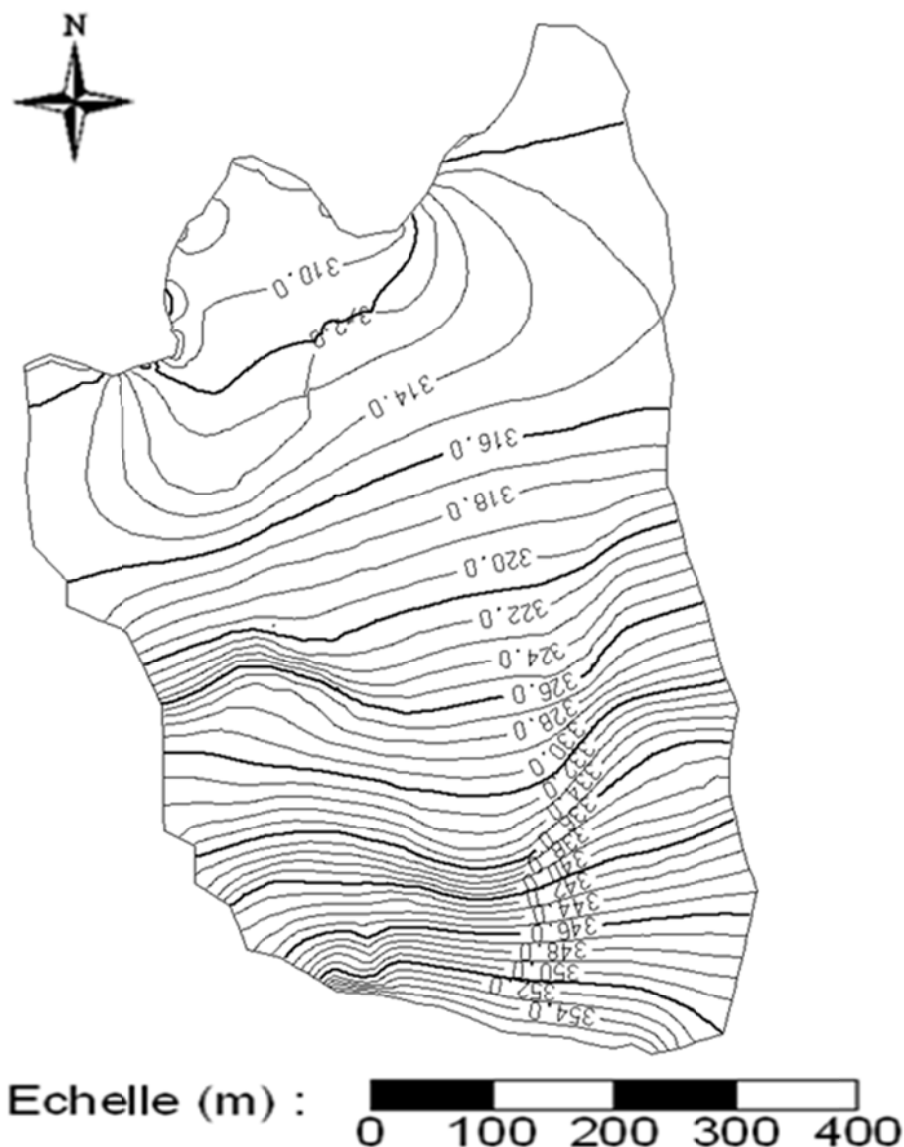


Figure 43 - Carte piézométrique obtenue par le modèle du site après réhabilitation

La piézométrie obtenue est relativement proche de celle obtenue par le modèle du site avant réhabilitation. La différence la plus importante est observée à proximité de la rivière où la topographie après réhabilitation, intégrée dans le modèle, est légèrement différente.

La localisation du niveau piézométrique de la nappe, sur une coupe verticale du modèle, est représentée sur la Figure 44.



## 6.4 Critique des résultats

---

Le modèle hydrodynamique obtenu permet de rendre compte de la piézométrie et des flux d'eau observés sur le site après réhabilitation. Ce modèle pourra servir d'outil afin d'optimiser le système de gestion des eaux, en permettant notamment de dimensionner les aménagements permettant d'augmenter le temps de séjour dans le bassin d'aération.

Les résultats du modèle sont à exploiter en gardant à l'esprit les incertitudes liées aux paramètres et hypothèses utilisés :

- En l'absence de données de terrain relatives à l'état de saturation de la ZNS, le modèle a été calé par rapport aux niveaux piézométriques. Le calage par rapport aux caractéristiques de la ZNS nécessiterait l'acquisition de données supplémentaires, comme la pression interstitielle dans la ZNS à différentes profondeurs ;
- La présence de fractures au sein des deux couches de gneiss n'a pas été prise en compte en tant qu'éléments discrets du modèle. L'effet potentiel de ces fractures sur l'écoulement a été indirectement pris en compte en calant la conductivité hydraulique par rapport aux niveaux piézométriques observés. Localement, les écoulements modélisés peuvent donc apparaître différents de ceux réellement observés ;
- La définition géométrique des différentes couches est basée sur les coupes géologiques disponibles au droit de 5 ouvrages. Etant donné la complexité du contexte géologique du site, la prise en compte d'un plus grand nombre de données de terrain permettrait d'améliorer la définition de la géométrie du modèle et, par voie de conséquence, permettrait une représentation plus précise du système hydrodynamique ;
- Les données actuellement disponibles ne permettent pas d'évaluer/quantifier les échanges nappe/rivière au niveau du site. La mesure des hauteurs d'eau dans la rivière et ses variations saisonnières permettraient d'estimer le flux de la nappe vers la rivière. Intégrées dans le modèle (sous forme d'une condition limite de type « flux » ("Neumann"), ou « transfert » (« Cauchy »)), ces données permettraient d'améliorer le calage à proximité du cours d'eau ;
- Les points de calage utilisés pour le modèle du site après réhabilitation sont au nombre de 4. Une campagne de mesures piézométriques sur davantage d'ouvrages, répartis sur l'ensemble du domaine d'étude, permettrait de confirmer le sens d'écoulement de la nappe et d'améliorer l'ajustement des paramètres de calage (notamment le paramètre de transfert entre la nappe et les drains).

D'un point de vue méthodologique, l'ensemble des modélisations a mis en évidence l'importance des données (en qualité et en quantité), pour la construction du modèle (données d'entrée) et pour le calage du modèle (données de calage).

Le passage du modèle en mode saturé au modèle prenant en compte la ZNS a mis en évidence les contraintes numériques associées à la modélisation de la ZNS. Il existe en particulier une difficulté dans la définition verticale des différentes couches. En effet, la précision des résultats (notamment ceux liés à l'estimation de la saturation dans le ZNS) sera d'autant plus grande que la hauteur des couches sera faible ; mais une hauteur de couche trop faible conduit à des problèmes numériques. Or sur le site, il existe une forte variation d'épaisseur de la couche des résidus miniers qui est liée à la présence du terril. La nécessité imposée par l'utilisation de FEFLOW de définir des couches continues (non biseautées) conduit à des variations d'épaisseur de couches très importantes (cf. Figure 37). Il y a alors un compromis à trouver dans le nombre de couches à utiliser afin d'obtenir des résultats convergents et suffisamment précis.

Suite aux difficultés rencontrées pour obtenir un calage satisfaisant du modèle préliminaire (Béranger, 2007), la définition d'un domaine de plus faible superficie montre l'importance de la phase de conceptualisation. Face aux contraintes numériques et aux difficultés liées à l'acquisition et à la représentativité des données (géologiques, hydrogéologiques), la définition des limites du domaine est à traiter avec attention.

L'ensemble des modélisations a également mis en évidence l'intérêt de modéliser en premier lieu le site en mode saturé. En effet, les contraintes numériques associées à la modélisation en zone saturée sont moins importantes et les paramètres à caler sont moins nombreux. Si les matériaux aquifères présentent des caractéristiques proches de celles des matériaux de la ZNS, modéliser d'abord en ZS seulement permet de préciser indirectement les caractéristiques de la ZNS.



## 7. Références

Bataillard P., Michel J., Beaucaire C. avec la collaboration de Deschamps T. et Krimissa M. (2012) - Guide « Caractérisation de la mobilité des éléments traces minéraux dans la zone non saturée du sol : diagnostic du site », CaPhéInE : CAractérisation des PHEnomènes de transfert en zone INsaturée des Eléments traces.

Batty L., Hooley D., Younger P. (2008). Iron and manganese removal in wetland treatment systems : Rates, processes and implications for management. *Science of the total environment* 394 1-8.

Béranger, S., 2007. CAractérisation des PHEnomènes de transfert en zone INsaturée des Eléments traces – Modélisation hydrodynamique, Projet CAPHEINE. Rapport BRGM/ RP-55905-FR.

BRGM/RP-52504-FR, Baranger, Ph., Amraoui, N., Azaroual, M., Baltassat, J.M., Battaglia-Brunet, F., Bodéan, F., Cazaux, D., Dictor, M.C., Kervéan, C., Lassin, A., Piantone, P. (2003). Analyse du transfert de l'arsenic sur le site des Farges, commune de Saint-Yrieux, Haute Vienne : approche bio-hydrogéochimique., 185 p., 68 fig., 17 tabl., 9 phot., 3 ann.

BRGM/RP-52964-FR, Cottard F., Chartier R. et Brunet J.F. avec la collaboration de B. Mauroux (2004) – Diagnostic Approfondi et Evaluation Détaillée des Risques sur le site de Cheni (Hte Vienne) ;, 112 p. 61 illustrations, 11 ann.

Brooks, R.H., Corey A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, Hydrology Paper no. 3.

Carsel R., Parrish R. (1988) - Developing joint probability distribution of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, Vol. 24, no. 5, pp. 755-769.

Castany G. (1982) - Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Dunod Université.

Davies et Morgan (1989) Manganese (II) oxidation kinetics on oxide surfaces. *J. colloid. Interface Sci* 129. 63-77.

De Marsily G. (1981) - Hydrogéologie quantitative. Masson, collection sciences de la terre.

Dick G.J., Clement B.G., Webb S.M., Fodrie F.J., Bargar J.R., Tebo M.T. (2009) Enzymatic microbial Mn(II) oxidation and Mn biooxide production in the Guaymas Basin deep-sea hydrothermal plume. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73, 6517-6530.

Diersch H-J G (1998). Reference manual, Feflow, interactive, graphics-based finite-element simulation system for modeling groundwater flow, contaminant mass and heat transport processes. WAZY institute for water resources planning and systems research Ltd. 1998.

Gardner, W. R. (1958). Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Sci.* 85:228-232.

Gouzinis A., Kosmidis N., Vayenas D.V. and Lyberatos G. (1998) Removal of Mn and simultaneous removal of NH<sub>3</sub>, Fe and Mn from potable water using a trickling filter. *Water resource* Vol 32 (8), 2442-2450.

Guérin V., Chevrier B., Decung F. (2012b) – Guide « Caractérisation hydrique de la zone non saturée », CaPhéInE : CAractérisation des PHEnomènes de transfert en zone INsaturée des Eléments traces.

Haverkamp, R., M. Vauclin, J. Touma, P. Wierenga and G Vachaud (1977). Comparison of numerical simulation models for one-dimensional infiltration, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 285-294,.

Le Guern C., B. Béchet, Y. Lotram, V. Gujisaite, N. Saiyouri, V. Guérin, M. Bouzit, H. Roussel avec la collaboration de T. Khalil, G. Boissard, G. Picot, A. Sbai, S. Béranger, M. Parmentier, N. Croiset, L. André, D. Guyonnet (2012) OPUSS : Etat de l'art et enquête sur les outils de modélisation du transport de polluants dans les sols et le sous-sol en milieu urbain, Rapport BRGM/RP-60997-FR (en cours de rédaction).

Richards L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. *Physics* 1: 318–313.

Van Genuchten M T 1980 A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Am. J.* 44: 892–898.

# ANNEXES



Caphéine



## A. Analyses des eaux superficielles et des particules

	Paramètres	31-mars-09				04-mai-09					
		ISLE AMONT	ISLE AVAL	FOSSE 2 EST	FOSSE CENTRAL	ISLE AMONT	ISLE AVAL	FOSSE 2 EST	FOSSE CENTRAL		
Prélèvements hors de la zone d'étude	Mesures in situ	pH (unité pH)	7,61	7,57	7,59	7,21	7,32	7,27	7,06	6,85	
		température (°C)	7,2	7,6	7,5	11,6	12,3	12,6	12,1	16,9	
		conductivité (µS/cm)	124	131	91	798	106	112	78	635	
		oxygène dissous (mg/l)	10,53	10,01	9,60	8,01	11,85	11,65	12,62	11,03	
		rédox (mV)	265	253	229	32	215	210	134	26	
		débit (m³/h)	/	/	12,73	5,43	/	/	22,78	6,62	
	Analyses laboratoire ALCONTROL	MES (mg/l)	<10	<10	<10	<10	23	18	<10	11	
		As (µg/l)	7,4	5,7	56	39	8,3	8,1	51	400	
		Fe (µg/l)	190	290	65	110	410	420	130	910	
		Hg (µg/l)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
		Mn (µg/l)	14	23	31	3700	<10	11	22	2800	
		Cyanures totaux (µg/l)	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	
		<b>Paramètres</b>									
			PIED DE TALUS	BASSIN AMONT	BASSIN MILIEU	BASSIN AVAL	PIED DE TALUS	BASSIN AMONT	BASSIN MILIEU	BASSIN AVAL	
Prélèvements dans la zone d'étude	Mesures in situ	pH (unité pH)	6,38	7,72	7,34	7,16	6,44	7,73	7,01	7,14	
		température (°C)	12,4	8,1	10,2	10,1	14,6	16,6	16,5	17,3	
		conductivité (µS/cm)	1784	1005	812	800	1750	855	638	639	
		oxygène dissous (mg/l)	8,39	9,45	9,90	9,97	12,11	12,70	10,60	13,18	
		rédox corrigé	375,40	361,59	329,03	384,11	398,77	264,29	314,36	324,77	
		rédox (mV)	160	143	112	167	185	52	102	113	
		épaisseur sédiments (cm)	/	/	/	/	/	/	/	/	
		Laboratoire ALCONTROL	Al (µg/l)	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
As (µg/l)	140		70	130	140	350	120	400	380		
B (µg/l)	70		86	53	<50	68	74	<50	<50		
Ba (µg/l)	<15		24	17	17	<15	30	20	20		
Be (µg/l)	<2		<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2		
Cd (µg/l)	7		1,3	0,52	0,46	7,7	1,2	0,86	0,75		
Co (µg/l)	47		13	8	8	47	11	7	6		
Cr tot (µg/l)	1,2		<1	<1	<1	1,2	<1	<1	<1		
Cu (µg/l)	<5		<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5		
Fe (µg/l)	<50		<50	71	67	<50	<50	91	52		
Li (µg/l)	<100		<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100		
Mn (µg/l)	29000		7700	4000	3900	26000	6000	3000	2700		
Ni (µg/l)	64		21	12	12	66	17	10	<10		
Pb (µg/l)	<10		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10		
Sr (µg/l)	750		460	330	340	720	400	290	270		
Zn (µg/l)	270		130	47	44	260	84	41	38		
Ca (µg/l)	250 000		120 000	100 000	94000	260 000	110 000	75 000	75 000		
K (µg/l)	9 400		6 600	4 900	4600	7 800	6 100	4 400	4000		
Mg (µg/l)	84 000		41 000	35 000	32000	88 000	35 000	25 000	25000		
Na (µg/l)	41 000		28 000	24 000	23000	40 000	23 000	17 000	17000		
COD (mg/l)	<5		<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5		
CID (mg/l)	18		7,8	6,0	6,6	14	8,9	6,2	6,4		
nitrates (mg/l)	2,8		5,6	1,7	1,9	3,2	6,7	2,4	2,2		
chlorures (mg/l)	4,8		7,2	6,8	6,6	3,6	5,9	4,9	4,8		
sulfates (mg/l)	1100		540	420	400	1100	440	310	310		
fluorures (mg/l)	<0,2		<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		
phosphates (mg/l)	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1		
silicate (mg/l)	18		17	14	12	19	18	11	11		
Laboratoire UT2A	As III (µg/l)	0,99 ± 0,03	5,0 ± 0,2	2,2 ± 0,2	2,1 ± 0,1	1,0 ± 0,3	0,59 ± 0,04	3,0 ± 0,2	2,46 ± 0,04		
	As V (µg/l)	152 ± 15	61 ± 3	103 ± 2	116 ± 2	300 ± 2	101 ± 7	325 ± 5	312 ± 6		



Guide technique caractérisation des transferts hydriques en ZNS

Paramètres	31-mars-09				04-mai-09			
	PIED DE TALUS	BASSIN AMONT	BASSIN MILIEU	BASSIN AVAL	PIED DE TALUS	BASSIN AMONT	BASSIN MILIEU	BASSIN AVAL
<i>Laboratoire ALCONTROL</i>								
volume filtré (ml)	2500	2500	2500	2500	3400	3100	3200	3300
MES (mg/l)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
masse récupérée (mg)	6,8	7,6	3,5	0,8	15,2	5,8	14,6	9,9
Al (mg/kg MS)	3412	8842	2629	7500	3224	<172	4041	10000
As (mg/kg MS)	19118	12763	31429	118750	14474	<172	13699	23232
B (mg/kg MS)	<147	<132	<286	<1250	<164	<431	<171	<253
Ba (mg/kg MS)	<147	<132	<286	<1250	<132	<345	<137	<202
Be (mg/kg MS)	<29	<26	<57	<250	<24	<34	<14	<20
Cd (mg/kg MS)	<29	29	<57	<250	<13	38	<14	<20
Co (mg/kg MS)	<147	158	829	<1250	<66	<172	<68	<101
Cr tot (mg/kg MS)	<147	<132	<286	<1250	<66	<172	<68	<101
Cu (mg/kg MS)	<147	<132	<286	<1250	<66	<172	<68	<101
Fe (mg/kg MS)	46544	102171	96143	358125	14474	<172	23288	43434
Li (mg/kg MS)	<735	<658	<1429	<6250	<329	<862	<342	<505
Mn (mg/kg MS)	5294	4605	3143	11875	5263	1552	1712	1919
Ni (mg/kg MS)	<147	<132	400	<1250	<66	<172	<68	<101
Pb (mg/kg MS)	<147	<132	<286	<1250	88	<172	<68	<101
Sr (mg/kg MS)	<147	<132	<286	<1250	<66	<172	69	<101
Zn (mg/kg MS)	191	1737	571	1500	829	569	384	566
<i>Laboratoire UT2A</i>								
volume filtré (ml)	500	750	500	400	1000	950	450	700
masse récupérée (mg)	2,9	3,5	3,4	2,6	4,6	3,0	4,1	3,0
As III (mg/kg MS)	<1,25	<1,25	<1,25	<1,25	<1,25	<1,25	<1,25	<1,25
As V (mg/kg MS)	24144 ± 105	12362 ± 260	60659 ± 351	54555 ± 1585	19 926 ± 306	7 713 ± 1620	31 402 ± 91	24 604 ± 1990

