

Étude du fonctionnement hydrogéochimique de l'ancien site minier de Bellezane (Limousin, France)



E. Ledoux, J.M. Schmitt

Références :

n° ARMINES : R100119EL

n° AREVA : BGM/DGS RT 10/004

École des Mines de Paris – Centre de Géosciences
35, rue Saint Honoré
77300 Fontainebleau, France

Tél. 01 64 69 47 10
Fax 01 64 69 47 13

Référence type:

Ledoux E., Schmitt J.-M. (2010). Étude du fonctionnement hydrogéochimique de l'ancien site minier de Bellezane (Limousin, France). No R100119EL, BGM/DGS RT 10/004, Centre de Géosciences, École des Mines de Paris, Fontainebleau, France.

SOMMAIRE

Sommaire	1
Liste des figures	3
Liste des tableaux.....	4
1. Introduction : cadre de l'étude, problématique et objectifs	10
1.1 Cadre général de l'étude.....	10
1.2 Démarche de l'étude	11
2. Le Site de Bellezane	12
2.1 Situation géologique et exploitation de l'uranium	12
2.1.1 Contexte général du gisement d'uranium de Bellezane	12
2.1.2 Exploitation du gisement et configuration des travaux miniers	13
2.1.3 Les objets sources de danger laissés par l'exploitation minière.....	15
2.2 Hydrogéologie du site de Bellezane.....	15
2.2.1 Le contexte hydrogéologique régional	15
2.2.2 Le contexte hydrogéologique local	16
2.2.3 Le dispositif d'observation de l'hydrogéologie locale	17
2.2.4 Analyse des observations piézométriques dans les MCO 68 et 105	18
2.2.5 Analyse des mesures de température dans les piézomètres.....	23
2.3 Synthèse du fonctionnement hydraulique du stockage de résidus miniers de Bellezane.....	24
3. Fonctionnement hydrodynamique du site et modélisation.....	27
3.1 Principes de la modélisation.....	27
3.2 Simulation de la situation hydraulique actuelle.....	28
3.2.1 Conceptualisation du système hydraulique.....	28
3.2.2 Ajustement du modèle, résultats de la simulation	29
3.3 Simulation de scénarios d'évolution du site	31
3.3.1 Détérioration de la couverture de résidus	31
3.3.2 Dégradation des conditions de drainage des TMS.....	31

3.3.3	Déstructuration du stockage de résidus	32
3.3.4	Evolution climatique, diminution des précipitations	34
3.3.5	Mise en place d'une couverture imperméable	34
3.4	Conclusion sur le fonctionnement hydrodynamique du site	35
4.	La chimie des eaux : pôles hydrochimiques et impacts observés.....	38
4.1	Approche générale	38
4.1.1	Campagnes de mesures et de prélèvement	38
4.1.2	Méthodes d'interprétation	40
4.1.3	Résultats analytiques	40
4.2	Reconnaissance et caractéristiques des différents pôles hydrochimiques	42
4.2.1	Définition des pôles à partir des mesures de terrain	42
4.2.2	Les pôles 'Eaux naturelles'	42
4.2.3	Le pôle 'Stériles miniers'	43
4.2.4	L'eau des résidus	44
4.2.5	Les autres types d'eau	45
4.3	Les eaux d'exhaure et le rejet	47
4.3.1	Les eaux du réservoir minier	47
4.3.2	Les eaux du BD 200	48
4.3.3	Les eaux du TB100	48
4.4	Impacts observés en aval site	49
4.4.1	Impacts sur les eaux superficielles	49
4.4.2	Impacts sur les eaux souterraines	50
4.5	Distribution de l'uranium	50
4.5.1	L'uranium dans les eaux superficielles	50
4.5.2	L'uranium dans le milieu souterrain	51
4.5.3	L'uranium dans les stériles et les résidus	51
4.5.4	L'uranium aux exutoires et en aval site	51
4.6	Distribution du radium	52
4.6.1	Le radium dans les eaux naturelles superficielles	52
4.6.2	Le radium dans le milieu souterrain	52
4.6.3	Le radium dans les stériles et les résidus	52
4.6.4	Le radium aux exutoires et en aval site	53
4.7	Enseignements des campagnes hydrochimiques	54
5.	Fonctionnement hydrogéochimique du site et modélisation	56

5.1	L'eau au cœur des résidus	56
5.1.1	Rappel des caractéristiques hydrochimiques	56
5.1.2	Sursaturations et balance ionique des eaux interstitielles.....	56
5.1.3	Déséquilibres résiduels observés et origine probable.....	57
5.2	Modélisation du 'terme-source résidus'	59
5.2.1	Modélisation de l'eau interstitielle initiale.....	59
5.2.2	Évaluation de la composition minéralogique approximative des résidus.....	59
5.2.3	Terme-source Radium dans les résidus	61
5.2.4	Modèle final.....	62
5.3	Évolution du terme-source résidus.....	62
5.3.1	But et méthode d'approche.....	62
5.3.2	Hypothèses de modélisation	63
5.3.3	Évolution de la phase solide.....	63
5.3.4	Évolution des eaux émises	65
5.3.5	Comportement du radium.....	65
5.4	Enseignements sur le fonctionnement hydrochimique du stockage et limitations....	68
6.	simulations couplées d'ÉVOLUTION.....	70
6.1	Objectifs des simulations couplées	70
6.2	Conditions des simulations.....	70
6.2.1	Géométrie du modèle,.....	70
6.2.2	Conditions aux limites de l'écoulement	70
6.2.3	Conditions hydrochimiques.....	72
6.2.4	Distribution initiale des phases solides	72
6.2.5	Calage du modèle et limitations	72
6.2.6	Simulation d'évolution et suivi	72
6.3	Évolution des résidus et des effluents dans la situation de référence.....	73
6.3.1	La situation de référence.....	73
6.3.2	Évolution des résidus.....	73
6.3.3	Évolution des concentrations en sulfate dans les eaux émises	73
6.3.4	Évolution des concentrations en uranium dissous	77
6.3.5	Évolution des activités en radium dissous.....	77
6.4	Évolution des résidus et des effluents en situations dégradées	77
6.4.1	But.....	77
6.4.2	Scénario dégradé n°1 : perte de la liaison hydraulique de base	79

6.4.3 Scénario dégradé n°2 : rupture de la dalle et invasion partielle des TMS par les résidus.	83
6.5 Enseignements des simulations couplées d'évolution du système	87
7. CONCLUSION GENERALE	88
7.1 Synthèse du fonctionnement hydraulique du stockage de résidus miniers de Bellezane.....	88
7.2 Scénarios d'évolution du site	88
7.3 Enseignements des campagnes hydrochimiques	89
7.4 Enseignements sur le fonctionnement hydrochimique du stockage.....	90
7.5 Enseignements des simulations couplées hydrodynamiques et chimiques d'évolution du système	90
Références	99

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Configuration générale du site de Bellezane (d'après document Areva NC).....	13
Figure 2 : Implantation du dispositif de mesure hydrogéologique (d'après document Areva NC)	18
Figure 3 : Implantation des piézomètres dans la MCO105	19
Figure 4 : Implantation des piézomètres dans les MCO68-105.....	19
Figure 5 : Chroniques piézométriques observées au sein du stockage de résidus miniers	20
Figure 6 : Corrélations entre le niveau piézométrique du ES85 et la pression atmosphérique	21
Figure 7 : Chronique observée des débits d'exhaure et des niveaux d'eau dans le réservoir minier en regard de la pluviométrie	22
Figure 8 : Profils thermiques dans les piézomètres en fonction de la profondeur	23
Figure 9 : Schéma hydrogéologique du site de Bellezane.....	25
Figure 10 : Tracé de la coupe support de la simulation hydrodynamique.....	27
Figure 11 : Distribution de la perméabilité des matériaux constituant le modèle hydrodynamique (en haut, modèle complet, en bas, zoom sur la zone des TMS)	28
Figure 12 : Position de la surface piézométrique simulée	29
Figure 13 : Structure de l'écoulement modélisé autour des travaux miniers	30
Figure 14 : Distribution de la concentration autour du stock de résidus miniers	30
Figure 15 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario dégradation de la couverture	31
Figure 16 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario dégradation du drainage par les TMS.....	32
Figure 17 : Perméabilité des matériaux dans le cas du scénario "déstructuration du stockage de résidus"	33
Figure 18 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario déstructuration du stockage de résidus.....	33
Figure 19: Développement du panache de concentration en aval du stockage de résidus miniers consécutif à une diminution de la pluie efficace régionale	34
Figure 20 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario mise en place d'une couverture imperméable	35
Figure 21 : Plan d'échantillonnage hydrochimique régional	37
Figure 22 : Détail du plan d'échantillonnage hydrochimique pour les environs du site.....	39
Figure 23: Définition des pôles hydrochimiques dans le diagramme alcalinité/conductivité.	41
Figure 24: Position des eaux d'exhaure et de rejet dans le diagramme TAC/EC.....	46
Figure 25 : Diagramme TAC/EC pour la campagne de basses eaux.....	47
Figure 26 : Reconstitution de l'état initial de l'eau au cœur des résidus	58

Figure 27 : évolution prévisionnelle de la phase solide des résidus soumis à la percolation des eaux granitiques.....	64
Figure 28 : Évolution simulée de la composition des eaux émises par les résidus.....	66
Figure 29 : Comportement du radium au cours de l'évolution simulée des résidus.....	67
Figure 30 : Modèle couplé de fonctionnement du stockage. Géométrie et maillage.....	69
Figure 31 : Modèle couplé de fonctionnement du stockage. Simulation de référence : exemple de schéma d'écoulement.....	69
Figure 32 : Simulation de référence. Distribution du gypse à 50 ans	71
Figure 33 : Simulation de référence. Distribution de l'uraninite à 50 ans.....	71
Figure 34 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate à la base du stockage	74
Figure 35 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire profond.....	74
Figure 36 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate au sommet des résidus.....	74
Figure 37 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire supérieur	74
Figure 38 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium à la base du stockage	75
Figure 39 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire profond.....	75
Figure 40 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium au sommet des résidus.....	75
Figure 41 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire supérieur	75
Figure 42 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra à la base du stockage.....	76
Figure 43 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra à l'exutoire profond.....	76
Figure 44 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra au sommet des résidus.....	76
Figure 45 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra à l'exutoire supérieur.....	76
Figure 46 : Simulation de référence: distribution des activités en Ra dissous à 27 ans.....	78
Figure 47 : Scénario dégradé n°1 : exemple de schéma d'écoulement.....	78
Figure 48 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate à la base du stockage	80
Figure 49 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire profond.....	80
Figure 50 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate au sommet des résidus.....	80
Figure 51 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire supérieur	80
Figure 52 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium à la base du stockage	81

Figure 53 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire profond.....	81
Figure 54 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium au sommet des résidus.....	81
Figure 55 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire supérieur	81
Figure 56 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra à la base du stockage .	82
Figure 57 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra à l'exutoire profond ...	82
Figure 58 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra au sommet des résidus	82
Figure 59 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra à l'exutoire supérieur.	82
Figure 60 : Scénario dégradé n°2 : exemple de schéma d'écoulement.....	83
Figure 61 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate à la base du stockage	84
Figure 62 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire profond.....	84
Figure 63 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate au sommet des résidus.....	84
Figure 64 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire supérieur	84
Figure 65 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium à la base du stockage	85
Figure 66 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire profond.....	85
Figure 67 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium au sommet des résidus.....	85
Figure 68 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire supérieur	85
Figure 69 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en 226Ra à la base du stockage .	86
Figure 70 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en 226Ra à l'exutoire profond ...	86
Figure 71 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en 226Ra au sommet des résidus	86
Figure 72 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en 226Ra à l'exutoire supérieur.	86

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Conséquences des scénarios d'évolution hydrodynamique du site sur les flux polluants émis par le stockage	35
Tableau 2 : Principales caractéristiques hydrochimiques des eaux naturelles	42
Tableau 3 : Principales caractéristiques des eaux des verses à stériles	43
Tableau 4 : Principales caractéristiques des eaux des résidus.....	44
Tableau 5 : Principales caractéristiques hydrochimiques des eaux d'exhaure et de rejet	46
Tableau 6 : Points de surveillance des eaux souterraines	49
Tableau 7 : Activités en ^{226}Ra observées en aval site en hautes et basses eaux	53
Tableau 8 : Composition et modèle de l'eau au cœur des résidus	55
Tableau 9 : Composition adoptée pour la phase solide du modèle des résidus	60
Tableau 10 : Rapports molaires Ra/Ca observés dans le gypse.....	60
Tableau 11 : Construction des sites (fictifs) de fixation du radium par le gypse	61
Tableau 12 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux naturelles et du réservoir minier ...	93
Tableau 13 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux des résidus.....	94
Tableau 14 : Caractéristiques hydrochimiques des effluents des verses, des exhaures et du rejet station.....	95
Tableau 15 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux superficielles aux environs du site	96
Tableau 16 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux souterraines aux environs du site..	97

1. INTRODUCTION : CADRE DE L'ETUDE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

La présente étude est issue d'une recommandation du Groupe d'expertise pluraliste sur les sites miniers du Limousin (GEP) mis en place fin 2005 par les Ministres en charge de l'environnement, de l'industrie et de la santé, ayant pour but de définir une méthodologie de caractérisation du comportement hydro-géochimique des sites miniers et d'une méthodologie de prévision de leur évolution à long terme. Cette méthodologie devait s'appuyer sur un exemple suffisamment représentatif pour pouvoir en tirer des conclusions générales transposables sur d'autres sites. Au cours de son analyse des différents sites de la Division minière de la Crouzille, le GEP a porté son choix sur le site de Bellezane anciennement exploité par Cogema, qui paraissait présenter les caractéristiques requises.

1.1 Cadre général de l'étude

Le site minier de Bellezane, exploité de 1975 à 1993 en mine à ciel ouvert (MCO) et en travaux miniers souterrains (TMS), a fourni 3800 tonnes d'uranium. Il a, dès sa phase d'exploitation, été utilisé comme site de stockage de résidus de traitement du minerai provenant de l'usine de Bessines. Deux mines à ciel ouvert, la MCO 105 et la MCO 68 sont ainsi actuellement partiellement remblayées par 1,5 millions de tonnes de ces résidus. Plus récemment, en 2006 le site a été rouvert pour y entreposer les boues de curage du lac de Saint Pardoux, puis celles de l'étang de la Crouzille et de deux étangs privés.

Le site de Bellezane fait actuellement l'objet d'une surveillance environnementale de la part d'Areva NC qui s'exerce notamment sur les eaux superficielles et les eaux souterraines. Les effluents du site qui ne sont pas conformes aux autorisations de rejet sont traités pour abaisser leur concentration en uranium et en radium avant d'être relâchés dans le ruisseau des Petites Magnelles affluent de la rive gauche de la Gartempe.

Plusieurs aspects caractéristiques de ce site, à savoir :

- La taille du site vis-à-vis de l'extension des travaux miniers, des tonnages produits et de la quantité de matériaux rocheux déplacés qui en font l'un des sites les plus importants de la division minière de la Crouzille ;
- La présence sur un même site de la plupart des objets sources potentielles de danger selon la définition qu'en a donnée le GEP au cours de son analyse des sites miniers du Limousin, en particulier la présence de résidus de traitement du minerai ;
- L'existence d'un réseau de suivi des eaux surveillé par l'exploitant depuis l'arrêt des travaux miniers ayant produit bon nombre de données expérimentales ;
- La configuration topographique et hydrogéologique permettant de bien circonscrire le site sur les plans hydraulique et hydrochimiques malgré sa taille ;

ont conduit le GEP à en recommander l'étude détaillée pour établir les bases méthodologiques recherchées.

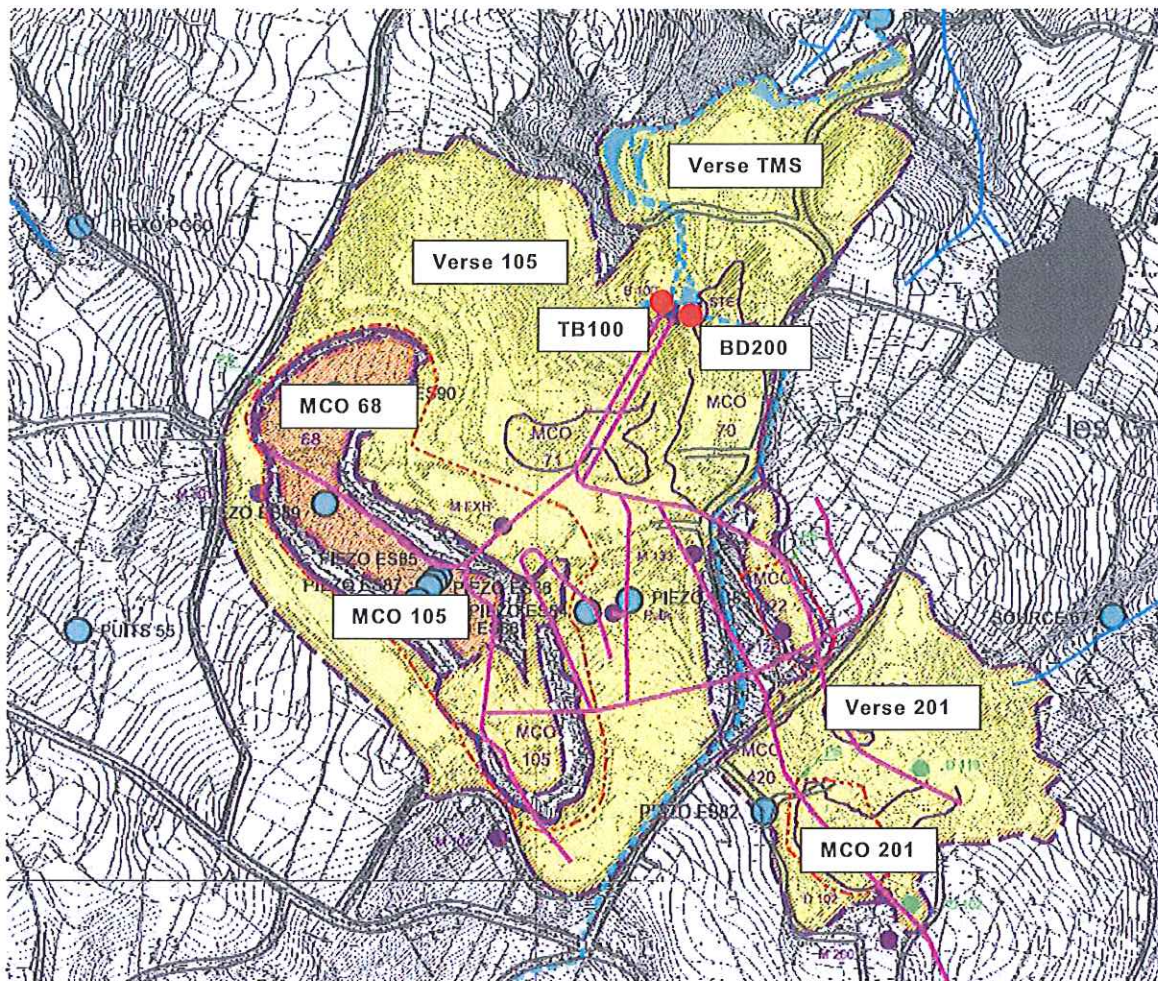


Figure 1 : Configuration générale du site de Bellezane (d'après document Areva NC)
 (les zones figurées en jaune représentent l'emprise des verses à stériles, des MCO remblayées ou des terrains excavés ou remblayés pour les aménagements des infrastructures au jour ; la zone orangée représente l'emprise du stockage de résidus de traitement ; les traits violets représentent le tracé des infrastructures des TMS au fond. Les points rouges montrent l'orifice des galeries au jour)

2.1.2 Exploitation du gisement et configuration des travaux miniers

Le gisement d'uranium a été exploité simultanément à ciel ouvert (MCO) et en travaux souterrains (TMS). La structure principale ayant donné lieu au volume excavé le plus important, a été atteinte par des travaux souterrains développés entre les niveaux 360 et 240² et par la MCO 105. La structure orthogonale qui recoupe à son extrémité ouest la structure principale a donné lieu à la MCO 68. Les structures satellites ont été exploitées par les MCO 200-201, les plus volumineuses, et les MCO 70-71-120 et 122, sous lesquelles des travaux souterrains connectés par le fond aux TMS principaux ont également été réalisés.

L'accès aux TMS profonds s'effectuait par un puits et par la descenderie BD200 ; une galerie, TB100, permettait la connexion entre la MCO 105 et les TMS ; plusieurs

² Ces valeurs sont des cotes exprimées dans le référentiel de l'exploitant et ne représentent qu'approximativement les cotes NGF des différents niveaux atteints par les TMS.

« montages³ » assuraient l'aérage et le passage de conduites techniques (Cf. Figure 1). Après l'arrêt de l'exploitation, les pompages d'exhaure ont cessé et les travaux miniers se sont ennoyés jusqu'au niveau de débordement 360 NGF correspondant la cote du débouché au jour de la descenderie BD200.

Les MCO 70-71-120-122-200-201 ont été totalement remblayées par des stériles miniers. Les MCO 68 et 105 ont été partiellement comblées par des stériles et par des résidus de traitement du minerai en provenance de l'usine de Bessines ; ce comblement a débuté alors que les TMS sous-jacents étaient encore exploités, de telle sorte qu'il a été nécessaire de les protéger au moyen d'une dalle de béton coulée en fond de MCO. Cette dalle a été perforée de façon à permettre le drainage des résidus au cours de leur mise en place.

Les TMS n'ont pas été en totalité remblayés à Bellezane en cours d'exploitation ; certains quartiers ont cependant reçu des remblais hydrauliques sableux constitués à partir du cyclonage des résidus de traitement dynamique du minerai. En fin d'exploitation, les accès au jour (puits, descenderies, montages) ont été rebouchés ; seuls subsistent encore quelques sondages techniques atteignant les TMS en profondeur qui ont été mis à profit comme piézomètres. Les bouchons des galeries BD200 et TB100 ont été équipés de tuyau pour permettre l'exhaure naturelle par débordement.

La Figure 1 montre l'emprise de ces différents travaux miniers. On notera les caractéristiques suivantes qui ont leur importance sur le fonctionnement hydraulique et hydrochimique du site :

- l'ensemble des TMS est connecté par le fond en dessous de la cote 360 NGF. Il en résulte que les vides résiduels des TMS, à présent ennoyés, constituent un réservoir minier d'eau unique drainé à la cote 360 NGF ;
- la MCO 105 est connectée directement aux TMS au travers de la dalle de béton perforée, si bien qu'elle se trouve en équilibre hydraulique avec les TMS ;
- les autres MCO sont isolées du réservoir minier par un stot de granite ; c'est en particulier le cas de la MCO 68 qui contient des résidus de traitement séparés de ceux de la MCO 105 par une digue aménagée au cours du remplissage ;
- compte tenu de la cote d'ennoyage général aux alentours de 360 NGF, les remblais et résidus miniers de la MCO 105 sont pratiquement complètement sous eau et ceux de la MCO 68 ne le sont que partiellement. Les autres MCO sont par contre, en principe, hors d'eau étant donné la profondeur atteinte par les excavations ;
- les TMS tracés dans la structure minéralisée principale sont entièrement noyés alors que ceux situés sous la MCO 201 sont en partie dénoyés car ils s'étendent au dessus de la cote 360 NGF.

³ Un montage est une voie d'accès entre deux niveaux de TMS ou entre des TMS et le jour, aménagée pour y permettre le passage de conduite d'air, d'eau ou d'électricité à l'exclusion du personnel.

2.1.3 Les objets sources de danger laissés par l'exploitation minière

Si l'on considère comme phénomène redouté l'émission dans l'environnement d'eau polluée sur les plans chimiques et radiologiques, le site de Bellezane réaménagé dans son état actuel, comporte trois catégories d'objets sources potentielles de danger au sens où l'a défini le GEP, à savoir :

- des travaux miniers souterrains et des mines à ciel ouvert noyées dont les points de débordement sont connus et contrôlables ;
- un stockage de résidus miniers dans une configuration sous eau et hors d'eau ;
- des verses à stériles donnant lieu à des effluents liquides identifiés.

L'auscultation de ces différents objets est rendu possible grâce aux différentes mesures de surveillance qu'exerce actuellement l'exploitant et grâce à un certain nombre de mesures complémentaires qui ont été définies dans les recommandations du GEP

2.2 Hydrogéologie du site de Bellezane

L'hydrogéologie du site fixe les conditions de l'interaction des eaux naturelles avec les objets sources potentielles de danger définis ci-dessus. Nous présenterons successivement les contextes hydrogéologiques régionaux et locaux nécessaires à la compréhension du fonctionnement hydraulique du site.

2.2.1 Le contexte hydrogéologique régional

Le système aquifère régional est constitué par le massif granitique fissuré. Ce type de roche est en général peu propice au stockage et à la production d'eau souterraine compte tenu de sa faible porosité et de sa faible perméabilité. Ceci explique que la région n'offre pas de ressources en eau souterraine pour les collectivités et que l'on y ait construit des retenues d'eau de surface pour pallier ce manque de ressource. Lorsque le granite est sain, la perméabilité matricielle de la roche peut être considérée comme nulle et le massif acquiert une perméabilité en grand à la faveur du réseau de fractures qui s'y trouve, la perméabilité étant d'autant plus grande que les fractures sont plus ouvertes et mieux connectées les unes aux autres. En général, les fractures ont tendance à se fermer en profondeur si bien que la perméabilité diminue ; ce phénomène était bien connu des mineurs qui constataient que les débits d'exhaure n'augmentaient pas notablement lorsque les mines s'approfondissaient.

Des perturbations géologiques peuvent toutefois entraîner des modifications locales de la perméabilité du massif, même en profondeur, à la faveur de grandes fracturations souvent soulignées par des filons de roches intrusives, comme c'est le cas à Bellezane où l'on constate la présence de filons subverticaux de microgranite ou de lamprophyre qui pouvaient constituer des lieux privilégiés d'arrivée d'eau souterraine au fond de la mine. Ceci était notamment le cas pour les lamprophyres qui ont tendance à être particulièrement fracturés.

En surface, le granite s'altère sur quelques mètres pour donner une couverture sablo-argileuse ou arène granitique dont l'épaisseur a tendance à augmenter dans les fonds de vallée et à diminuer sur les reliefs. La perméabilité de ce matériau est en général assez modeste mais cependant meilleure que celle du granite, ce qui est propice à la constitution

d'un aquifère superficiel le plus souvent discontinu qui alimente de nombreuses petites sources collectées par les ruisseaux, dont la plupart tarissent en été. Lorsque l'arène est suffisamment épaisse, elle peut contenir un aquifère local exploitable pour des puits fermiers.

Comme c'est le cas général, le système hydrogéologique régional s'alimente à partir de l'infiltration des précipitations. Dans la mesure où l'aquifère superficiel est le plus perméable, il stocke l'eau d'infiltration en priorité et déborde dans les sources locales pendant les périodes de crues provoquant un écoulement dans les ruisseaux en tête de bassin versant. L'aquifère granitique fissuré se trouve ainsi régulé du point de vue de son alimentation par la présence de l'aquifère superficiel et décharge son eau dans les cours d'eau principaux en aval du bassin versant. Ceci a pour conséquence que les parcours souterrains dans l'aquifère superficiel sont courts alors qu'ils sont susceptibles d'être plus longs lorsqu'ils se manifestent dans l'aquifère profond. Ceci doit être pris en considération lorsque l'on s'intéresse au transfert d'une pollution.

En résumé, on retiendra que le potentiel hydrogéologique régional est faible, constitué par un aquifère profond à très faible perméabilité dans le granite fissuré, surmonté par un aquifère superficiel discontinu occupant la zone d'altération. Les travaux miniers interfèrent avec l'aquifère profond alors que les versées à stériles posées à même le sol et souvent en fond de vallon sont susceptibles d'influencer la nappe superficielle.

2.2.2 Le contexte hydrogéologique local

La situation hydrogéologique locale s'inscrit dans le contexte régional décrit ci-dessus. Le site minier de Bellezane se situe en tête d'un bassin versant dont le drainage aval est effectué par la Gartempe qui est donc le lieu d'aboutissement de tout écoulement souterrain qui circule dans l'aquifère granitique ; on peut donc considérer que l'écoulement général de l'aquifère profond s'effectue vers le nord-est.

L'aquifère superficiel est bien représenté et capté par des puits fermiers sur le plateau en amont de la MCO 105 et plus en aval dans les villages des Petites Magnelles et des Grandes Magnelles. La nappe superficielle est drainée dans les vallons du ruisseau des Petites Magnelles pour la partie ouest du site et du ruisseau de Belzanes pour la partie est.

Les TMS interfèrent avec l'aquifère profond granitique sur une centaine de mètres en extension verticale et sur plus de 1000 m en extension horizontale ; ils sont globalement orientés perpendiculairement à la direction de l'écoulement naturel de cet aquifère et constituent ainsi une sorte de tranchée drainante très perméable vis-à-vis du granite encaissant dans la mesure où ils sont constitués de vides résiduels partiellement remblayés. Compte tenu du niveau de débordement des TMS imposé par la galerie BD200, le niveau piézométrique local de l'aquifère granitique est fixé aux alentours de la cote 360 NGF.

Les résidus miniers qui occupent la MCO 105 et la MCO 68 interfèrent également avec l'aquifère granitique profond dans la mesure où une partie d'entre eux est située en dessous de la cote 360. Ces résidus ont par contre une très faible perméabilité (typiquement 10^{-8} à 10^{-9} m/s), ils constituent ainsi un noyau quasi imperméable au sein de l'aquifère.

Les stériles miniers qui remblaient les MCO ou qui constituent les versées sont des matériaux de granulométrie très hétérogènes mais globalement plus perméables que le massif granitique ou même les arènes granitiques ; leur effet est donc drainant. Ils ont ainsi tendance à faciliter les écoulements souterrains lorsqu'ils se trouvent enfouis au sein d'un

aquifère et à faciliter l'infiltration des précipitations lorsqu'ils se trouvent déposés en surface. Cette influence se manifeste à Bellezane de plusieurs façons (Cf. Figure 2 :

- la verse 105 située en contrebas des MCO 68 et 105 est à l'origine d'un écoulement d'eau à son pied au niveau d'une dépression du terrain naturel qui est moins perméable que les matériaux de la verse elle-même ; l'exploitant collecte ces eaux pour les traiter
- un effluent du même type est constaté au pied de la verse TMS en amont du thalweg des Petites Magnelles ; l'exploitant collecte ces eaux dans un bassin de contrôle qui se déverse ensuite dans le ruisseau ;
- la verse 201 en contrebas de la MCO 201 contribue à l'alimentation de la source ES67 en amont du ruisseau de Belzanes, comme l'atteste une anomalie chimique en sulfate ; la MCO 201, entièrement remblayée, est sans doute responsable d'une partie du débit percolant vers l'aquifère profond intercepté par le réseau de galerie de mines aboutissant à la galerie TB100 dont le débit d'exhaure est contrôlé par l'exploitant ;
- les stériles miniers placés en couverture dans la MCO 105 ont un rôle drainant sur l'aquifère environnant les résidus, qui influe sur la manière dont les résidus produisent des effluents pollués ; ce point sera analysé plus loin.

2.2.3 Le dispositif d'observation de l'hydrogéologie locale

L'hydrogéologie locale est établie grâce à un dispositif de mesure constitué d'une part par le réseau de surveillance suivi par l'exploitant et d'autre part par des points d'investigation complémentaires aménagés pour les besoins de l'étude. La Figure 2 montre l'implantation de ce dispositif.

- Mesures piézométriques :
 - o ES60 : piézomètre amont dans l'aquifère granitique (prof. 101 m)
 - o ES62 : piézomètre aval dans l'aquifère granitique (prof. 100 m)
 - o ES61 : piézomètre dans l'aquifère superficiel (prof. 18 m)
 - o ES82-83-84 : piézomètres accédant au réservoir minier
 - o ES85 à 90 : piézomètres spécifiques du stockage de résidus miniers (Cf. détail ci-dessous Figure 4)
 - o PT15 et PT55 : puits fermiers accédant à la nappe superficielle
- Mesures de débits :
 - o BD200 : exhaure naturelle du réservoir minier
 - o TB100 : drainage du granite superficiel par les travaux miniers
 - o ES67 : source alimentée par la verse 201
 - o VTMS : effluent de la verse TMS
 - o V105 : effluent de la verse 105

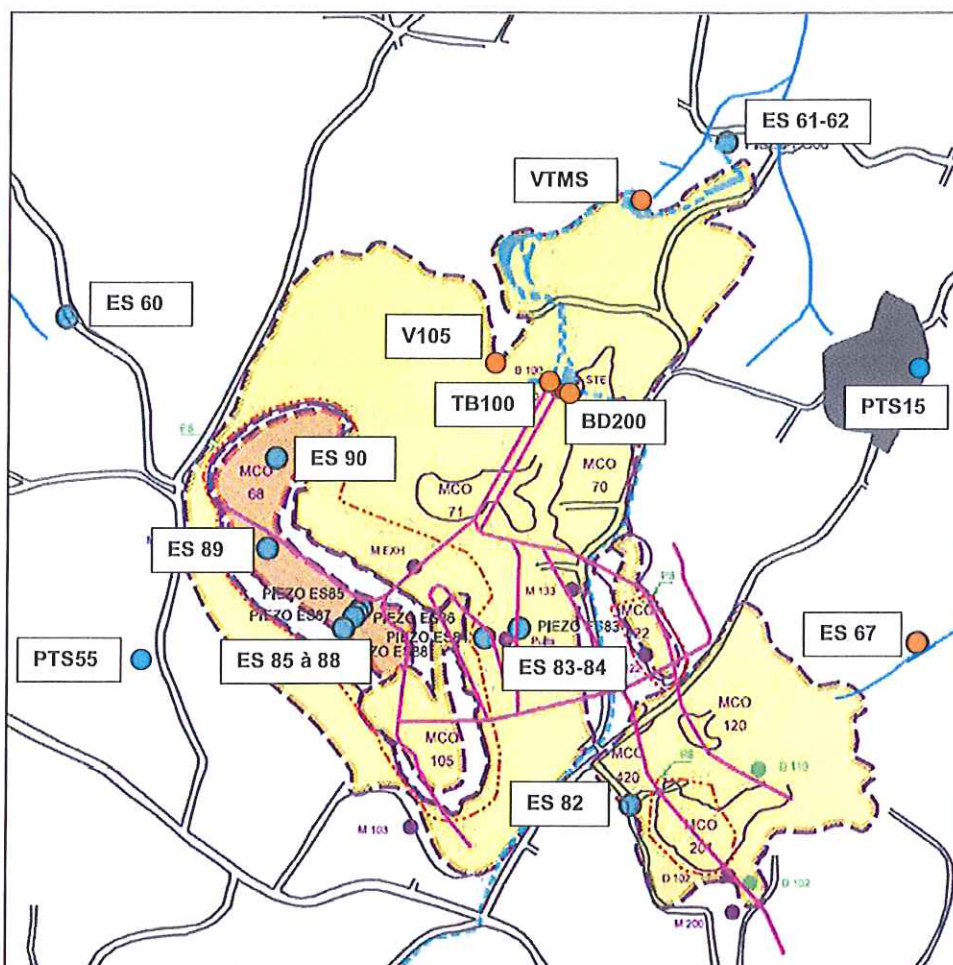


Figure 2 : Implantation du dispositif de mesure hydrogéologique (d'après document Areva NC

(en bleu : puits et piézomètres, en orange : points d'émergence d'eau)

2.2.4 Analyse des observations piézométriques dans les MCO 68 et 105

Les résidus représentent la source potentielle de pollution majeure du site, il est donc particulièrement important de cerner le mieux possible leur fonctionnement hydraulique afin d'identifier et si possible quantifier le mécanisme de lixiviation des polluants. Pour ce faire, les MCO 68 et 105 ont fait l'objet de la mise en place d'un réseau de piézomètres spécifique dont l'implantation est précisée sur la Figure 3 et la Figure 4.

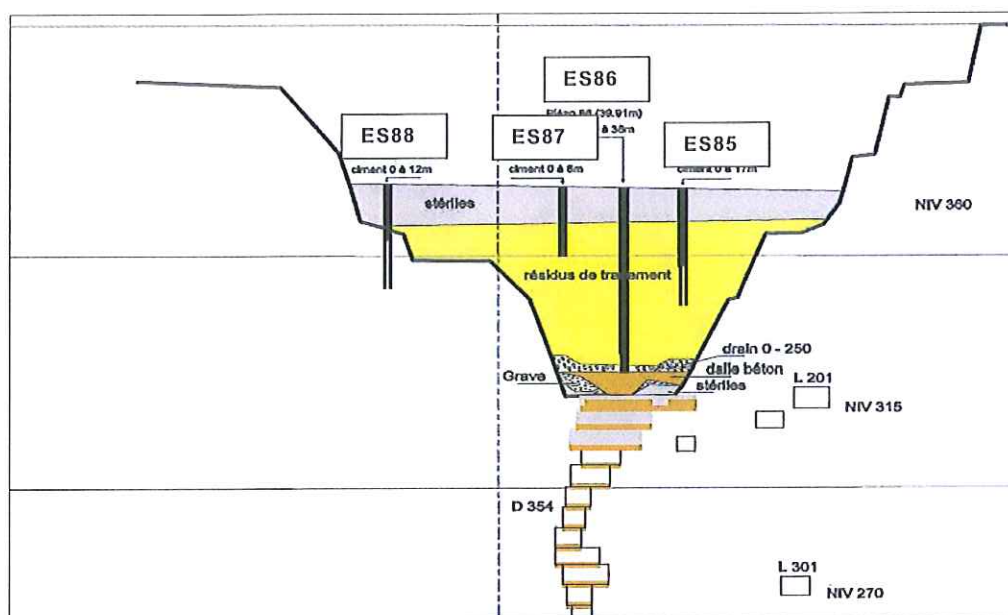


Figure 3 : Implantation des piézomètres dans la MCO105
(d'après document Areva NC)

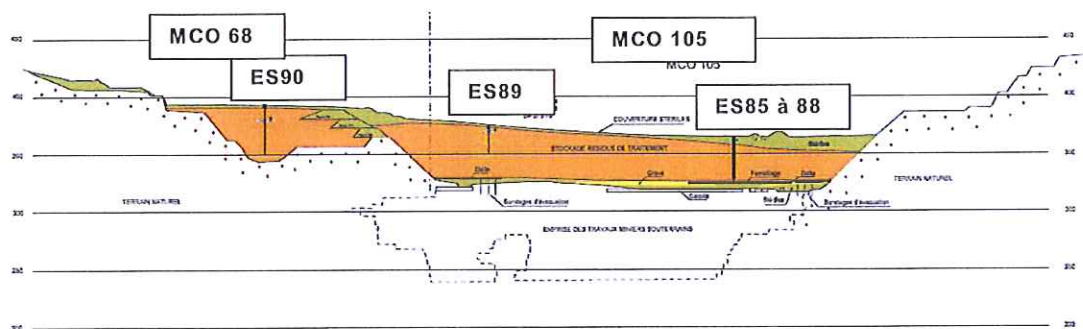


Figure 4 : Implantation des piézomètres dans les MCO68-105
(d'après document Areva NC)

Les piézomètres ES85 à ES88 sont placés selon un profil en travers dans la partie basse de la MCO 105 (Cf. Figure 3). ES85 est crépiné au cœur des résidus, tandis que ES86 et ES87 atteignent respectivement les niveaux de stériles miniers à la base et au sommet des résidus. Le Piézomètre ES88 est placé dans la paroi granitique en bordure de la fosse à résidus. Les piézomètres ES89 et ES90 sont implantés dans les résidus et complètent le dispositif par un profil en long dans la partie haute du stockage (Cf. Figure 4). Ces piézomètres sont suivis depuis juin 2007 et font l'objet de relevés manuels trimestriels ; de plus les piézomètres ES85 à ES88 sont équipés d'enregistreurs automatiques de niveau au pas de temps de 6h depuis avril 2008. Les mesures révèlent des fluctuations saisonnières inférieures au mètre. Le fonctionnement hydraulique du stockage au cours du temps est illustré sur la Figure 5 qui montrent les chroniques piézométriques enregistrées depuis avril 2008 en regard des précipitations journalières mesurées à Bessines. Ces chroniques sont établies à partir des valeurs délivrées par les enregistreurs automatiques après correction de la dérive instrumentale calée sur une année et demie à partir des mesures manuelles trimestrielles.

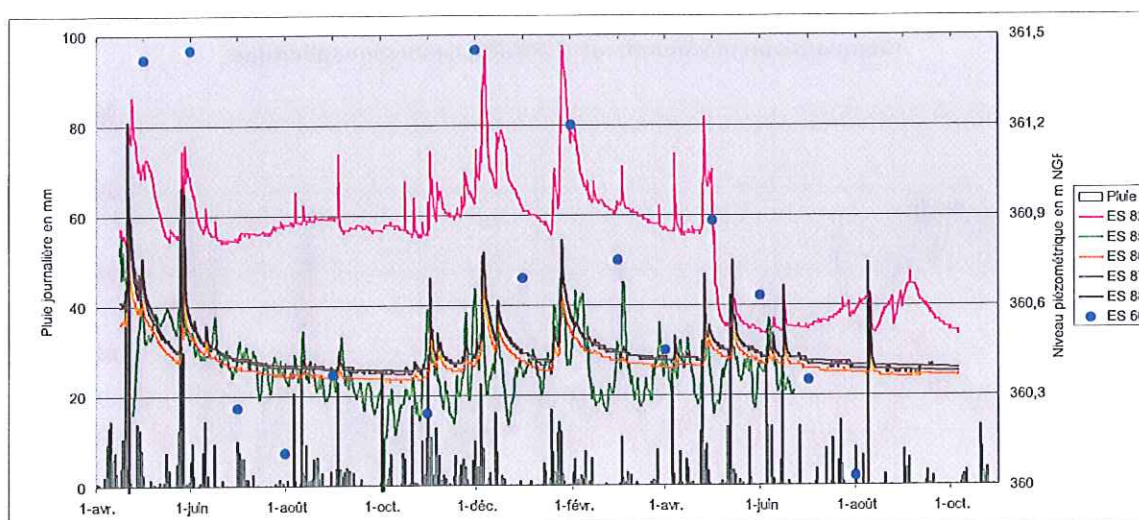


Figure 5 : Chroniques piézométriques observées au sein du stockage de résidus miniers

On constate sur la chronique que les niveaux dans les piézomètres ES86-87 et 88 sont très proches les uns des autres et varient de manière simultanée. Le piézomètre ES86, le plus profond, est cependant systématiquement plus bas de quelques centimètres, indiquant une tendance à un écoulement descendant depuis la surface vers la profondeur ; les piézomètres réagissent bien aux précipitations et l'on constate que les pluies d'hiver sont plus efficaces que les pluies d'été, ce qui reflète le rôle de l'évaporation plus importante pendant la période chaude. Les niveaux du piézomètre ES88 situé dans le parement granitique sont quasiment confondus avec ceux du piézomètre ES87 qui est dans les stériles de couverture, traduisant le fait que le massif granitique est bien perméable au voisinage immédiat des résidus, ce qui est vraisemblablement dû à l'endommagement des parements sous l'effet de l'excavation. Le piézomètre ES85 situé au cœur des résidus suit la même tendance générale que les autres mais avec un signal beaucoup plus bruité. La Figure 6 montre que les variations de niveaux de ce piézomètre sont parfaitement corrélées à la pression atmosphérique, avec un coefficient d'efficacité barométrique⁴ proche de un, ce qui est caractéristique de la très faible perméabilité des résidus.

Le piézomètre ES60 qui capte l'aquifère granitique en amont hydraulique de la mine ne bénéficie que de mesures trimestrielles manuelles qui sont en bon accord avec les autres mesures.

⁴ Le coefficient d'efficacité barométrique est le rapport entre la variation de pression atmosphérique exprimée en hauteur d'eau et la variation de niveau piézométrique ; lorsqu'il est proche de un, cela signifie que le piézomètre se comporte comme un baromètre.

Comparaison piézométrie de ES85/Pression atmosphérique

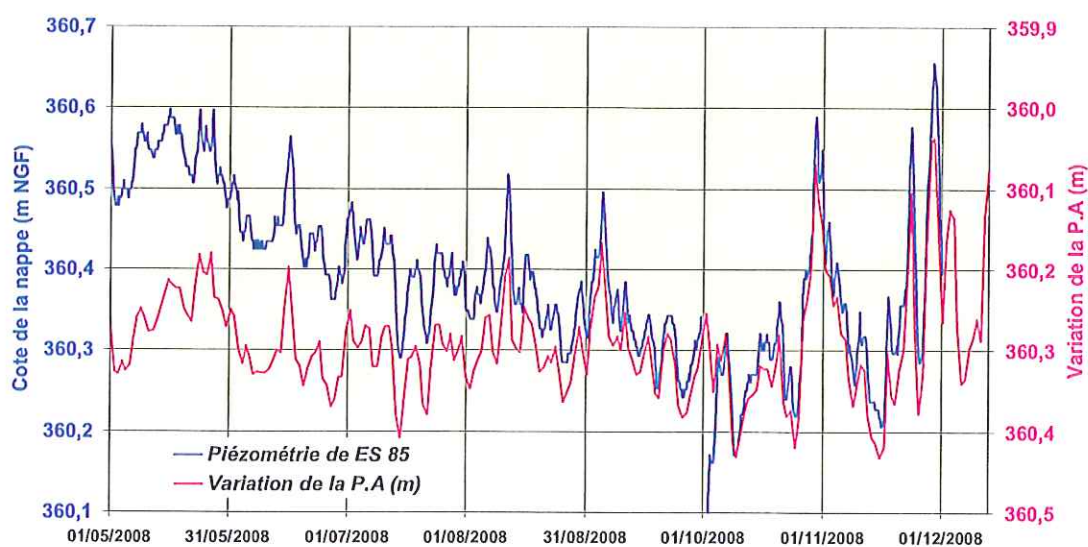


Figure 6 : Corrélation entre le niveau piézométrique du ES85 et la pression atmosphérique

Le piézomètre ES82 capte le réservoir minier au niveau des travaux souterrains du 201, c'est-à-dire environ 500 m en amont hydraulique du point de drainage des TMS par la descenderie BD200. L'allure générale de la chronique piézométrique observée est identique à celle des autres avec toutefois quelques particularités remarquables :

- la piézométrie y est systématiquement plus élevée de 50 à 60 cm ; ceci n'est pas étonnant car le point de mesure se situe vers l'extrémité est du réservoir minier donc en amont hydraulique du point de drainage des TMS, mais ceci indique aussi que le niveau de remplissage n'est pas rigoureusement horizontal au sein des TMS et qu'il existe une faible perte de charge dans les vides miniers due à la présence des remblais et peut-être à des effondrements bouchant partiellement les galeries. Les piézomètres ES83 et ES84⁵, très proches l'un de l'autre, qui atteignent également les TMS dans le secteur de l'ancien puits de mine, montrent aussi un niveau légèrement plus élevé que dans la MCO 105, en moyenne de 361 m NGF ;
- l'amplitude des variations piézométriques dans ES82 sous l'effet des précipitations est plus grande que celle des piézomètres de la MCO105 ; ceci est vraisemblablement la conséquence du fait que le réservoir minier est alimenté essentiellement par l'aquifère granitique qui possède une porosité de fissures plus faible que celle des matériaux remblayant la MCO 105 et réagit donc plus à un même apport par infiltration ;
- d'avril à décembre 2008, le niveau moyen dans le réservoir minier a tendance à s'élever alors que les niveaux sont en tarissement dans la MCO 105 ; *a contrario*,

⁵ Ces piézomètres sont suivis par l'exploitant au rythme d'une mesure trimestrielle.

le niveau baisse brutalement en mai 2009 après un épisode pluvieux et les pluies suivantes semblent avoir après cet événement moins d'effet sur le niveau que pendant la période précédente ; en même temps le niveau des TMS se met à remonter doucement alors qu'ils descendent dans la MCO. Nous interpréterons ces faits en considérant que les propriétés hydrauliques du réservoir minier évoluent au cours du temps probablement sous l'effet de mouvement mécanique qui obstruent temporairement plus ou moins le passage de l'eau.

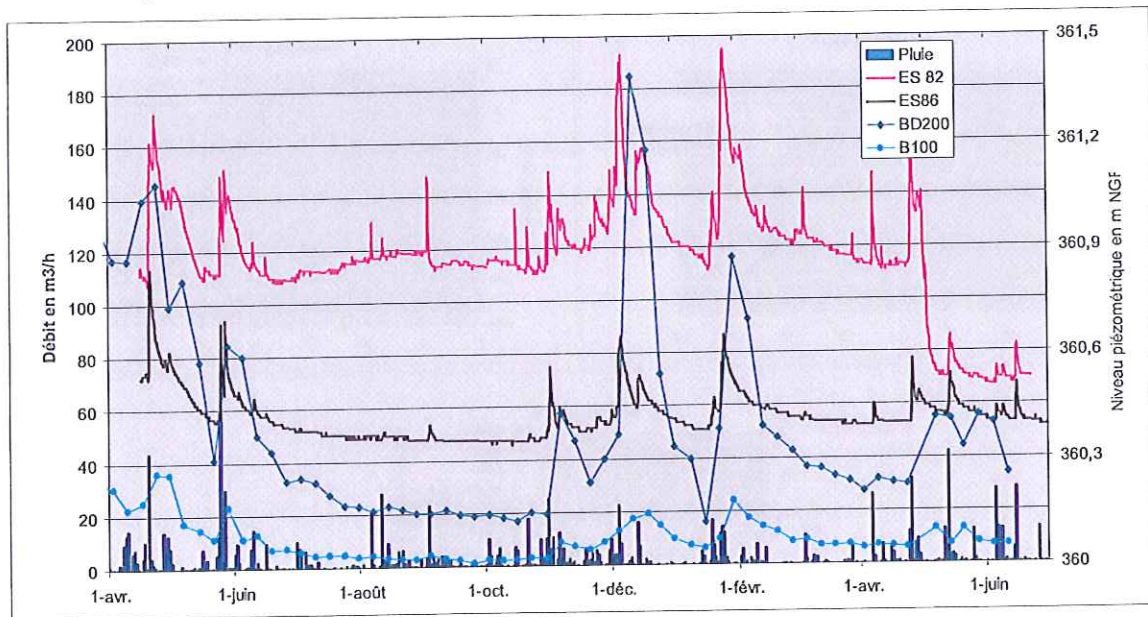


Figure 7 : Chronique observée des débits d'exhaure et des niveaux d'eau dans le réservoir minier en regard de la pluviométrie

La Figure 7 présente les débits de débordement naturel en regard du niveau d'eau dans le réservoir minier. Les valeurs de débit du BD200 sont des valeurs moyennes hebdomadaires déterminées à partir des volumes passés par la station de traitement, tandis que celles du TB100 proviennent de mesures ponctuelles hebdomadaires. On constate une bonne corrélation entre les deux chroniques de débit et les chroniques piézométriques. L'événement noté en mai 2009 sur la piézométrie du réservoir minier semble correspondre à une augmentation du débit alors que la pluviométrie reste modeste, ce qui confirme qu'un phénomène anormal, probablement d'origine mécanique, a dû se produire durant cette période.

En examinant à présent la piézométrie selon le profil en long dans les MCO 68 et 105 (Cf. Figure 2), on constate une baisse des niveaux depuis ES90 (niveau moyen 380 NGF), ES89 (niveau moyen 369,4 NGF) et ES87 (niveau moyen 360,5 NGF). Ceci traduit l'effet du drainage par les TMS vers l'extrémité est de la MCO 105 où le contact hydraulique est assuré ; ceci témoigne également de la faible perméabilité des résidus qui engendrent la présence d'un gradient piézométrique important en leur sein ; ceci témoigne enfin de la faible perméabilité du granite qui ne permet pas le drainage des remblais des MCO lorsqu'il existe un stot de granite entre MCO et TMS.

2.2.5 Analyse des mesures de température dans les piézomètres

Des profils de température en fonction de la profondeur ont été effectués dans les piézomètres en avril 2008 avec une sonde thermométrique manuelle au 1/100°C. Certains profils ont été réalisés deux fois, une première fois au repos avant toute perturbation du piézomètre et une seconde fois après une période de pompage (Cf. Figure 8).

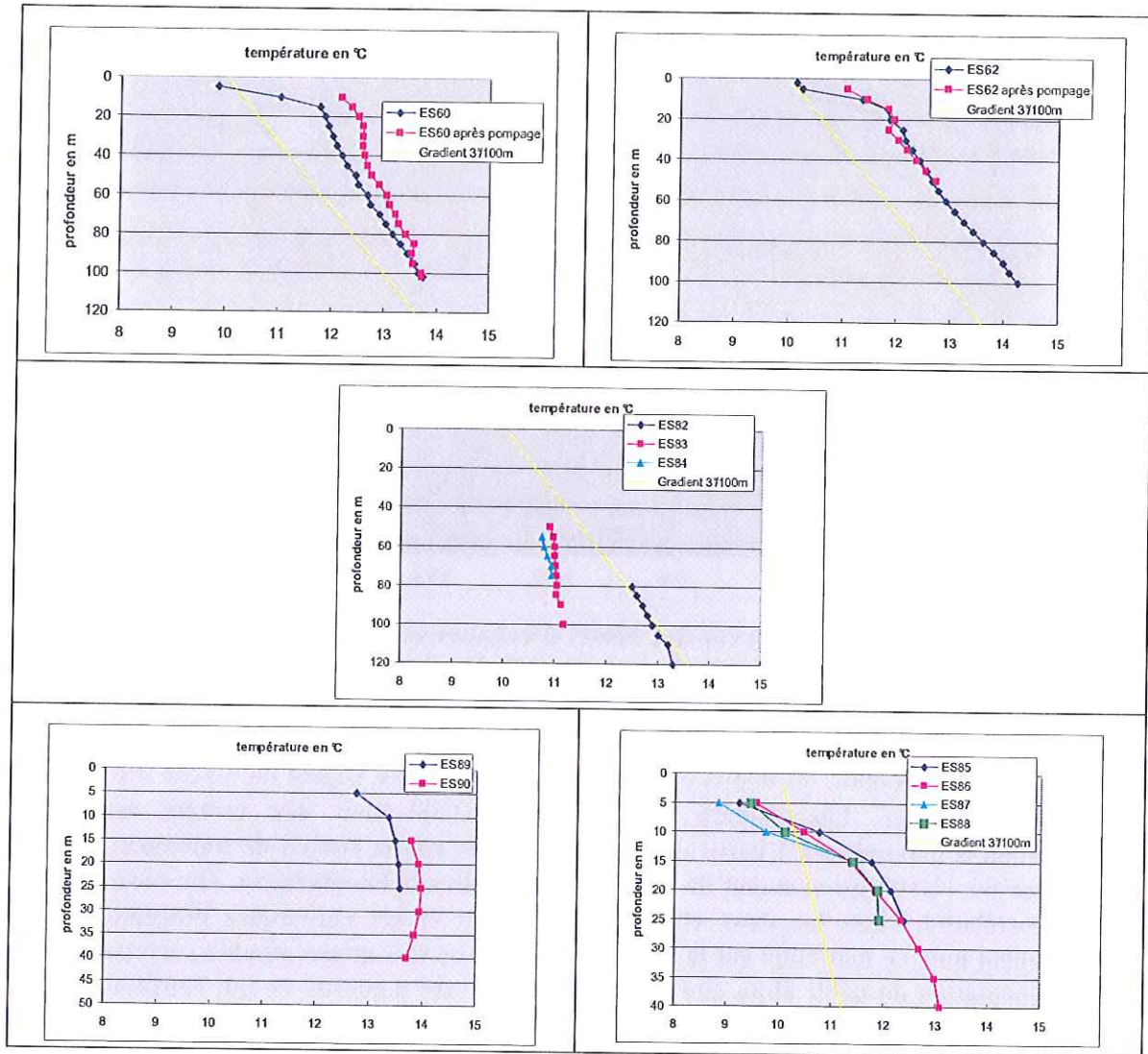


Figure 8 : Profils thermiques dans les piézomètres en fonction de la profondeur

2.2.5.1 Cas des piézomètres profonds au granite

Le piézomètre ES60 montre avant pompage un profil très régulier proche du gradient géothermique naturel de 3°C pour 100 m. Après pompage, le profil est décalé vers les températures plus élevées une première fois à 90 m et une seconde vers 50 m révélant la présence de niveau producteurs d'eau à ces profondeurs. On peut également noter que le profil au repos était déjà légèrement décalé autour de 50 m ce qui tendrait à prouver que le niveau était déjà producteur et donc légèrement en charge par rapport à la piézométrie superficielle.

Le profil thermique dans le piézomètre ES62 est également conforme au gradient géothermique naturel mais en pompage le profil se déforme cette fois entre 20 et 25 m vers les températures plus basses ce qui s'explique par le fait que la pompe ayant été placée sous ce niveau, l'eau froide produite se déplace vers le bas. Malgré l'absence de mesures en pompage au-delà de 50 m, on ne constate pas de déplacement du profil ; ceci traduit l'absence de niveaux producteurs notables dans le granite jusqu'à 100 m au fond du forage.

La diagraphie γ disponible dans ce forage avait montré la présence d'une anomalie entre 50 et 60 m que l'on pensait pouvoir attribuer à la traversée d'un filon de lamprophyre ; le rôle hydraulique éventuel de ce filon n'est pas confirmé par la thermique qui ne met pas en évidence de niveau producteur en rapport avec cette anomalie.

2.2.5.2 Cas des piézomètres atteignant le réservoir minier

Le profil au repos dans le ES82 suit bien le gradient géothermique près de la surface ; il a tendance à devenir vertical en profondeur, traduisant une homogénéisation des températures ; sans doute s'agit-il de l'effet du réservoir minier où la circulation de l'eau est plus aisée. Notons que la température au fond de 13,2°C correspond très bien à celle mesurée à l'exutoire de la BD200 variant entre 13,2 et 14,1°C.

Les profils au repos dans ES83 et ES84 sont nettement redressés et décalés vers les valeurs basses. Ceci est dû à la pénétration d'eau froide depuis la nappe de surface dans le forage à travers le tubage sans doute endommagé ; ce phénomène était perceptible lors de la réalisation des profils car l'on entendait nettement de l'eau couler dans le piézomètre. C'est pour cette raisons que ces ouvrages fortement perturbés n'ont pas été retenus pour y faire des prélèvements à des fins d'analyse chimique ou pour y placer un enregistreur de niveau.

2.2.5.3 Cas des piézomètres du stockage de résidus

Les profils thermiques au repos dans les résidus sont inattendus. Les températures y sont d'une manière générale anormalement élevées considérant le gradient géothermique naturel. La température la plus haute constatée sur le site atteint 14°C dans ES90 malgré une profondeur de seulement 25 m. De plus, le profil tend à devenir uniforme dans les résidus, ou même à y accuser un maximum, comme cela est visible sur ES90 dans la MCO 68 et sur ES86 qui traverse la totalité des résidus de la MCO 105. Ceci ne peut s'expliquer que par un dégagement de chaleur au sein même des résidus ; ce phénomène qui a lieu en milieu réducteur comme l'attestent les analyses chimiques, peut sans doute être attribué à une activité bactérienne consommant de la matière organique présente dans les résidus. Le fait que la chaleur dégagée s'évacue mal est une preuve supplémentaire de la faible perméabilité des résidus qui ne sont ainsi que faiblement parcourus par l'eau susceptible de dissiper des calories.

2.3 Synthèse du fonctionnement hydraulique du stockage de résidus miniers de Bellezane

L'analyse qui précède permet de proposer un schéma de fonctionnement hydraulique du site de Bellezane. Ce fonctionnement résulte d'une interaction entre un réservoir minier drainé à une cote bien identifiée, un aquifère occupant un massif granitique fissuré et une excavation remblayée par des stériles et résidus miniers. Il est résumé schématiquement par la Figure 9.

Les travaux miniers souterrains sont envoyés sur leur quasi-totalité jusqu'à la cote NGF 360 m ; ce réservoir minier montre des variations de niveau faibles, inférieures à 1 m, influencées par la pluviométrie mais aussi vraisemblablement par des instabilités mécaniques des vides miniers qui modifient les modalités de circulation des eaux dans les travaux souterrains.

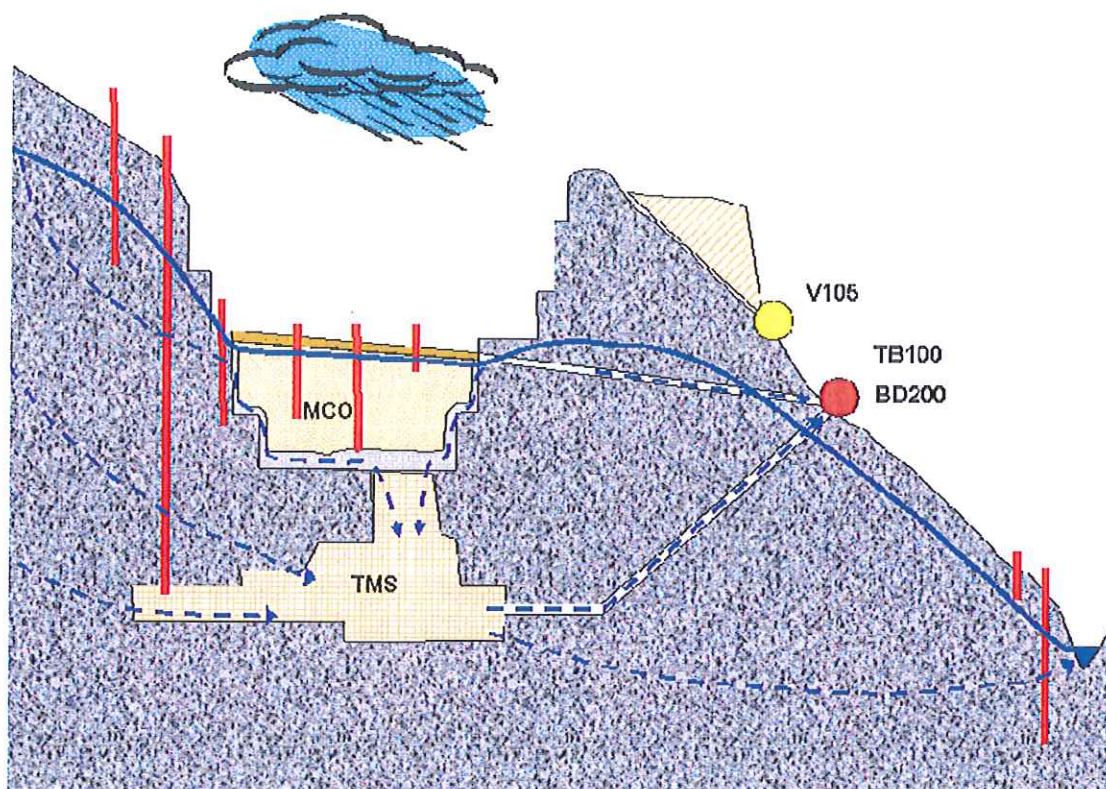


Figure 9 : Schéma hydrogéologique du site de Bellezane
(la ligne pleine représente la surface piézométrique de l'aquifère granitique, les lignes en trait interrompu figurent les trajectoires de l'eau souterraine)

Les eaux interstitielles des remblais de la MCO 105 sont en continuité hydraulique avec les eaux des TMS qui fixent leur niveau de drainage à la cote 360 NGF. Ces remblais sont très peu perméables dans leur cœur constitués de résidus miniers et assez perméables en surface et au fond lorsqu'ils sont formés de stériles. Cette hétérogénéité de perméabilité privilégie les circulations d'eau en périphérie du stock de résidus au dépens des circulations en son sein.

L'aquifère profond granitique est très peu perméable et siège de circulations localisées à la faveur de zones fracturées dont seulement un petit nombre a pu être mis en évidence dans les forages profonds disponibles. Cet aquifère granitique est localement drainé par les travaux miniers souterrains à la cote 360 NGF, sa perméabilité se trouve augmentée à la faveur de la zone endommagée engendrée par les excavations minières.

Au final, la topographie du site, la configuration des travaux miniers souterrains et la structure du stockage de résidus n'empêchent pas l'interaction entre les résidus et l'eau souterraine mais favorise la collecte des eaux polluées en minimisant les possibilités de fuites non contrôlées vers le milieu aquifère. Le confinement des résidus miniers sur ce site

peut ainsi être qualifié de dynamique car il ne repose pas sur la présence d'une enceinte imperméable mais sur la possibilité de collecter et contrôler les effluents.

Le schéma de circulation des eaux qui vient d'être proposé servira de base dans la suite de l'étude à l'élaboration d'un modèle hydrodynamique quantitatif permettant de préciser les différents flux d'eau en présence.

3. FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE DU SITE ET MODELISATION

La modélisation hydrodynamique a pour but de quantifier les mécanismes hydrodynamiques à l'échelle du site en simulant l'écoulement au sein du massif granitique et du stockage des résidus. Cette modélisation a été réalisée selon une section verticale d'orientation SW-NE, se développant sur environ 3 km depuis le relief granitique en amont hydraulique du site jusqu'au point de drainage régional représenté par la Gartempe (Cf. Figure 10). La coupe suit un tracé globalement orthogonal à l'extension des travaux miniers ; elle traverse la MCO105 et les TMS au niveau du point bas du stockage de résidus (TB100) et s'aligne selon la direction de l'écoulement général en suivant le cours amont des Petites Magnelles qui constitue la zone de drainage local de l'aquifère superficiel. Dans ces conditions, une simulation selon deux dimensions peut être considérée comme raisonnablement représentative d'une structure d'écoulement complexe qui est bien évidemment tridimensionnelle dans le détail.

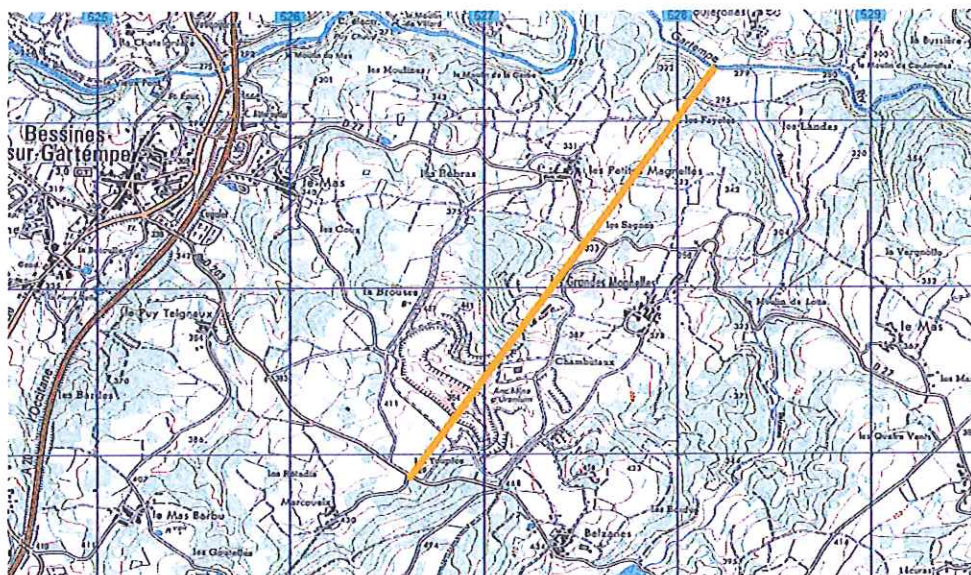


Figure 10 : Tracé de la coupe support de la simulation hydrodynamique

3.1 Principes de la modélisation

La simulation hydrodynamique est basée sur la résolution de l'équation d'écoulement en milieu continu et de l'équation de transport hydrodispersif d'un soluté accompagnant l'écoulement de l'eau par la méthode des éléments finis au moyen du logiciel METIS mis au point au Centre de Géosciences. A l'échelle d'un modèle de site, le massif granitique siège de circulations fluides dans des fractures est assimilé à un milieu continu justiciable d'une représentation par un milieu poreux équivalent. Cette approximation est justifiée pour le granite superficiel altéré et endommagé par les travaux miniers, ainsi que pour les zones arénisées et les remblais ; elle s'éloigne sans doute de la réalité lorsqu'il s'agit de représenter le granite profond au sein duquel les circulations sont toutefois très faibles. Pour réaliser le calcul numérique, le domaine est discrétisé en mailles triangulaires dont la taille est voisine de 5 m dans la zone des travaux miniers.

3.2 Simulation de la situation hydraulique actuelle

3.2.1 Conceptualisation du système hydraulique

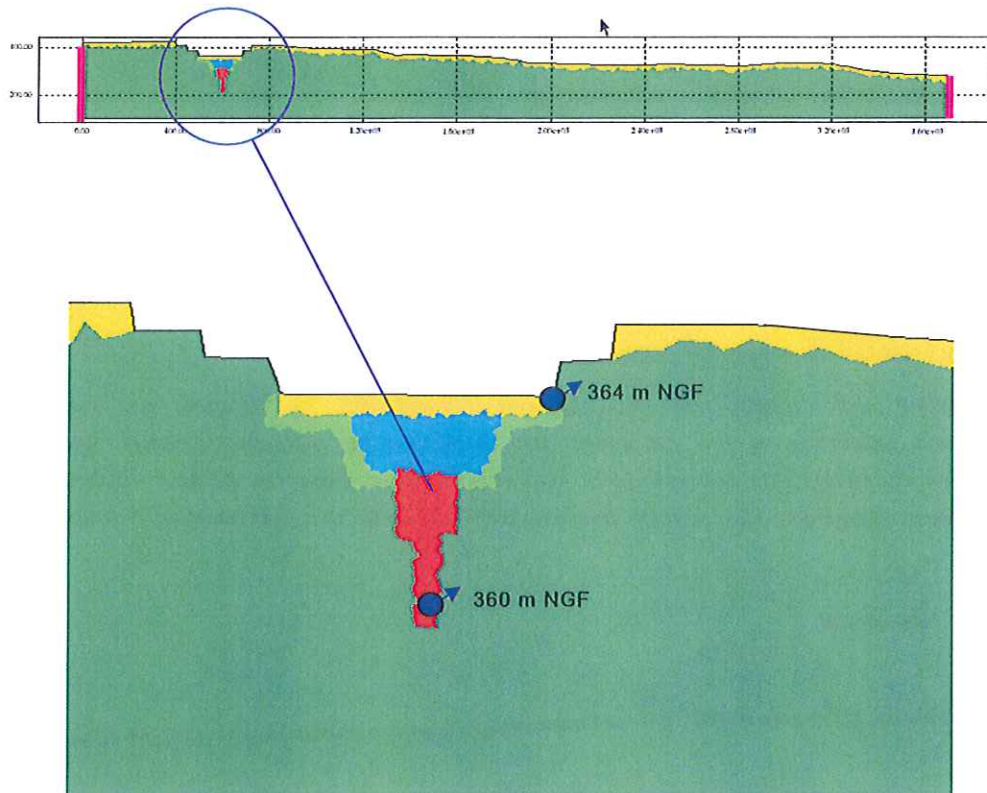


Figure 11 : Distribution de la perméabilité des matériaux constituant le modèle hydrodynamique (en haut, modèle complet, en bas, zoom sur la zone des TMS)
(vert clair : granite profond, $K=5 \cdot 10^{-7}$ m/s, vert jaune : granite endommagé ou stériles miniers, $K=7 \cdot 10^{-7}$ m/s ; jaune : couverture arénisée, $K=10^{-6}$ m/s ; bleu : résidus miniers, $K=1,7 \cdot 10^{-8}$ m/s ; rouge : TMS, $K=10^{-2}$ m/s. Les points bleus indiquent les zones de drainage imposées par les travaux miniers avec indication des cotes de drainage. Les traits violets indiquent les limites à niveau piézométrique imposé)

Le milieu géologique aquifère est représenté sur la coupe en distinguant le granite sain profond, le granite endommagé aux parements de la MCO, le granite altéré et arénisé en surface, les résidus et stériles miniers remblayant la MCO et les TMS partiellement remblayés (Cf. Figure 11). Chaque matériau est distingué par sa perméabilité sur la figure.

Le système aquifère est alimenté par les précipitations sur la surface supérieure du modèle. Une condition de niveau piézométrique imposée de 405 m NGF est spécifiée sur la limite amont à gauche de la coupe et de 280 m NGF sur la limite aval à droite pour simuler le gradient hydraulique régional qui s'établit en fonction de la topographie du site. Le drainage local engendré par les travaux miniers est représenté en imposant une cote piézométrique de 360 m NGF au sein des TMS (drainage par la galerie BD200) et au fond de la MCO105 (drainage par la galerie TB100).

3.2.2 Ajustement du modèle, résultats de la simulation

Une simulation de référence en régime permanent censée représenter la situation hydraulique actuelle moyenne est réalisée en ajustant les paramètres aux valeurs suivantes :

- perméabilité du granite sain : $5 \cdot 10^{-7}$ m/s
- perméabilité du granite endommagé : 10^{-6} m/s
- perméabilité des zones arénisées : 10^{-6} m/s
- perméabilité des stériles miniers : 10^{-6} m/s
- perméabilité des résidus miniers : $1,7 \cdot 10^{-8}$ m/s
- perméabilité des TMS : 10^{-2} m/s
- précipitation moyenne annuelle : 150 mm/an

Ce résultat est obtenu par tâtonnement en partant de valeurs de perméabilité vraisemblables pour les types de matériaux représentés, jusqu'à obtenir une surface piézométrique du massif en rapport avec les observations dans les puits et piézomètres et une valeur de drainage par les travaux miniers cohérentes avec les mesures à l'exutoire.

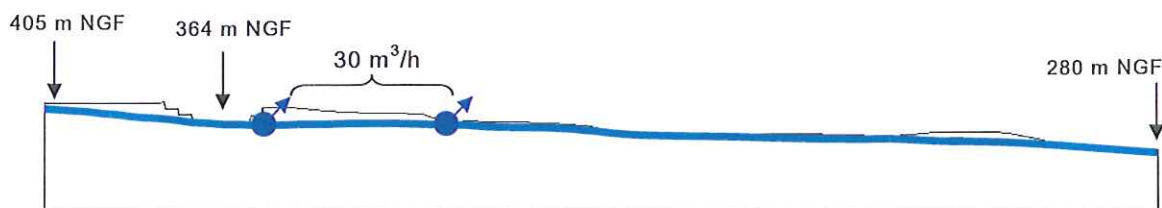


Figure 12 : Position de la surface piézométrique simulée

La Figure 12 montre la position de la surface piézométrique simulée conforme à ce à quoi on peut s'attendre en fonction de la connaissance de la piézométrie sur le plateau en amont des travaux miniers et au fond de la MCO. Dans ces conditions, le débit calculé drainé par les TMS (TB100 et BD200 réunis) s'élève à $30 \text{ m}^3/\text{h}$ pour une valeur moyenne observée de $60 \text{ m}^3/\text{h}$ en basses eaux. Ce dernier résultat peut sembler décevant mais il convient de remarquer que le volume réel des TMS est très mal représenté par une simulation à deux dimensions et que l'on ne peut espérer ainsi obtenir qu'un ordre de grandeur par la modélisation.

La Figure 13 fournit le détail de l'écoulement au voisinage des travaux miniers. Les lignes isopièzes sont représentées en partie gauche de la figure ; elles révèlent un domaine fermé autour des TMS, montrant ainsi la convergence de l'ensemble des lignes de courant vers ce point sous l'effet du drainage imposé à la cote 360. Les directions et intensités des vitesses d'écoulement sont représentées à droite ; on constate également la convergence des vitesses vers les TMS mais l'on note en plus que les écoulements possèdent des vitesses quasi nulles dans les résidus et font ainsi le tour du massif imperméable qu'ils constituent. On note également la présence de vitesses orientées vers le haut en pied de parement sud de la MCO, révélant la présence de drainage en ce point ; ceci est bien constaté sur le terrain où l'on remarque des suintements de la paroi granitique dans cette zone.

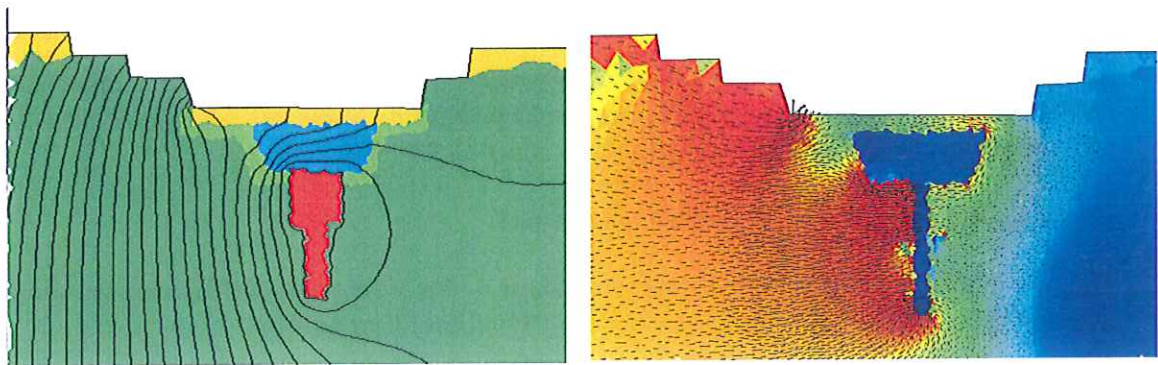


Figure 13 : Structure de l'écoulement modélisé autour des travaux miniers
(à gauche, carte piézométrique en superposition des zones de perméabilité ; à droite, direction et intensités des vitesses d'écoulement, les faibles valeurs de vitesse sont en bleu, les fortes en rouge)

Afin de mieux caractériser le rôle hydrodynamique des TMS, nous avons simulé avec le modèle, dans la configuration de référence, le transfert d'un soluté qui serait émis dans l'eau souterraine par la masse de résidus. On affiche pour cela une concentration imposée arbitraire de 100 unités au sein de la zone matériau représentant les résidus et l'on calcule la répartition résultante de la concentration dans l'eau souterraine qui lixivie ces résidus, comme indiqué sur la Figure 14.

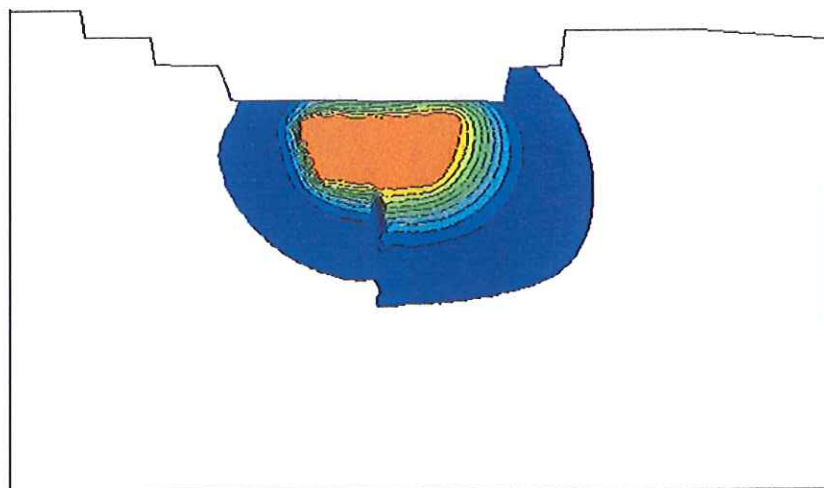


Figure 14 : Distribution de la concentration autour du stock de résidus miniers

On constate bien l'absence de panache de concentration se développant au sein du massif granitique, ce qui confirme la convergence de l'écoulement vers les TMS. Le modèle fournit également la concentration dans l'eau des points de drainage. On obtient une valeur de 20 unités pour la sortie BD200, ce qui signifie que la concentration de l'eau interstitielle des résidus serait diluée 5 fois au cours de son parcours dans les TMS jusqu'à l'exutoire. Ce résultat est en bon accord avec les observations de la campagne hydrochimique comme on le verra plus loin. Il faut cependant le considérer comme un simple ordre de grandeur car nous

avons souligné plus haut que le débit circulant dans les TMS ne pouvait qu'être approché par le modèle.

Nous allons à présent utiliser le modèle hydrodynamique, considéré comme représentatif de la situation actuelle, pour examiner les conséquences de scénarios pouvant amener à une modification des conditions d'écoulement au cours de l'évolution du site.

3.3 Simulation de scénarios d'évolution du site

Cinq scénarios ont été envisagés correspondant à des altérations de la configuration du stockage de résidus ou des TMS, ou à des modifications climatiques.

3.3.1 Détérioration de la couverture de résidus

On imagine dans ce scénario que la couverture actuelle de stériles miniers en fond de MCO se dégrade, sous l'effet de phénomènes naturels ou anthropiques et laisse ainsi plus facilement circuler l'eau souterraine au dessus du stock de résidus. On effectue pour cela une simulation en conservant tous les paramètres de la simulation de référence sauf la perméabilité de la couverture qui est multipliée par 10 et prend ainsi la valeur 10^{-5} m/s. Le résultat est exprimé sur la Figure 15 où l'on constate un accroissement des vitesses à l'aval des résidus et l'amorce d'un panache de polluant en aval hydraulique du stock. Ceci s'explique par la lixiviation accrue des résidus dans leur partie supérieure qui permet à une faible part du flux d'échapper au drainage par les TMS. La concentration en polluant à l'exutoire BD200 est légèrement augmentée et passe de 20 à 25 unités.

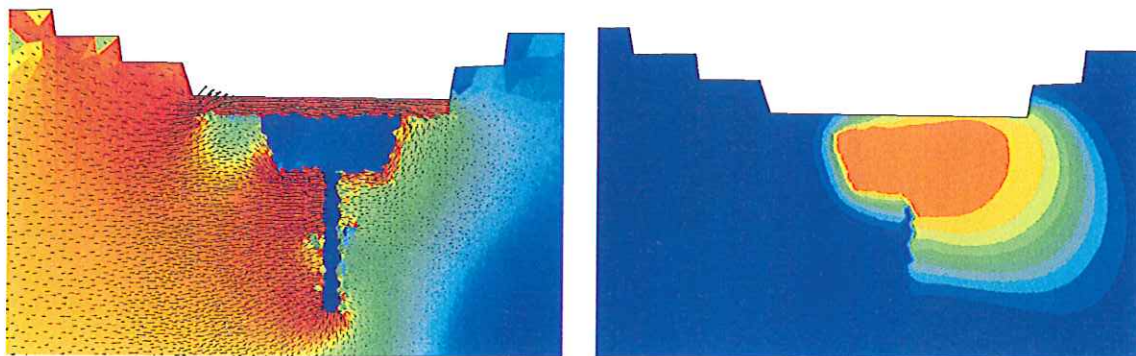


Figure 15 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario dégradation de la couverture
(à gauche, schéma des vitesses, à droit, concentrations émises par le stock de résidus)

3.3.2 Dégradation des conditions de drainage des TMS

On simule dans ce scénario une situation de détérioration des conditions de drainage par la galerie BD200 amenant à freiner les écoulements au sein des TMS et à provoquer du même coup une élévation du niveau d'eau dans le réservoir minier ; on considère pour ce faire une variation de 5 m de la cote imposée dans les TMS qui passe de 360 m à 365 m NGF, toutes choses étant égales par ailleurs. La Figure 16 montre les résultats obtenus. On constate une réorientation des écoulements vers le fond de la MCO entraînant un développement du

panache polluant vers le haut. Il s'en suit une augmentation du drainage par TB100 au dépens de BD200, le flux global émis par ces deux exutoires restant identique. Par voie de conséquence le flux polluant émis par les résidus ne varie pas et se répartit à parts égales entre les deux exutoires pour un taux de dilution de l'eau interstitielle des résidus d'environ 5, semblable à ce qui était constaté pour la simulation de référence.

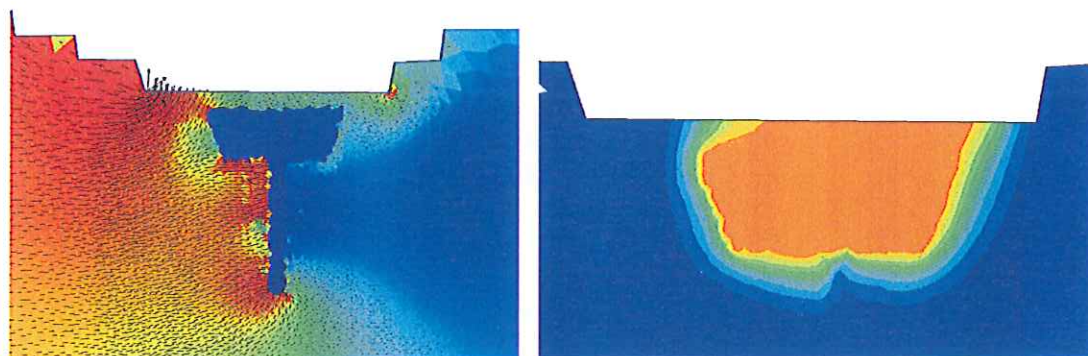


Figure 16 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario dégradation du drainage par les TMS
(à gauche, schéma des vitesses, à droite, concentrations émises par le stock de résidus)

Nous avons simulé une variante de ce scénario en considérant que la galerie BD200 est totalement bouchée ; le seul exutoire est alors la galerie TB100 qui récupère la totalité du flux polluant qui est cependant globalement inchangé. Ceci s'explique par la faible perméabilité des résidus qui sont contournés par l'écoulement quelle que soit la configuration de drainage du massif granitique.

3.3.3 Déstructuration du stockage de résidus

On envisage dans ce scénario que le stock de résidus miniers est fortement déstabilisé, par exemple à la suite d'une rupture de la dalle de béton en fond de MCO qui l'isole des travaux souterrains. Dans ce cas on peut imaginer que des résidus viendraient remplir les vides résiduels des TMS, ce qui aurait pour conséquence de rendre plus perméable, au moins temporairement, le stock de résidus et d'introduire une source de pollution en profondeur. Ce scénario est difficile à simuler car il laisse une large place à l'imagination. Nous considérerons un scénario extrême pour lequel les vides résiduels des TMS que nous évaluons à 200 000 m³ sur la base des quantités exploitées et d'une estimation du volume des remblais, sont totalement envahis par des résidus décompactés. Notons que ce volume de résidus soutiré dans la MCO, s'il était réparti sur toute la surface provoquerait un affaissement de l'ordre de 5 m, ce qui entraînerait la formation d'un plan d'eau en superficie des résidus dont le niveau serait régulé autour de 363 m NGF par la galerie TB100. Une telle perturbation constituerait ainsi un événement majeur. Nous admettrons, dans ces conditions, que la perméabilité des résidus restant en place serait globalement augmentée à $5 \cdot 10^{-8}$ m/s et que les TMS, devenant partiellement colmatés, acquerraient une perméabilité de 10^{-3} m/s. L'effet du plan d'eau en fond de MCO est simulé en attribuant une perméabilité très élevée de 1 m/s sur une couche de 5 m d'épaisseur. La Figure 17 montre la distribution spatiale des perméabilités affectées aux différents matériaux et la Figure 18 résume les résultats de la simulation qui sont notablement différents des cas précédents.

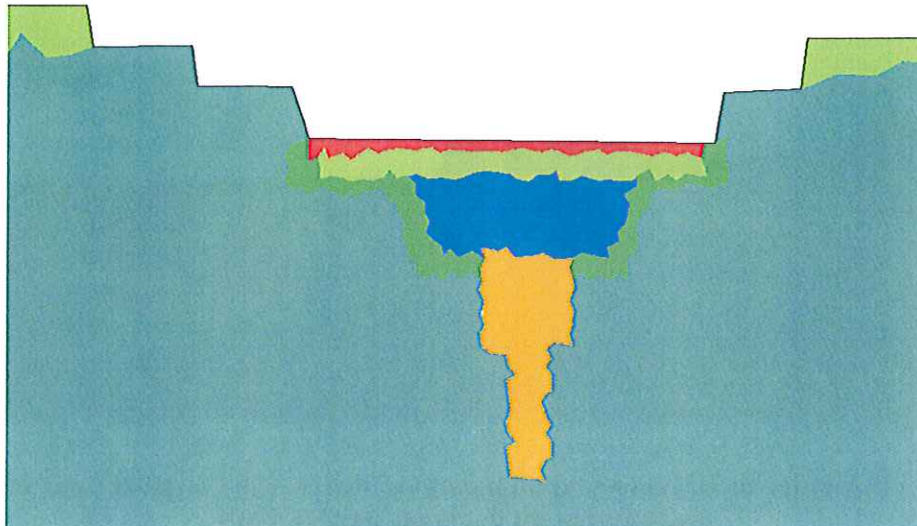


Figure 17 : Perméabilité des matériaux dans le cas du scénario "déstructuration du stockage de résidus"

(vert- bleu : granite profond, $K=5 \cdot 10^{-7}$ m/s ; vert : granite endommagé, $K=7 \cdot 10^{-7}$ m/s ; vert-jaune : couverture arénisée ou stériles miniers, $K=10^{-6}$ m/s ; bleu : résidus miniers déstructurés, $K=5 \cdot 10^{-8}$ m/s ; rouge : plan d'eau en fond de MCO, $K=1$ m/s ; orange : TMS envahis par les résidus, $K=10^{-3}$ m/s)

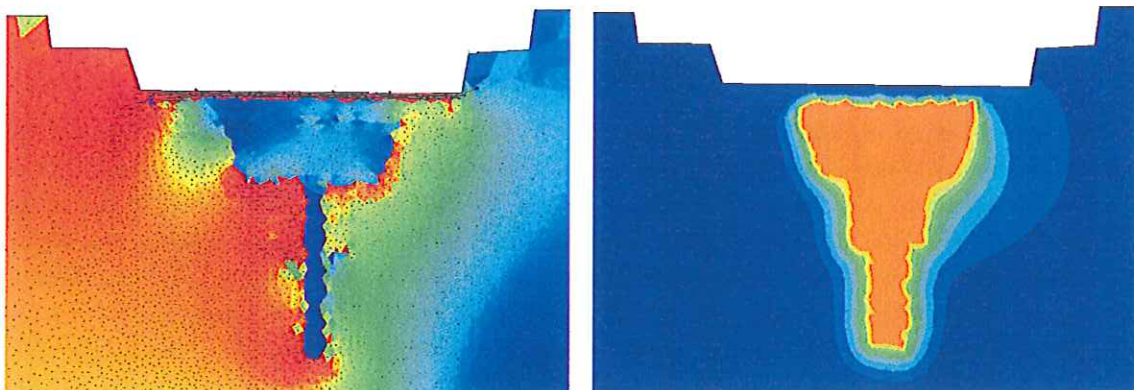


Figure 18 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario déstructuration du stockage de résidus

(à gauche, schéma des vitesses, à droite, concentrations émises par le stock de résidus)

Les traits marquants de l'écoulement sont l'apparition de vitesses rapides via le lac aux sommets des résidus ainsi qu'une augmentation des vitesses au sein des résidus et des TMS. Ceci a pour conséquence d'accroître l'extension de la source polluante et le flux d'eau qui la parcourt ; le flux de polluant est ainsi multiplié par 5 par rapport au cas de référence et la galerie BD200 draine un fluide dont la concentration est proche de celle de l'eau interstitielle des résidus.

3.3.4 Evolution climatique, diminution des précipitations

Pour ce scénario, les propriétés hydrodynamiques du milieu restent inchangées par rapport au cas de référence mais on considère que la plus efficace passe de 150 mm/an à 50 mm/an, à la suite par exemple d'une évolution climatique. La conséquence essentielle est un abaissement général de la surface piézométrique qui supprime le drainage des travaux miniers par les galeries TB100 et BD200. Les eaux de lixiviation des résidus n'étant plus collectées, il se développe un panache polluant au sein du granite en aval hydraulique du stockage. Ce panache se dilue au cours de sa progression mais les concentrations dans l'eau souterraine atteignent en core 20% de la concentration dans les résidus à 2 km en aval du stockage (Cf. Figure 19)

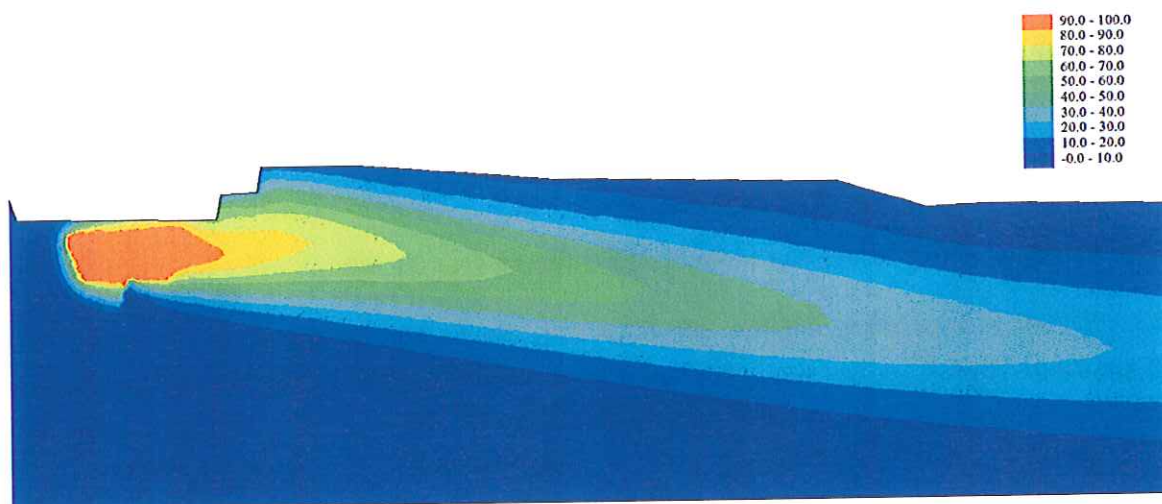


Figure 19: Développement du panache de concentration en aval du stockage de résidus miniers consécutif à une diminution de la pluie efficace régionale
(l'échelle des couleurs est exprimée en % de la concentration dans l'eau interstitielle au sein des résidus)

3.3.5 Mise en place d'une couverture imperméable

Ce scénario a pour but de tester l'effet d'une couverture très peu perméable qui serait mise en place sur les remblais en fond de MCO. La perméabilité de la partie supérieure des stériles de couverture est ramenée à 10^{-11} m/s. Comme on pouvait s'y attendre, les conséquences sur le comportement du système sont limitées ; le drainage par l'exutoire supérieur TB100 disparaît mais le drainage des TMS profonds par la galerie BD200 est pratiquement inchangé avec un taux de dilution de l'eau interstitielle des résidus qui reste voisin de 5. Ceci est la conséquence du fait que l'eau souterraine qui lixivie les résidus provient essentiellement du massif granitique environnant dont le drainage est contrôlé par la cote de l'exutoire BD200 (Cf. Figure 20).

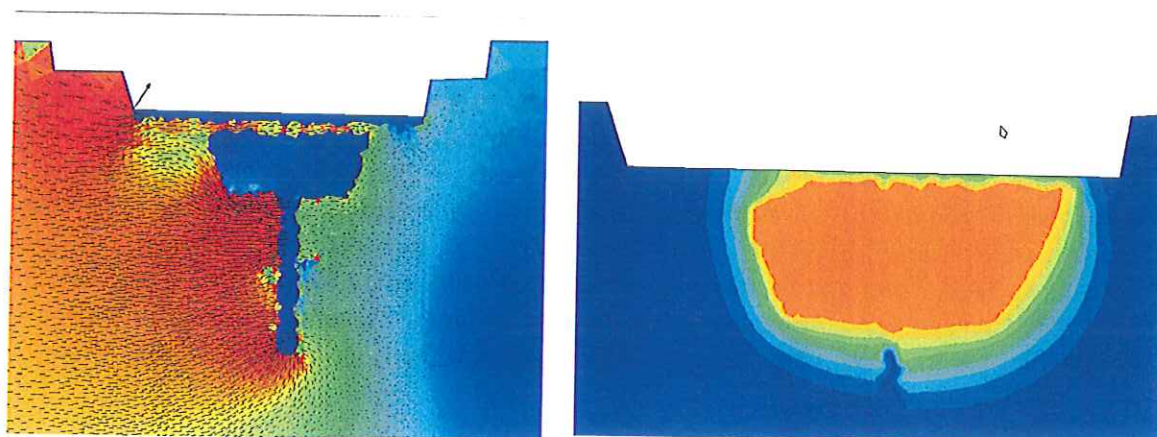


Figure 20 : Structure de l'écoulement au voisinage des travaux miniers pour le scénario mise en place d'une couverture imperméable
(à gauche, schéma des vitesses, à droite, concentrations émises par le stock de résidus)

3.4 Conclusion sur le fonctionnement hydrodynamique du site

Les résultats des scénarios simulés sont synthétisé dans le tableau xxx

Tableau 1 : Conséquences des scénarios d'évolution hydrodynamique du site sur les flux polluants émis par le stockage

	Flux écoulé (facteur multiplicatif par rapport au scénario référence)		Flux polluant (facteur multiplicatif par rapport au scénario référence)		Concentration (en % de la concentration de l'eau interstitielle des résidus)	
	TB100	BD200	TB100	BD200	TB100	BD200
Scénario référence	1	1	1	1	3	20
Détérioration de la couverture	0,9	1,1	5,1	1,4	18	25
Dégradation du drainage	2,7	0,5	9,5	0,32	10	11
Déstructuration du stockage	0,55	1	3	5	20	97
Diminution des précipitations	0	0,15	0	0,22	0	11
Imperméabilisation de la couverture	0,7	1	0	0,96	0	19

Ces résultats sont exprimés sous trois formes pour chacun des exutoires TB100 et BD200 :

- flux d'eau écoulé ; les valeurs indiquées dans le tableau sont des coefficients multiplicatifs par rapport à la valeur calculée pour le scénario de référence représentant la situation actuelle. Cette formulation permet de comparer les

scénarios entre eux en s'affranchissant au maximum des incertitudes des simulations ;

- flux polluant émis aux exutoires avec la même convention que ci-dessus ;
- concentration du flux aux exutoires exprimée en pourcentage de la concentration dans l'eau interstitielle des résidus.

On constate que le scénario le plus influent est incontestablement celui qui correspond à la déstructuration des résidus en ce qu'il conduit à la fois à une augmentation des flux et des concentrations. La mise en place d'une couverture étanche en recouvrement du stockage joue par contre un rôle minime.

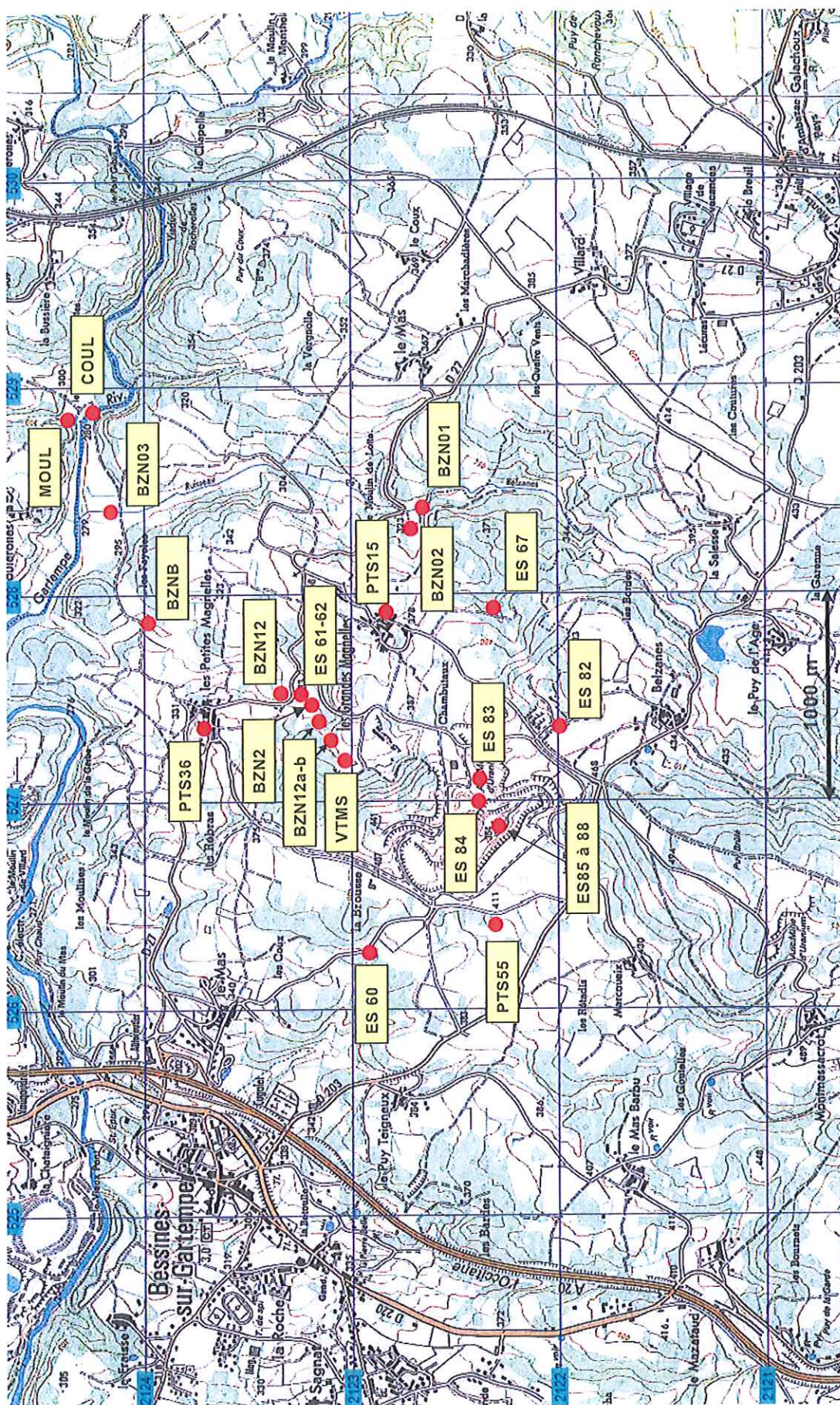


Figure 21 : Plan d'échantillonnage hydrochimique régional
(voir la figure suivante pour le détail de l'échantillonnage aux environs du site)

4. LA CHIMIE DES EAUX : POLES HYDROCHIMIQUES ET IMPACTS OBSERVES

4.1 Approche générale

4.1.1 Campagnes de mesures et de prélèvement

Le fonctionnement du site de Bellezane a été abordé à partir d'une étude détaillée de deux états hydrochimiques :

- Un état en très hautes eaux (printemps) avec une campagne de prélèvements et de mesures réalisée du 21 au 24 avril 2008 (36 prélèvements) ;
- Un état en basses eaux (début d'automne) observé du 30 septembre au 3 octobre 2008 (30 prélèvements).

Les prélèvements ont été réalisés lors des deux campagnes aux mêmes points (Figure 21 et Figure 22) et dans les mêmes conditions⁶, en utilisant toutefois un assez large éventail de méthodes adaptées au contexte de chaque objectif :

- Par puisage direct pour les eaux de surface ;
- Par préleveur manuel 'bailer' pour les puits fermiers ;
- Par préleveur pneumatique pour les ouvrages profonds donnant accès aux travaux miniers ;
- Par pompe Watera pour les piézomètres de petit diamètre (prééquipés) implantés dans la fosse de stockage des résidus ;
- Par pompe immergée Grundfoss MP1 pour les piézomètres de surveillance environnementale situés à la périphérie du site, jusqu'à renouvellement de 1,5 volumes de l'eau contenue dans l'ouvrage, et/ou stabilisation des paramètres physico-chimiques.

Dans les minutes suivant le prélèvement, chaque échantillon prélevé a fait l'objet sur le terrain, des mesures classiques suivantes : température, pH, Eh, conductivité électrique (EC), oxygène dissous, et dosage d'alcalinité (sur 100 mL de fraction filtrée).

Sur place, les échantillons pour analyse chimique ont été filtrés (pour la fraction destinée au dosage des anions), et filtrés et acidifiés (pour la fraction destinée au dosage des cations et des métaux). Les fractions de 1,5 L destinée au dosage des radioéléments dissous et 'insolubles' (particulaires) ont été transportées et filtrées en fin de journée au laboratoire du CESAAM.

⁶ Tous les points de prélèvement ont été rééchantillonnés à deux exceptions près (absence d'écoulement à l'étiage au pied du stockage des boues (SBC), et dans le ruisseau en aval de la source ES67). Quatre autres échantillons prélevés en cours de purge, ou à une profondeur intermédiaire, lors de la première campagne ont été jugés sans intérêt et n'ont donc pas été repris lors de la seconde.

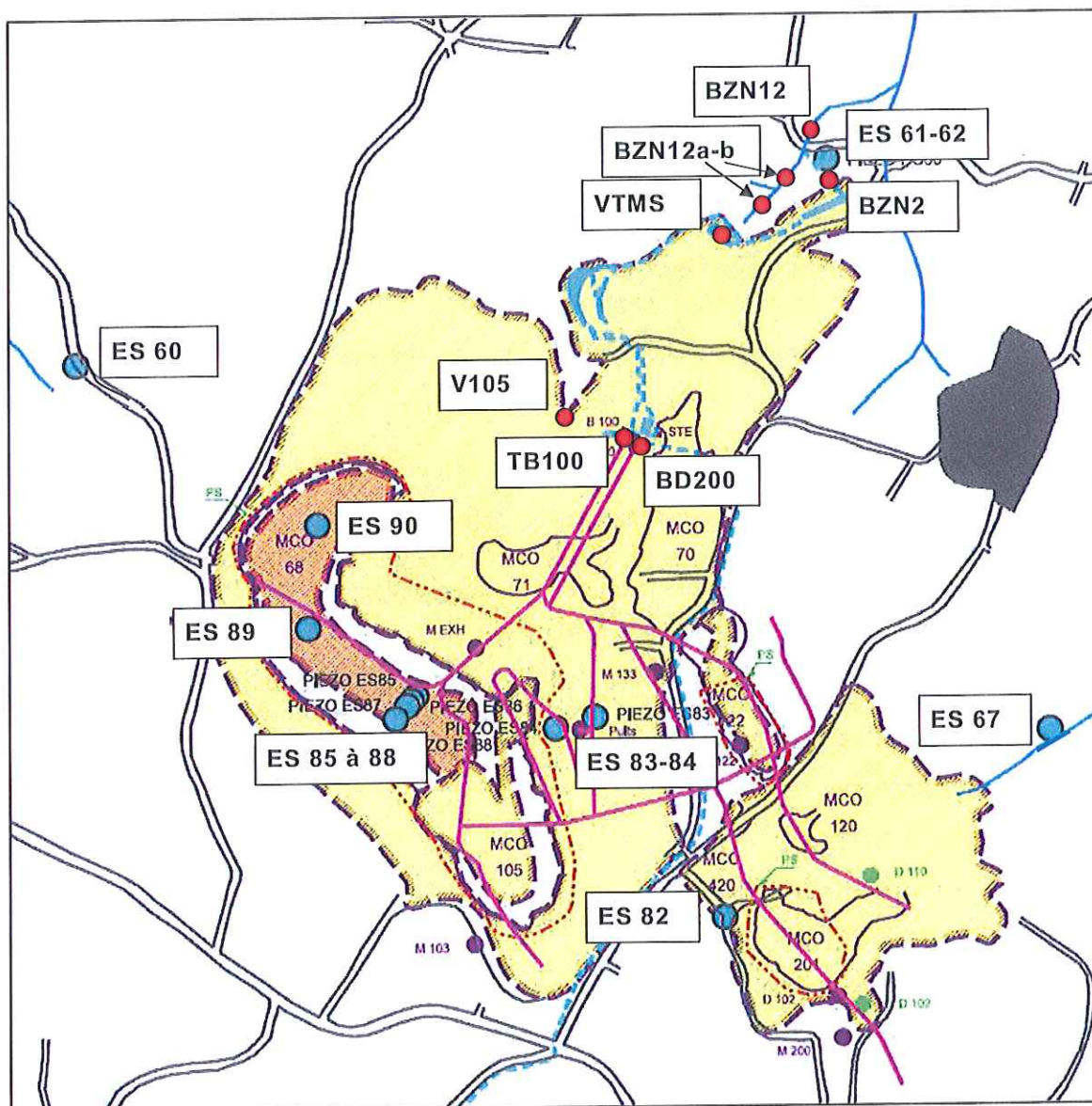


Figure 22 : Détail du plan d'échantillonnage hydrochimique pour les environs du site

4.1.2 Méthodes d'interprétation

L'exploitation des données de terrain et des résultats analytiques de ces deux campagnes comprend différentes étapes :

- Exploitation des mesures physico-chimiques de terrain de manière à définir les principaux pôles hydrochimiques correspondant d'une part aux eaux naturelles, d'autre part aux différents termes sources ;
- Expertise thermodynamique (spéciation, fugacités des gaz, équilibre vis-à-vis des phases minérales, ...) et interprétation de ces différents pôles, et de quelques points d'eau singuliers ;
- Analyse du fonctionnement hydrochimique du stockage des résidus et de son environnement immédiat en hautes et basses eaux ;
- Analyse du comportement du réservoir minier profond, et des contributions parvenant aux différents exutoires du site ;
- Analyse des impacts observés dans l'environnement

4.1.3 Résultats analytiques

Les analyses ont été réalisées au laboratoire d'hydrochimie du Centre de Géosciences de Mines-ParisTech à Fontainebleau pour les anions et cations majeurs et les métaux. Les dosages de l'uranium et du radium 'soluble' (i.e. dissous) et 'insoluble' (i.e. particulaire) ont été réalisés au laboratoire du SEPA à Bessines.

L'ensemble des résultats analytiques est fourni dans les tableaux figurant en annexe. Les analyses hautes eaux et basses eaux ont été données côte à côte. Pour plus de commodité, les analyses ont été également regroupées par catégories d'origine :

- Les eaux naturelles
- Les eaux des résidus
- Les eaux des verses à stériles
- Les eaux d'exhaure et le rejet
- Les eaux souterraines dans l'environnement du site
- Les eaux superficielles

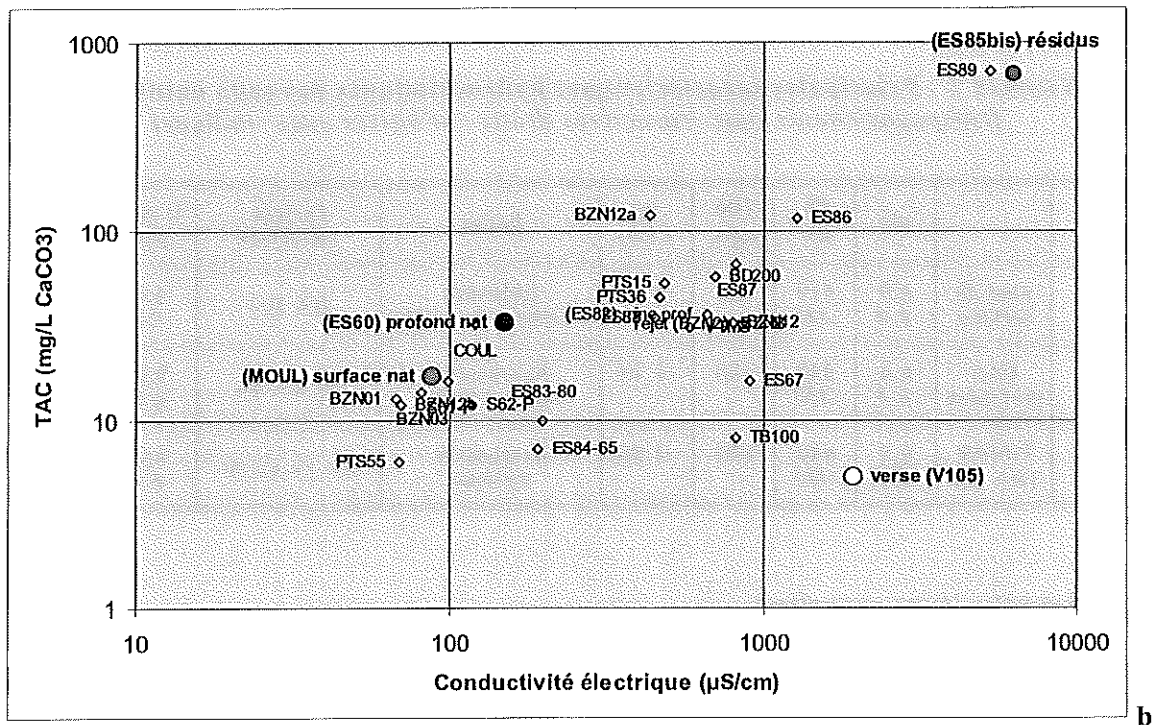
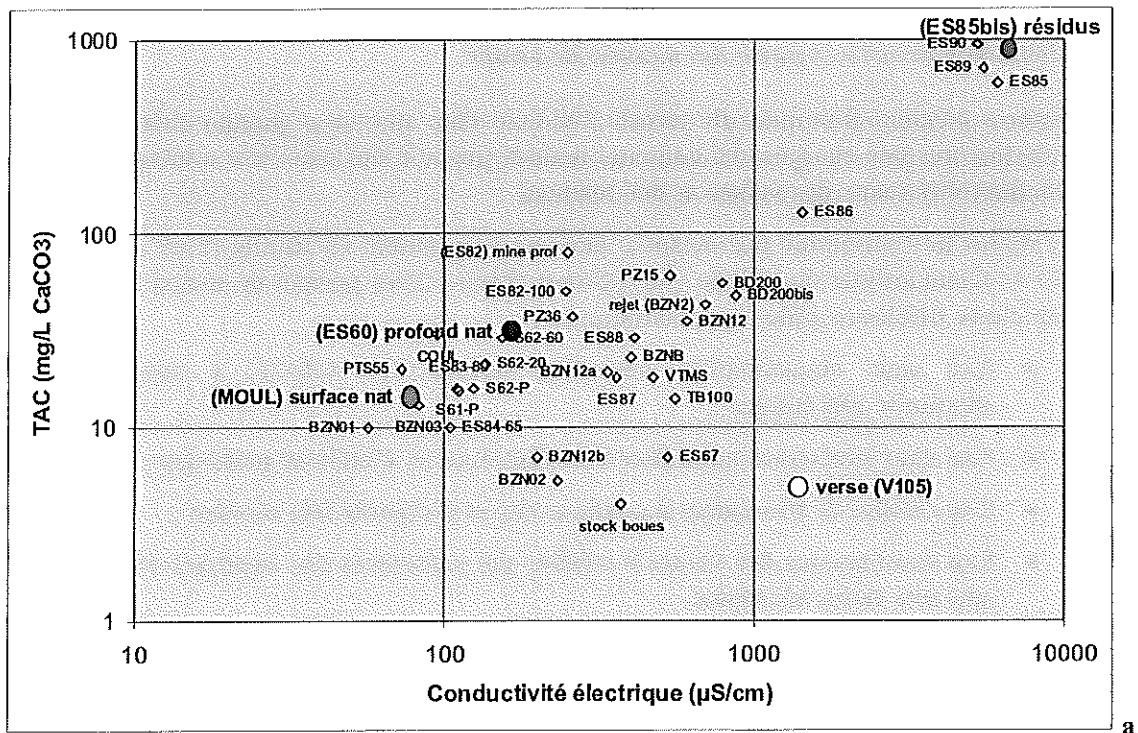


Figure 23: Définition des pôles hydrochimiques dans le diagramme alcalinité/conductivité
(a : mesures de la campagne hautes eaux ; b : mesures de la campagne basses eaux)

4.2 Reconnaissance et caractéristiques des différents pôles hydrochimiques

4.2.1 Définition des pôles à partir des mesures de terrain

Les mesures physico-chimiques de terrain s'étalent dans une large gamme depuis des eaux superficielles très peu chargées en contexte naturel, jusqu'à des eaux très minéralisées à très forte conductivité (eaux des verses et des résidus).

Le report de l'ensemble des mesures dans un diagramme Alcalinité (TAC en log mg/L CaCO₃) vs Conductivité électrique (log µS/cm) (Figure 23a) permet de mettre en évidence de façon claire différents pôles hydrochimiques :

- Les eaux superficielles naturelles (échantillon *MOUL*) à conductivité et alcalinité très faibles ;
- Les eaux profondes naturelles à conductivité et alcalinité modérées ;
- Les résidus de traitement à conductivité et alcalinité très élevées ;
- Les écoulements des verses à stériles qui présentent une conductivité forte mais une très faible alcalinité.

Le même diagramme obtenu pour les prélèvements de la campagne de basses eaux montre un positionnement globalement inchangé de ces différents pôles (Figure 23b).

Tableau 2 : Principales caractéristiques hydrochimiques des eaux naturelles
(campagne hautes eaux -caractères droits ; et basses eaux -italique)

		pH	Eh mV	TDS mg/L	log f CO ₂	Faciès	Cortège métallique	U diss µg/L	Ra diss Bq/L
MOUL	eaux de surface	6,5 6,9	470 236	55	-2,61	(chloruré) bicarbonaté sodique	(Fe, Mn)	3,0 7,0	0,04 0,04
ES60	Eaux profondes	6,4 6,3	320 320	125	-2,14	bicarbonaté calco-sodique	Fe, Mn, Zn	5,0 4,0	0,84 0,76
ES 82	Travaux TMS 201	6,4 6,7	435 460	220	-1,80	bicarbonaté calcique	Mn, Fe, Cu, Al	8,0 6,4	0,38 0,40

4.2.2 Les pôles 'Eaux naturelles'

Leurs principales caractéristiques sont rassemblées dans le Tableau 2.

Les eaux superficielles sont représentées par l'échantillon 'MOUL', qui correspond à un ruisseau sur substratum granitique, tributaire de rive droite de la Gartempe au niveau du Moulin de Coulerolles, dans une zone totalement dépourvue de travaux miniers. C'est une eau faiblement acide, très peu chargée, de faciès hydrochimique peu marqué bicarbonaté (accessoirement chloruré) sodique, bien typique des eaux de subsurface en domaine cristallin tempéré.

Les eaux naturelles profondes sont représentées par l'échantillon ES60 (prélevé en pompage dans le piézomètre de référence situé en amont piézométrique de la MCO de Bellezane. C'est une eau de faciès chimique identique à la précédente, mais un peu plus minéralisée, correspondant à un rééquilibrage un peu plus marqué avec l'encaissant cristallin. Elle présente par ailleurs lors des deux campagnes, des traces de zinc, ainsi qu'une concentration relativement élevée en radium qui doit résulter d'un contexte naturel particulier.

L'échantillon ES82, provenant du réservoir minier profond TMS 201 présentait lors de la campagne hautes eaux, des caractéristiques voisines des eaux naturelles profondes, et se plaçait bien sur le même 'trend' dans le diagramme de la Figure 23, mais sa chimie sera rediscutée plus bas.

Tableau 3 : Principales caractéristiques des eaux des verses à stériles
(campagne hautes eaux -caractères droits ; et basses eaux -italique)

		pH	Eh mV	TDS mg/L	log f CO ₂	Faciès	Cortège métallique	U diss µg/L	Ra diss Bq/L
V 105	conduite V 105	4,7 4,5	431 583	1000	-2,71	sulfaté calco-magnésien	Al, Mn, Fe, Zn, Ni, Co	277 502	0,28 0,25
V TMS	bassin verse TMS	6,3 6,7	466 152	311	-2,40	sulfaté calcique	Al, Mn, (Fe, Cu)	245 200	0,23 0,32

4.2.3 Le pôle 'Stériles miniers'

Ce pôle est représenté par l'eau prélevée à la conduite recueillant les effluents de la verse V105 (Tableau 3). C'est une eau acide et oxydante, à charge dissoute élevée, de faciès sulfaté calco-magnésien. Ces caractéristiques sont typiques des eaux de drainage minier acide. Le cortège métallique est classiquement assez riche, mais on note aussi une concentration en fluor relativement élevée (25 mg/L), dont l'origine reste à déterminer. Ce cortège d'éléments en traces se retrouve, avec des concentrations plus élevées en basses eaux.

Les eaux provenant du bassin 'Verse TMS' situé en aval site, sont de type voisin mais elles sont moins acides et moins chargées, ce qui peut indiquer une neutralisation par la matrice rocheuse plus importante, et/ou un drainage acide moins marqué.

Tableau 4 : Principales caractéristiques des eaux des résidus
(campagne hautes eaux -caractères droits ; et basses eaux -italique)

		pH	Eh mV	TDS mg/L	log f CO ₂	Faciès	Cortège métallique	U diss µg/L	Ra diss Bq/L
ES 85	cœur des résidus	6,3 <i>6,2</i>	191 <i>188</i>	8000	-0,8	sulfaté magnésien	Fe, Mn, Al, Ni, Co, F	2380 <i>3100</i>	0,6 <i>1,0</i>
ES 86	base résidus	6,4 <i>6,7</i>	227 <i>234</i>	1217	-1,7	sulfaté calco-magnésien	Fe, Mn, Al, Co	685 <i>1000</i>	0,87 <i>0,87</i>
ES 87	tranche supérieure	6,5 <i>6,3</i>	351 <i>333</i>	224	-2,5	sulfaté calco-magnésien	Mn, Al, Fe	39 <i>68</i>	1,30 <i>1,10</i>
ES 88	granite encaissant	6,2 <i>6,0</i>	295 <i>343</i>	276	-2,2	sulfaté calco-magnésien	Mn, Fe, Al	32 <i>24</i>	0,18 <i>0,16</i>
SBC	effluent boues	5,3	413	250	-2,8	sulfaté calcique	Fe, Mn, Zn, Co	41	0,21

4.2.4 L'eau des résidus

4.2.4.1 Le pôle 'Résidus'

Le pôle résidus est représenté par les prélèvements réalisés sur le piézomètre ES85, ainsi que les ES89 et 90, tous implantés au cœur des résidus de traitement.

Les eaux sont faiblement acides, à tendance réductrice, très fortement chargées (~8 g/L), de faciès sulfaté magnésien. Leur pCO₂ est exceptionnellement élevée. Ce chimisme apparait pratiquement exempt de variations saisonnières. Le cortège métallique est assez riche avec des concentrations en fer, en manganèse, et en aluminium fortes (respectivement de l'ordre de 300, 50, et 1 mg/L). La concentration en U dépasse les 2 mg/L, mais l'activité en radium reste modérée.

Le marquage des autres échantillons du stockage, et le fonctionnement de celui-ci, seront discutés plus bas.

4.2.4.2 Les eaux de la partie superficielle

Les eaux de la partie superficielle des résidus sont observables dans le piézomètre ES87. Ces eaux sont de faciès chimique proche de celles du cœur des résidus, mais paraissent toujours beaucoup plus diluées.

En régime de hautes eaux (Tableau 4), le taux de dilution calculé sur la base de la concentration en sulfate est de l'ordre de 36. En régime de basses eaux, ce taux de dilution apparente n'est que de 11. La fugacité de CO₂ est beaucoup plus proche de celle des sols ou de l'atmosphère, et l'eau nettement plus oxydante que celle du 'pôle résidu'.

La partie supérieure des résidus apparait donc soumise à la percolation d'eaux météoriques, la dilution apparente qui en résulte étant évidemment plus marquée en période de fortes précipitations.

Les concentrations en uranium et métaux paraissent aussi enregistrer cette dilution dans les mêmes proportions. Ce n'est pas le cas en revanche des concentrations en radium, celui-ci étant 1,2 à 2 fois plus concentré dans l'eau de la tranche superficielle que dans le cœur du stockage. Ce phénomène paraît traduire une remise en solution du radium immobilisé dans la phase solide des résidus.

4.2.4.3 Les eaux de la couche drainante

Les eaux du drain de base (ES86) sont toujours de même faciès chimique, mais apparaissent elles aussi nettement diluées vis-à-vis des eaux du pôle résidu pur. Le potentiel redox et la fugacité de CO₂ indiquent cette fois une contribution d'eaux plus réductrices et de signature plus profonde, donc très probablement une contribution du réservoir minier sous-jacent.

Le taux de dilution calculé sur la base des concentrations en sulfate semble peu variable, mais curieusement un peu plus élevé en période de basses eaux (6,3) qu'en période de hautes eaux (~5).

4.2.4.4 Les eaux de l'encaissant

Les eaux observées dans l'encaissant granitique au voisinage du stockage (ES 88) ont un faciès proche de celles de la tranche supérieure des résidus.

Si l'on raisonne en terme de mélange, et toujours sur la base du sulfate, ces eaux correspondraient à une dilution du pôle résidu pur par des eaux oxydantes plutôt d'origine météorique, avec un taux de dilution proche de 27 en régime de hautes eaux, et de 22 en régime de basses eaux.

Aucune libération sensible de radium n'est observée.

4.2.5 Les autres types d'eau

Deux autres types d'eau constituent également des termes sources potentiels :

- L'effluent du stockage des boues (SBC, Tableau 4), c'est une eau qui apparaissait lors de notre campagne peu chargée mais bien typée, de faciès sulfaté calcique, mais l'écoulement correspondant est très faible et intermittent.
- L'eau du rejet station (BZN2), qui constitue l'exutoire ultime du site, elle aussi de faciès sulfaté calcique et sur laquelle nous reviendrons plus bas.

Tableau 5 : Principales caractéristiques hydrochimiques des eaux d'exhaure et de rejet
(campagne hautes eaux -caractères droits ; et basses eaux -italique)

		pH	Eh mV	TDS mg/L	log f CO ₂	Faciès	Cortège métallique	U diss µg/L	Ra diss Bq/L
BD 200	niveaux noyés inférieurs	6,6 6,6	440 448	560	-2,03	sulfaté calcique (magnésien)	Al, Mn	568 632	0,68 0,71
TB 100	niveau 360 + apports	5,86 5,87	419 387	390	-2,36	sulfaté calco-magnésien	Mn, Zn, Fe, (Co, Ni)	274 333	0,43 0,55
BZN 2	rejet station	6,7 7,9	442 280	560	-2,23	sulfaté calcique	Al, Mn, Fe et Cu	319 350	0,22 0,15

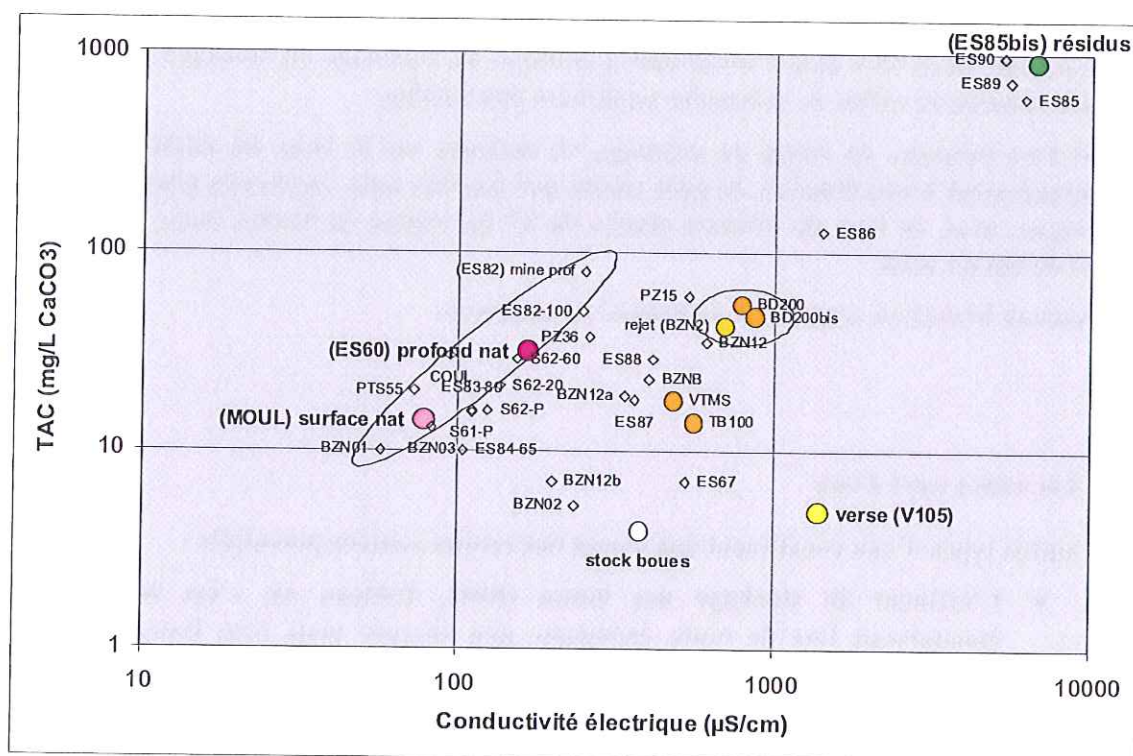
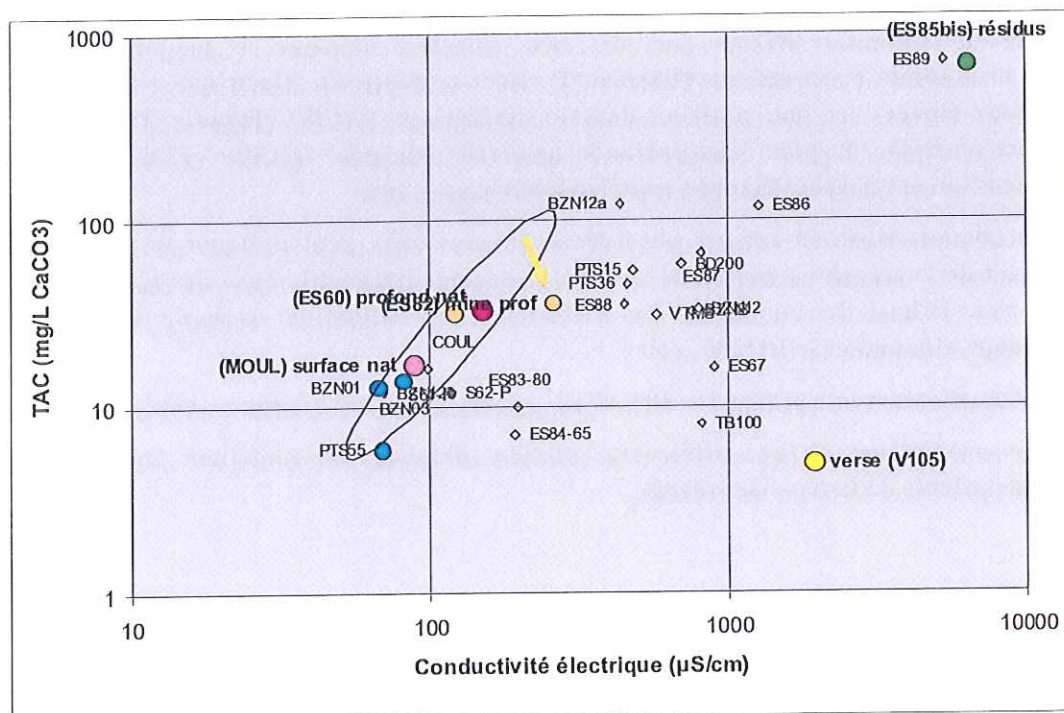


Figure 24: Position des eaux d'exhaure et de rejet dans le diagramme TAC/EC
(campagne hautes eaux)



4.3.2 Les eaux du BD 200

Les eaux de l'exutoire BD200 sont des eaux sulfatées calciques et magnésiennes, assez riches en uranium et en radium (Tableau 5). Leur conductivité électrique et leur alcalinité sont assez élevées, et leur position dans le diagramme TAC/EC (Figure 25) indique une contribution triple du pôle 'eau profonde naturelle', du pôle 'résidus' et du pôle 'verse'. Cette position est quasi inchangée en période de basses eaux.

La concentration en radium observée en hautes eaux peut indiquer un apport d'eaux provenant de la tranche superficielle, ou de la couche drainant la base des résidus. On peut calculer sur la base des concentrations en sulfate et en radium par exemple, les proportions du mélange alimentant le BD200, soit :

33% d'eau du réservoir profond + 30% d'eau superficielle des résidus + 37% d'eau de verse

Des proportions un peu différentes seraient obtenues en admettant une contribution provenant plutôt de la base des résidus.

4.3.3 Les eaux du TB100

L'eau du TB100 est une eau modérément acide, sulfatée calco-magnésienne, avec une concentration relativement élevée en uranium.

En régime de hautes eaux (Figure 24) comme en régime de basses eaux, le point représentatif de l'exutoire du TB100 se place en position intermédiaire sur l'axe 'eaux du réservoir minier'-'eau des verses'. Cette position exclue pratiquement toute contribution importante de l'eau des résidus à l'exutoire TB100.

Sur la base de la concentration en sulfate on calcule que les termes du mélange sont :

- En régime de hautes eaux : 71% réservoir minier + 29% verses
- En régime de basses eaux : 70% réservoir minier + 30% verses

Les proportions du mélange apparaissent donc peu variables au cours de l'année. L'élévation des concentrations en sulfate de l'eau TB100 en régime de basses eaux résultant plutôt de l'élévation parallèle de cette concentration de l'eau du pôle 'verses'.

Tableau 6 : Points de surveillance des eaux souterraines
(campagne hautes eaux -caractères droits ; et basses eaux -italique)

		pH	Eh mV	TDS mg/L	log f CO ₂	Faciès	Cortège métallique	U diss µg/L	Ra diss Bq/L
ES 61	piézo aval court	5,7 <i>5,5</i>	435 <i>443</i>	65	-2,25	chloruré bicarbonaté calco-sodique	Fe, Mn, Al	5,0 <i>5,0</i>	0,10 <i>0,18</i>
ES 62	piézo aval long	5,7 <i>6,4</i>	430 <i>405</i>	65	-2,26	chloruré bicarbonaté calco-sodique	Mn, Fe, Al	10 <i>10</i>	0,21 <i>0,17</i>
ES 67	source Gdes Magnelles	5,2 <i>5,2</i>	410 <i>374</i>	390	-2,60	sulfaté calco- magnésien	Al, Mn, Fe, Cu (Ni, Co)	4,0 <i>2,0</i>	0,08 <i>0,12</i>
PTS 15	puits Gdes Magnelles	6,5	450 <i>420</i>	340	-1,95	chloruré bicarbonaté sodi- potassique	Al, (Fe, Cu)	2,0 <i>3,6</i>	0,10 <i>0,28</i>
PTS 36	puits Petites Magnelles	6,2 <i>6,3</i>	460 <i>410</i>	167	-2,03	chloruré bicarbonaté sodi- potassique	Al, Mn, (Fe, Cu)	6,0 <i>6,6</i>	0,09 <i>0,23</i>

4.4 Impacts observés en aval site

4.4.1 Impacts sur les eaux superficielles

4.4.1.1 Talweg du ruisseau de Belzanes

Le marquage des eaux superficielles a été recherché dans le talweg du Ruisseau de Belzanes, et dans le talweg du Ruisseau des Petites Magnelles, en aval des verses et de la station de traitement.

Dans le talweg du ruisseau de Belzanes, la source ES 67, est un point déjà identifié et surveillé qui montre des eaux d'origine très superficielle, assez acides, mais à charge dissoute relativement élevée, de faciès sulfaté calco-magnésien. Ce marquage est bien typique des 'verses à stériles', qui constituent effectivement l'amont immédiat de cet exutoire. Aucune anomalie en U et radium n'est en revanche observée.

En régime de hautes eaux, le marquage de cette source se répercute un peu à l'aval sur un tributaire du ruisseau de Belzanes mais sans effet notable sur ce dernier. En régime de basses eaux, la source présente un écoulement très faible, qui se perd immédiatement en aval.

4.4.1.2 Talweg des Petites Magnelles

Le ruisseau des Petites Magnelles naît dans un pré situé en aval du bassin 'Verse TMS', mais en amont du rejet station.

Le point le plus amont correspond à une zone humide clairement marquée par le pôle 'verse' en régime de hautes eaux. Ce marquage disparaît en basses eaux : le bassin verse TMS est alors quasi asséché, et l'eau de la zone humide présente des caractéristiques proches d'une eau souterraine profonde naturelle.

Les eaux du ruisseau en aval du point de rejet de la station de traitement, portent évidemment l'empreinte de celui-ci, qui correspond à des eaux sulfatées calciques, marquées en uranium et radium.

4.4.2 Impacts sur les eaux souterraines

L'impact sur les eaux souterraines dans l'environnement du site a été analysé à partir de trois puits fermiers d'une part, et des piézomètres de surveillance d'autre part.

L'un des puits fermier (PTS55) est situé en amont du site. Il présente une eau très peu minéralisée de faciès bicarbonaté calco-sodique sans aucun marquage évident. Aucune variation saisonnière sensible n'est observée.

Les deux puits PTS15 (Hameau des Grandes Magnelles), et PTS36 (Hameau des Petites Magnelles) présentent tous deux des eaux assez peu chargées de faciès original chloruré bicarbonaté sodi-potassique, là aussi sans variation saisonnière sensible. Aucune évidence de marquage par le site minier n'est décelable. Une concentration relativement élevée en potassium est la seule particularité de ces eaux vis-à-vis des eaux naturelles, son origine est inconnue mais paraît plutôt anthropique.

Les deux piézomètres aval-site, ES61 et ES62 présentent un faciès chloruré-bicarbonaté calco-sodique ; cette composition paraît typique des eaux naturelles souterraines de moyenne profondeur, là aussi sans marquage évident.

4.5 Distribution de l'uranium

4.5.1 L'uranium dans les eaux superficielles

Dans les eaux superficielles naturelles ou de subsurface (Coul, Moul), hors des zones minéralisées, les concentrations en uranium dissous sont faibles à très faibles (de 7 à moins de 1 µg/L en hautes eaux. Les concentrations en uranium particulaire sont généralement inférieures au seuil de détection de 1 µg/L.

Des concentrations du même ordre (2 à 6 µg/L) sont observées dans les puits fermiers aux environs du site, ainsi que dans le ruisseau de Belzanes et ses tributaires, pour l'uranium dissous, mais des concentrations particulières de l'ordre de 20 µg/L sont parfois observées.

Dans le ruisseau des Petites Magnelles une première élévation par rapport à ce fond géochimique probable est observée en aval du bassin VTMS, mais en amont du rejet station (10 à 40 µg/L). En aval immédiat du rejet les concentrations dissoutes observées sont de l'ordre de 300 µg/L en hautes eaux comme en basses eaux. Plus à l'aval (point BZNB) les concentrations sont divisées par deux environ en hautes eaux mais restent du même ordre en période d'étiage, le rejet station constituant alors probablement la majeure part du débit

L'uranium particulaire est surtout présent en hautes eaux (~160 µg/L), soit parce que la décantation des particules dans le système des bassins est moins efficace dans ces conditions, soit qu'il y ait remobilisation de particules sédimentées dans le lit du ruisseau lui-même. Ces concentrations en uranium particulaire ne se retrouvent toutefois pas vers l'aval (BZN B).

4.5.2 L'uranium dans le milieu souterrain

Dans les eaux granitiques profondes du piézomètre ES 60 (amont site), la concentration naturelle en U dissous est de l'ordre de 5 µg/L (proche de la valeur supposée du fond hydrochimique) et l'U particulaire n'est pas détecté. Dans le réservoir minier profond (ES 82, 83, 84) les valeurs dissoutes sont un peu plus élevées (6 à 12 µg/L), mais l'U particulaire est détecté à faible concentration (2 à 10 µg/L).

Dans les piézomètres aval site les valeurs observées sont comparables à celles du fond régional pour l'ouvrage le moins profond (ES61), et un peu plus élevées (~10 µg/L, comparables à celles du réservoir minier profond pour ES 62.

4.5.3 L'uranium dans les stériles et les résidus

Dans les eaux de drainage des stériles miniers les concentrations en uranium dissous sont relativement élevées : stabilisées entre 200 et 250 µg/L pour le bassin VTMS, plus variables entre 250 et 500 µg/L (cette valeur en période d'été estival) pour l'exutoire V105.

C'est dans le cœur du stockage des résidus (ES85, 89, 90), que les concentrations les plus élevées en U dissous sont observées (2300 à 5900 µg/L). L'uranium est également assez abondant dans la phase particulaire (généralement 100 à 300 µg/L, exceptionnellement 5900 µg/L), mais ces eaux sont très chargées et délicates à filtrer.

À la base et au sommet des résidus, les concentrations dissoutes et particulières sont notablement plus faibles qu'au cœur du stockage : 4 à 6 fois inférieures pour l'uranium dissous à la base (685 à 1000 µg/L), et près de 100 fois plus faibles dans la tranche supérieure (40 à 70 µg/L). Ceci pourrait indiquer qu'une bonne part de l'uranium initial présent au sommet des résidus est aujourd'hui lessivé.

4.5.4 L'uranium aux exutoires et en aval site

À l'exutoire BD200, la concentration en U dissous est assez stable et forte (570 à 630 µg/L), soit environ 60 à 70% des concentrations observées à la base des résidus.

À l'exutoire TB 100, la concentration en U dissous est également peu variable, mais moitié moindre (270 à 330 µg/L).

En sortie station (BZN2), les concentrations observées sont également de l'ordre de 300 à 350 µg/L, mais elles décroissent ensuite assez rapidement vers l'aval le long du ruisseau des Petites Magnelles (BZN12, BZNB).

4.6 Distribution du radium

4.6.1 *Le radium dans les eaux naturelles superficielles*

Dans les eaux superficielles, ou les eaux de subsurface hors de la zone minéralisée (Coul, Moul), les activités en ^{226}Ra dissous sont faibles (0,04 Bq/L). Les activités en Ra particulaire sont équivalentes.

Des activités un peu plus élevées (0,06 à 0,10 Bq/L) sont observées dans le ruisseau de Belzanes et ses tributaires, dans le ruisseau des Petites Magnelles en amont du rejet station, ainsi que dans le puits 55 situé en amont du site minier. Ces valeurs sont probablement proches du fond géochimique superficiel du secteur minéralisé hors influence de l'activité minière.

4.6.2 *Le radium dans le milieu souterrain*

Dans les eaux granitiques profondes du piézomètre ES 60 (amont site), l'activité naturelle en Ra dissous est assez élevée, de l'ordre de 0,70 à 0,90 Bq/L (pour 0,04 à 0,08 en particulaire).

Dans les piézomètres aval site (ES61 et 62) les valeurs sont de 0,10 à 0,20 Bq/L en Ra soluble, pour 0,06-0,21 en particulaire. On retrouve des niveaux similaires dans les réservoirs miniers du quartier 105 (ES 83 et ES84), pour le Ra dissous 0,10 à 0,30 Bq/L (0,04 à 0,10 en particulaire). Elles sont parfois plus élevées dans le quartier 201 (ES82) : 0,40 en dissous et 0,74 en particulaire.

Il est donc probable d'après ces observations, que le fond géochimique naturel des eaux granitiques profondes soit de l'ordre de 0,10 à 0,30 Bq/L. Les valeurs plus élevées observées dans le ES 60 (amont site) révèlent probablement l'existence d'une structure minéralisée interceptée par cet ouvrage.

Le réservoir minier quant à lui ne présenterait qu'une élévation très faible du fond géochimique en radium dissous, au maximum de 0,10 Bq/L.

4.6.3 *Le radium dans les stériles et les résidus*

Dans les eaux de drainage des stériles miniers (V105, VTMS), les activités en radium paraissent assez homogènes : 0,20 à 0,30 Bq/L en Ra dissous, et très peu de particulaire.

Dans le cœur du stockage des résidus (ES85, 89, 90), les activités dissoutes relevées sont de 0,36 à 1,00 Bq/L et sont très fortes en particulaire (20 à 40 Bq/L).

Au sommet des résidus (ES87), l'activité dissoute en Ra est un peu plus élevée (1,10 à 1,30 Bq/L), ce qui suggère une libération modérée de radium à ce niveau. Dans la couche drainante à la base des résidus (ES86), les valeurs sont stables et à peine plus faibles, de l'ordre de 0,90 Bq/L.

4.6.4 Le radium aux exutoires et en aval site

À l'exutoire BD200, l'activité en Ra dissous apparaît assez stable et plutôt élevée, proche de 0,70 Bq/L (le particulaire est très faible). Ceci suggère une contribution notable des eaux provenant des résidus qui sont les seules à présenter régulièrement des activités suffisamment élevées en radium.

À l'exutoire TB 100, les activités en Ra dissous sont plus modérées, de 0,43 à 0,55 Bq/L (0,08 à 0,05 en particulaire). Ces valeurs excèdent le fond géochimique naturel probable. Elles sont assez proches de celles des réservoirs miniers, mais n'excluent pas une contribution limitée des eaux provenant des résidus.

En sortie station (BZN2), les activités dissoutes observées sont de 0,15 à 0,22 Bq/L (0,08 à 0,014 en particulaire). Elles décroissent ensuite régulièrement vers l'aval (Tableau 7) le long du ruisseau des Petites Magnelles (BZN12, BZNB) puis de Belzanes, jusqu'à la confluence avec la Gartempes (proche de BZN03).

On notera par ailleurs que contrairement à la tendance générale, les concentrations sont un peu plus élevées en sortie station en régime de hautes eaux que de basses eaux..

L'élévation locale de l'activité en Ra particulaire au niveau de BZN12 résulte probablement d'une charge en sédiments fins un peu plus importante au passage du ruisseau des Petites Magnelles sous le pont de la D27.

Tableau 7 : Activités en ^{226}Ra observées en aval site en hautes et basses eaux

	BZN2 (sortie station)	BZN12	BZNB	BZN03
Dissous HE	0,22	0,20	0,12	0,09
Dissous BE	0,15	0,12	0,15	0,08
Particulaire HE	0,14	0,27	0,03	0,07
Particulaire BE	0,08	0,36	0,04	0,04

(activités en Bq/L)

4.7 Enseignements des campagnes hydrochimiques

Des résultats obtenus lors de ces campagnes hydrochimiques, on retiendra donc les principaux enseignements suivants :

- Les eaux de l'environnement naturel sont des eaux faiblement acides, peu chargées, de faciès hydrochimique bicarbonaté sodique, typiques des environnements granitiques de surface et de subsurface. Le fond hydrochimique naturel en uranium dissous est de 5 à 10 µg/L, et l'activité en 226Ra de 0,06 à 0,10 Bq/L.
- Les eaux du réservoir minier s'écartent très peu du 'trend' géochimique de ces eaux granitiques et leur qualité reste très proche des valeurs ci-dessus.
- Les marqueurs de l'activité minière sont essentiellement l'uranium et le radium, et, dans une moindre mesure, le sulfate. Les résidus constituent le terme-source majeur pour ces trois marqueurs, les verses à stériles constituant un terme-source accessoire pour le sulfate et l'uranium.
- Les eaux au cœur des résidus sont des eaux très fortement chargées, à tendance réductrice, de faciès sulfaté magnésien. Les parties supérieures et inférieures du stockage sont soumises respectivement à la percolation d'eau à dominante météorique et d'eau granitiques profondes.
- La chimie des eaux au sein du stockage et aux deux exutoires principaux (TB100, BD200) varie peu saisonnièrement et peut donc être approchée par une modélisation en régime permanent.

Tableau 8 : Composition et modèle de l'eau au cœur des résidus

	ES 90		ES 89		ES 85		ES 85	Résidu
	HE	BE	HE	BE	HE	BE	corrigé	modèle
Temp °C	12,9	14,7	12,4	14,8	11,1	11,96	15	15
pH	6,48	6,56	6,24	6,37	6,26	6,15	5,61	5,61
Eh mV/ENH	127	119	131	122	191	188	145	145
Cond µS/cm	5270	5640	5530	5320	6120	6310		
TDS mg/L	6,15	6,48	6,51	6,09	7,54	7,33		
HCO3- mg/L	1174	1388	877,8	862,5	730,8	825,9	4860	
F- mg/L	17,04	19,18	9,68	9,08	10,22	8,19	8,2	14.8
Cl- mg/L	81,14	113,2	161,8	163,3	215,5	245,4	244	245
NO2- mg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Br- mg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
NO3- mg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4,88		
SO4-- mg/L	2900	3 069	3128	3 011	3480	3 865	3520	3590
Li+ mg/L	< 1	1,38	< 1	< 1	< 1	< 1		
Na+ mg/L	113,0	175,1	155,0	161,0	229,0	252,6	252	253
NH4+ mg/L	< 1	110,4	32,64	33,98	36,16	16,93		
K+ mg/L	< 1	36,45	60,46	37,35	71,78	51,89		
Mg++ mg/L	609,2	829,0	556,1	690,1	696,4	668,8	549	551
Ca+++ mg/L	982,9	818,3	937,2	740,9	893,0	959,8	682	797
SiO2 (aq) mg/L	8,7	6,1	11,6	6,6	10,6	4,3	3,7	3,7
Fe µg/L	305 800	339 100	337 000	315 200	165 500	287 200	50100	48300
Cu µg/L	63,3	< 1	47,7	< 1	14,9	6,6		
Pb µg/L	< 1	3,5	< 1	2,7	< 1	< 1		
Cd µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5		
Zn µg/L	< 15	38	< 15	60	< 15	135		
Co µg/L	78,4	59,5	18,5	16,4	352,4	597,3		
Mn µg/L	52 310	54 910	35 900	36 390	75 640	84 630		33100
Ni µg/L	79,8	110,0	34,6	29,9	448,7	505,5		
Al µg/L	748,9	895,2	571,7	659,3	958,3	908,9	910	1160
U diss µg/L	4670	5900	4460	4100	2380,0	3100,0	3090	4900
U ins. µg/L	104	74	110	5000	176,0	319,0		
²²⁶ Ra diss. Bq/L	0,72	0,84	0,36	0,66	0,55	0,95	0,95	0,92
²²⁶ Ra ins. Bq/L	15,00	39,00	8,00	16,00	17,00	21,00		
fCO2(g)		0,16		0,11		0,39	1,39	1,07
Minéraux sat	Siderite Fluorite Rhodocrosite Tridymite	Gypse Dolomite Uran Kaolinite	Siderite Fluorite Uranin. Dolomite	Gypse Hematite Kaolinite	Gypse Fluorite Uraninite Kaolinite	Sidérite Tridymite Hematite	Q, Gypse, Dolomite, Uraninite, etc.	Q, Gypse, Dolomite, Uran, Sid. Rhodoc.

5. FONCTIONNEMENT HYDROGEOCHIMIQUE DU SITE ET MODELISATION

5.1 L'eau au cœur des résidus

5.1.1 Rappel des caractéristiques hydrochimiques

Les trois ouvrages donnant accès à la qualité des eaux au cœur du stockage des résidus de traitement sont les piézomètres ES85, ES89 et ES90. Les analyses complètes des prélèvements en hautes et basses eaux sont rappelées dans le Tableau 8.

Les eaux prélevées sont faiblement acides, à tendance plutôt réductrice, très fortement chargées (~6-7 g/L), de faciès chimique sulfaté magnésien et calcique. Ce chimisme apparaît pratiquement exempt de variations saisonnières. Le cortège métallique est assez riche avec des concentrations en fer, en manganèse, et en aluminium fortes (respectivement de l'ordre de 300, 50, et 1 mg/L). La concentration en U dépasse les 2 mg/L, mais l'activité en radium reste modérée (0,36 à 0,95 Bq/L).

Une variation (assez minime) de chimisme entre l'amont (ES90) et l'aval (ES85) des résidus peut être discernée d'après les données du Tableau 8, avec des eaux un peu plus minéralisées, mais moins riches en fer et uranium dissous vers l'aval. Ce trend pourrait être attribué à une dilution, ou un 'lessivage' différentiel entre l'amont et l'aval, mais peut tout autant résulter d'une variation de composition des résidus mis en place au cours du temps dans la MCO 68, puis la MCO 105, cette dernière ayant reçu notamment en fin d'exploitation des résidus des traitement statique.

La thermodynamique de ces différents prélèvements a été examinée, mais nous nous focaliserons à titre d'exemple sur le chimisme des eaux à l'aval (ES85) qui peut être considéré comme celui du terme-source proprement dit.

5.1.2 Sursaturations et balance ionique des eaux interstitielles

Une caractéristique commune des eaux prélevées au cœur des résidus est de présenter à la fois une très forte sursaturation apparente vis-à-vis d'un certain nombre de minéraux et de la dolomite en particulier (i.e. un excès de calcium et de magnésium en solution qui devrait provoquer la précipitation de ce minéral), et un très fort déséquilibre positif (i.e. en faveur des cations) de la balance ionique (>35%).

Comme les cations majeurs sont de loin le calcium et le magnésium, alors que le sulfate est l'anion très dominant, nous pensons que l'origine probable du déséquilibre de la balance ionique est une redissolution, dans la fraction acidifiée de l'échantillon destinée à l'analyse des cations et des métaux, de microparticules de dolomite.

Cette hypothèse est considérée comme la plus probable pour les raisons suivantes :

- Une erreur de dosage significative sur le sulfate, qui correspondrait à une sous-estimation systématique de plus de 30% dans toutes les analyses est exclue ;
- Une erreur du même ordre sur le calcium ou le magnésium est également exclue ;
- Aucun surdosage d'un cation autre que le calcium et le magnésium ne peut expliquer l'importance du déséquilibre ionique ;

- Le mécanisme en cause ne peut donc provenir que de la dissolution dans la fraction acidifiée du prélèvement d'une phase minérale micro-particulaire, soluble en milieu acide, et contenant à la fois du calcium et du magnésium ;
- La dolomite est un constituant accessoire fréquent dans les résidus, et vis-à-vis de laquelle les eaux apparaissent sursaturées ; elle est soluble en milieu acide et source de calcium et de magnésium.

Sur la base de cette hypothèse, nous avons donc corrigé les concentrations en Ca et Mg de l'analyse ES85 de façon à ce que l'équilibre ionique de la solution soit réalisé. Cette correction correspond à une diminution de 7 mmol de Ca et de Mg, ce qui indiquerait la présence de 7 mmol/L de dolomite microparticulaire dans l'échantillon prélevé.

La présence d'autres phases microparticulaires, sources potentielles d'un surdosage des cations, est également probable comme nous le verrons ci-dessous, mais ne justifie pas d'être corrigée de cette façon du fait que les cations concernés ne sont que des constituants mineurs et qu'ils n'ont donc que peu d'influence sur la balance ionique de la solution.

5.1.3 Déséquilibres résiduels observés et origine probable

Tous les prélèvements d'eau au cœur des résidus présentent par ailleurs des fugacités de CO_2 très élevées (0,1 à 0,2 atm) sans commune mesure avec la valeur de la $p\text{CO}_2$ atmosphérique ($10^{-3.4}$ à $10^{-3.5}$), ni avec les valeurs communément rencontrées dans les sols ou les eaux de subsurface ($10^{-1.5}$ à $10^{-2.5}$). Cette caractéristique est classique pour les résidus de traitement ayant subi une attaque acide.

Toutes les eaux prélevées apparaissent assez proches de l'équilibre avec le gypse, et la tridymite ou la calcédoine, mais présentent une très forte sursaturation apparente vis-à-vis de la dolomite, des oxy-hydroxydes de fer et de manganèse, et de la soddyite $((\text{UO}_2)_2(\text{SiO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O})$. La sursaturation en dolomite persiste y compris après la correction exposée ci-dessus destinée à rétablir la balance ionique.

Ces sursaturations très fortes sont difficilement explicables dans un milieu très confiné de ce type où les mouvements d'eau sont nécessairement très lents, et doivent plutôt être attribuées à une perturbation de l'échantillon lors du prélèvement.

L'origine probable – et classique – de cette perturbation est la mise en contact avec l'atmosphère qui induit : (1) une chute de la fugacité de CO_2 ; et (2) une élévation du potentiel d'oxydoréduction. La première cause provoque une élévation du pH et en conséquence une sursaturation apparente en carbonates (dolomite ou calcite) et la seconde une sursaturation apparente en oxy-hydroxydes métalliques.

Les observations faites sur les différents piézomètres implantés au sein des résidus indiquent également l'existence d'une perturbation induite par l'ouvrage lui-même : le haut de la colonne d'eau apparaît rougeâtre et chargé en précipités d'hydroxydes, puis au fur et à mesure de la purge fait place à des eaux sombres à odeur fétide clairement réductrices.

Il est possible, grâce au calcul thermodynamique, de retrouver et les fugacités de CO_2 (donc les pH), et les potentiels redox, correspondant à l'équilibre avec les minéraux carbonatés et les oxyhydroxydes, et de reconstituer ainsi les conditions physico-chimiques non perturbées probables du cœur du stockage.

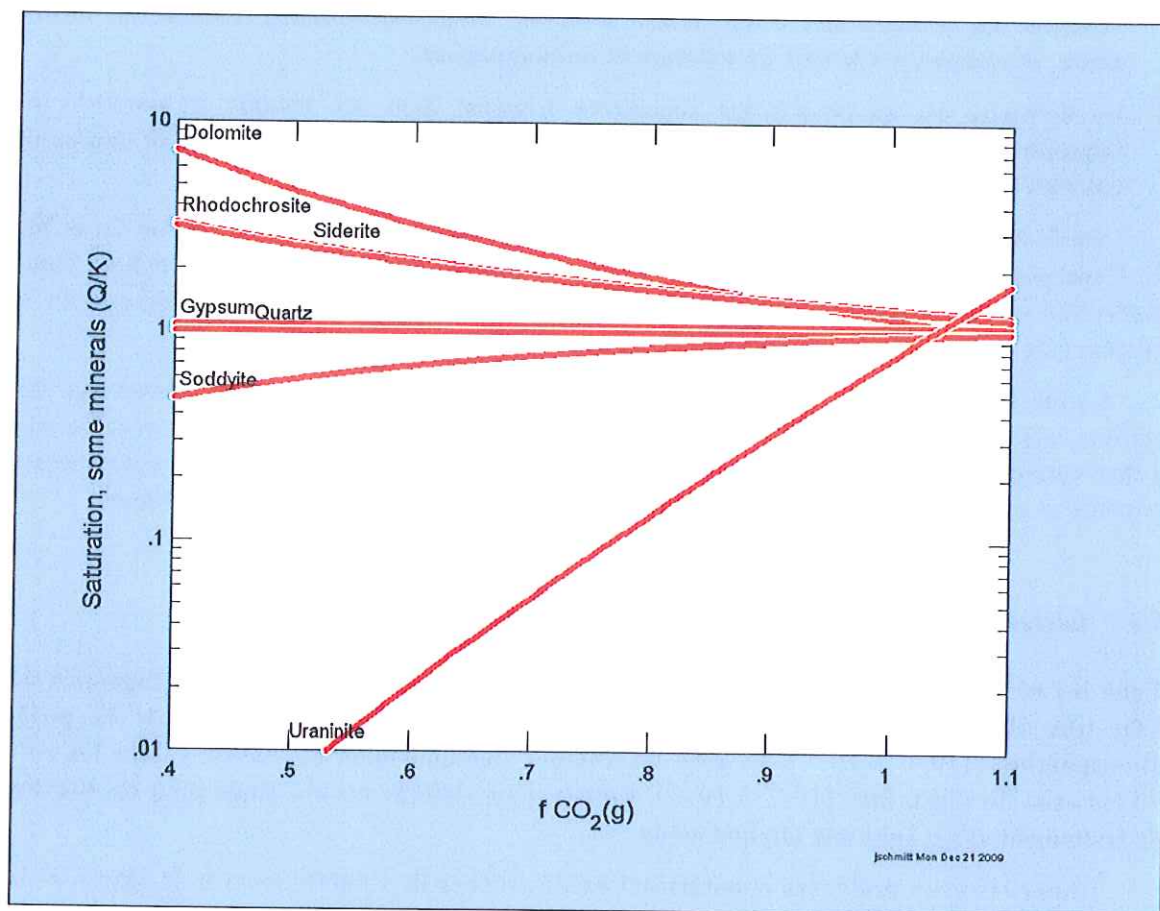


Figure 26 : Reconstitution de l'état initial de l'eau au cœur des résidus
(on retrouve ainsi la paragenèse probable au sein des résidus, voir texte)

La Figure 26 montre l'indice de saturation de l'eau vis-à-vis d'un certain nombre de minéraux en fonction de la fugacité de CO_2 . Pour une fugacité proche de 1,05, et un potentiel redox de 140 mV, l'eau ES85 apparaît simultanément à l'équilibre avec le quartz, le gypse, la dolomite, l'uraninite et la soddite. Ces conditions sont donc vraisemblablement proches de celles régnant réellement au sein du stockage.

On constate toutefois que dans ces mêmes conditions l'eau est encore fortement sursaturée vis-à-vis de la sidérite (FeCO_3) et de la rhodocrosite (MnCO_3), ce qui paraît difficilement explicable. Nous avons fait l'hypothèse que comme pour les concentrations en Ca et Mg, les concentrations en Fe et Mn étaient surestimées dans les analyses, probablement là aussi du fait de la redissolution de phases microparticulaires dans la fraction acidifiée des échantillons.

Les concentrations en fer et manganèse ont donc été corrigées de façon à ce que l'équilibre soit également pratiquement réalisé, dans les conditions initiales, avec rhodocrosite et sidérite (Figure 26). La composition corrigée et les paramètres physico-chimiques correspondant à ces conditions initiales sont reportées dans le Tableau 8.

5.2 Modélisation du 'terme-source résidus'

5.2.1 Modélisation de l'eau interstitielle initiale

Cette modélisation est basée sur l'échantillon prélevé dans le piézomètre ES85 en période de basses eaux, mais le Tableau 8 montre aussi qu'un résultat proche serait obtenu avec les mêmes méthodes sur la base des autres prélèvements réalisés au cœur des résidus. Les calculs thermodynamiques ont été menés avec une composition simplifiée comprenant les paramètres et éléments chimiques suivants :

pH, Eh, HCO_3^- (via mesure d'alcalinité in situ), F, Cl, SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}
 $\text{SiO}_2(\text{aq})$, Al, Fe, Mn, U_{tot} , et ^{226}Ra .

Compte-tenu des observations et des résultats précédents, un modèle de l'eau interstitielle des résidus dans son état initial (i.e. in situ avant les perturbations dues au prélèvement et au conditionnement) a été construit.

Pour ce faire on a supposé réalisé l'équilibre avec les phases minérales suivantes :

Quartz – kaolinite – gypse – dolomite – fluorite – sidérite – rhodocrosite – uraninite – soddyite

Les concentrations en chlorure, sodium et potassium ont été fixées d'après les valeurs observées.

Le modèle d'eau interstitielle des résidus ainsi obtenu (dernière colonne du Tableau 8), fournit une assez bonne approximation de l'eau ES85 corrigée mais doit être complété par une composition minéralogique approximative.

5.2.2 Évaluation de la composition minéralogique approximative des résidus

La composition minéralogique moyenne des résidus de traitement de Bellezane n'est pas connue avec précision. On dispose malgré tout d'informations générales sur la composition de ce type de matériaux.

On sait en particulier (Andrès, 2008) qu'ils sont constitués de 90 à 95 % de minéraux primaires (i.e. provenant de la roche encaissante), de 5 % environ de gypse et de 1 à 2 % de carbonates (résultant tous deux de l'attaque sulfurique et de la neutralisation), enfin d'oxydes de fer (2 à 10 %), et d'autres oxydes métalliques (jusqu'à 1 %).

Pour les phases uranifères, on sait que la concentration initiale moyenne des minerais traités en usine était de l'ordre de 2000 ppm, et que le rendement du traitement était d'environ 95%. On en déduit que la concentration résiduelle en U dans les résidus doit avoisiner 100 ppm ou 0,01 %.

Le Tableau 9 montre la composition minéralogique simplifiée adoptée pour modéliser les résidus sur la base de ces données et des résultats de l'étude thermodynamique des eaux exposée plus haut.

Tableau 9 : Composition adoptée pour la phase solide du modèle des résidus
(la masse solide représente le poids relatif de chaque minéral dans la phase solide qui totalise environ 5200 g ; le pourcentage volumique représente le volume relatif occupé par chaque minéral dans le résidu saturé en place, 33% environ du volume étant occupé par l'eau interstitielle. Voir texte.)

Phase minérale	Masse solide %	Masse g	Volume %	Remarques
Quartz	70 %	3635	47	représente quartz + inertes
Kaolinite	20 %	1040	13,1	représente tous aluminosilicates
Gypse	5 %	260	4	(+ autres sulfates éventuels)
Dolomite	2 %	104	1,21	(+ autres carbonates éventuels)
Fluorite	0,1 %	5,2	0,06	fixe concentration en fluor
Sidérite	2,5 %	130	1,10	(+ autres phases ferrières)
Rhodocrosite	0,5 %	26	0,23	fixe concentration en manganèse
Uraninite	0,01 %	0,52	0,0020	(minéralisation résiduelle)
Soddyite	0,001 %	0,05	0,0003	fixe redox
TOTAL	100,11 %	5200,77 g	66,7023%	

Tableau 10 : Rapports molaires Ra/Ca observés dans le gypse
(les rapports molaires ont été recalculés d'après les résultats de Somot(1997))

Ca (mmol/L)	Ra (Bq/L)	Rapport molaire Ra/Ca
0,021	14,2	$8,18 \cdot 10^{-8}$
0,032	25,3	$9,57 \cdot 10^{-8}$
0,332	84,6	$3,08 \cdot 10^{-8}$
0,115	48,0	$5,05 \cdot 10^{-8}$
0,057	46,1	$9,79 \cdot 10^{-8}$
0,046	19,6	$5,16 \cdot 10^{-8}$
MOYENNE		$7,00 \cdot 10^{-8}$

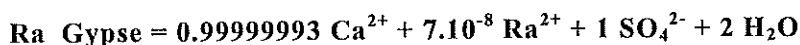
N.B. : Rappelons que $1 \text{ Bq/L } ^{226}\text{Ra} = 2,73 \cdot 10^{-11} \text{ g/L} = 1,21 \cdot 10^{-10} \text{ mmol/L}$ (Oudiz et al., 2001)

5.2.3 Terme-source Radium dans les résidus

Le radium ne précipite jamais sous forme de phases minérales propres dans les environnements naturels. Il est en revanche susceptible de coprécipiter avec -ou de s'adsorber sur- certains minéraux tels que le sulfate de baryum, le gypse, et les oxyhydroxydes de fer (OHF) (Bassot et al., 2001). La fixation très efficace par coprécipitation/adsorption avec le sulfate de baryum (barytine), est mise à profit dans les procédés de traitement des eaux.

Les OHF et la barytine ne sont pas présents à l'équilibre dans notre modèle, mais le gypse est, comme nous l'avons vu plus haut, l'un des minéraux néoformés majeurs présents dans les résidus. Il constitue donc ici le principal site de piégeage du radium. La densité de sites de fixation du Ra sur le gypse a été évaluée sur la base des études réalisées sur les résidus de traitement des minerais uranifères par Somot (1997). Le Tableau 10 rappelle les résultats obtenus par mise en solution totale du gypse par cet auteur. Il permet de fixer un rapport molaire Ra/Ca (un taux de substitution) moyen dans le gypse de 7.10^{-8} .

Lors de la fixation du radium par le gypse, il paraît clair que le radium va se substituer au calcium. Cette substitution pourrait être modélisée soit via une approche de type « solution solide », (malheureusement indisponible dans les codes utilisés) ou en fabriquant un minéral fictif, un 'gypse radifère', dans lequel le radium remplace de façon stœchiométrique le calcium. En fonction des données du Tableau 10 ci-dessus, cela donnerait le minéral suivant :



La très faible substitution du radium dans le gypse autoriserait, avec une bonne approximation, à utiliser la même constante de dissociation que pour le gypse. Cependant, dans cette approche, les (très faibles) activités du radium interviennent à la puissance 7.10^{-8} . Ceci génère des instabilités numériques (du type 0 puissance 0) difficilement gérables par les codes de calcul géochimiques.

Finalement, l'approche retenue (déjà adoptée par Schmitt & Lagneau (2002, 2004) a été d'introduire dans le modèle des sites (fictifs) de surface, sur lesquels peut se fixer le radium. La densité totale de sites a été évaluée à 9.10^{-8} mol/mol Gypse, proche des valeurs maximales indiquées par le Tableau 10. Le Tableau 11 montre la méthode de construction de ces sites d'échange dans le modèle géochimique.

La constante d'échange a été ajustée de façon à reproduire l'activité en ^{226}Ra dans l'eau interstitielle des résidus ($\sim 0,95$ Bq/L), pour une activité totale en radium dans le solide de 20 Bq/g, qui correspond à l'activité moyenne observée dans ce type de résidus, en considérant que la totalité de cette activité est concentrée dans le gypse.

Tableau 11 : Construction des sites (fictifs) de fixation du radium par le gypse

Gypse radifère	
Ra_Gypse	= $1 \text{ Ca}^{2+} + 1 \text{ SO}_4^{2-} + 2 \text{ H}_2\text{O}$
site Ra_Gypse-T _i	= 9.10^{-8} mol/mol Ra_Gypse
Ra_Gypse-Ra + 1 T _i ²⁺	= Ra_Gypse-T _i + 1 Ra ²⁺

N.B. : T_i²⁺ est une espèce fictive omniprésente dans le milieu.

Remarque :

Les codes géochimiques disponibles ne permettant pas d'exprimer les concentrations en radium en Bq/L, on a adopté la convention suivante, qui est sans conséquence sur les autres réactions et équilibres thermodynamiques :

$$1 \text{ Bq/L } ^{226}\text{Ra} \approx 1.10^{-10} \text{ mmol/L} \quad (\text{au lieu de } 1,21.10^{-10})$$

La valeur de la constante d'échange a été évidemment ajustée pour tenir compte de cette approximation. Dans les graphes qui suivent, on convertira donc les valeurs affichées en 10^{-10} mol/L Ra, en Bq/L de Ra.

5.2.4 Modèle final

Le modèle final utilisé dans les simulations doit comporter à la fois la solution interstitielle et la phase solide. C'est déjà le cas du modèle présenté en 5.2.1, mais il est nécessaire en outre de respecter un rapport solide/liquide proche de la réalité.

Pour ce faire on a admis une porosité approximative du résidu de l'ordre de 33% volumique, soit 1 L d'eau interstitielle pour 2 L de volume solide. Si l'on admet en outre une densité moyenne de 2,6⁷ pour la phase solide, notre modèle sera donc composé d'environ 5200 g de minéraux pour un litre de solution.

Les masses minérales, et les volumes occupés par chacun des minéraux introduits dans ce modèle final sont également indiqués dans le Tableau 9, la composition de la solution interstitielle étant celle indiquée dans la dernière colonne du Tableau 8.

5.3 Évolution du terme-source résidus

5.3.1 But et méthode d'approche

La construction d'un modèle thermodynamique complet des résidus permet de prévoir le comportement géochimique de ceux-ci, tant pour ce qui concerne la qualité des eaux interstitielles, que pour la composition de la phase solide.

Dans les conditions actuelles du stockage de Bellezane, les résidus sont essentiellement soumis, dans leur partie superficielle et à leur base, à la percolation d'eaux provenant de l'encaissant granitique d'origine profonde via le réservoir minier, ou plus superficielle. Dans les deux cas ces eaux sont des eaux plutôt oxydantes, faiblement minéralisées, de type bicarbonaté sodique.

Dans ce qui suit nous avons donc cherché à modéliser l'évolution prévisionnelle des résidus (et de leurs effluents) soumis à cette percolation.

⁷ La densité moyenne d'un matériau de composition granitique est de 2,7.

5.3.2 Hypothèses de modélisation

L'évolution du terme-source résidus a été simulée en utilisant l'option *flush* du code géochimique *react* de Geochemist's Workbench™.(Bethke et Yeakel, 2008). Cette option que l'on retrouve dans différents codes géochimiques permet de simuler l'évolution d'un système représenté par une phase liquide et une phase solide constituée d'un assemblage pondéré de minéraux, lorsque ce système est soumis à la *percolation* d'un fluide entrant :

- Le système initial soumis à la percolation est le modèle des résidus présenté ci-dessus, comportant l'assemblage minéral du Tableau 9, et l'eau interstitielle modélisée du Tableau 8. Il comporte 1L d'eau interstitielle, et 5200 g de solide ce qui correspond à une porosité totale de 33%.
- Les caractéristiques adoptées pour le fluide entrant sont celles de l'eau du réservoir minier profond ES82. On aurait pu choisir également celles du piézomètre ES 60, (qui aurait fourni des résultats très proches), mais ES82 est un peu plus pénalisant parce que un peu moins dilué, et a donc été retenu pour cette raison.
- La simulation a été poursuivie jusqu'à un renouvellement de 5000 fois de l'eau interstitielle par l'eau entrant dans le système. On verra d'après les résultats ci-dessous qu'un état stable est alors établi et que la poursuite de la simulation au-delà de ce taux de renouvellement n'aurait pas d'intérêt.

5.3.3 Évolution de la phase solide

L'évolution simulée de la phase solide des résidus est illustrée Figure 27. Le paramètre ' H_2O reacted (kg)' figurant en abscisse peut être assimilé au volume d'eau (en litres) ayant percolé le système, et comme celui-ci comporte 1 L d'eau interstitielle, au taux de renouvellement de cette eau. La Figure 27b illustre la simulation complète jusqu'au taux de renouvellement de X5000 ; la Figure 27a présente le détail des premiers stades de la simulation (jusqu'à X500). Les résultats à retenir sont les suivants :

- La phase la plus soluble présente dans les résidus, dans les conditions du stockage, est clairement le gypse qui est totalement dissous lorsque le taux de renouvellement atteint 70 environ. Une partie seulement de la dolomite est également dissoute à ce stade et de la calcite se forme.
- Le second minéral à disparaître serait la soddyite, silicate accessoire d'uranium dont on a supposé la présence dans les résidus, mais l'uranium libéré reprécipite en fait sous forme d'uraninite. Les composants des résidus qui disparaissent ensuite sont la calcite néoformée (x440), la fluorite (x1500), la dolomite (x1700 environ), et la rhodocrosite (x2800 environ).
- Les phases qui restent pratiquement stables sont le quartz et la kaolinite (et probablement d'autres silicates peu solubles dans ces conditions, comme les feldspaths et les micas). À partir d'un renouvellement de x3000 environ, le système n'est plus constitué que d'un assemblage minéralogique simple et quasi inerte vis-à-vis des eaux granitique, et n'évolue donc pratiquement plus, hormis éventuellement une lente dissolution du carbonate de fer (sidérite) encore présent.
- On remarque que l'uranium en particulier reste stable sous forme d'uraninite, ce qui est cohérent avec le fait que ce minéral était en équilibre dans le milieu naturel que constituait le gisement avant son exploitation.

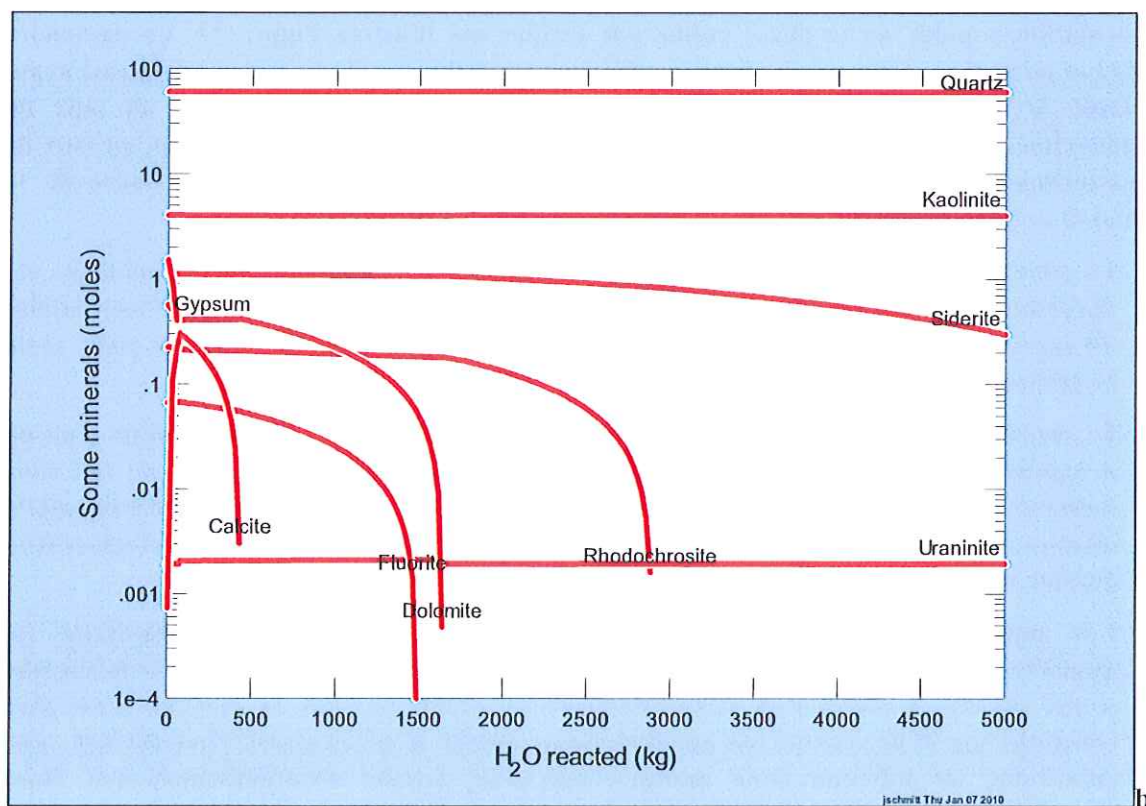
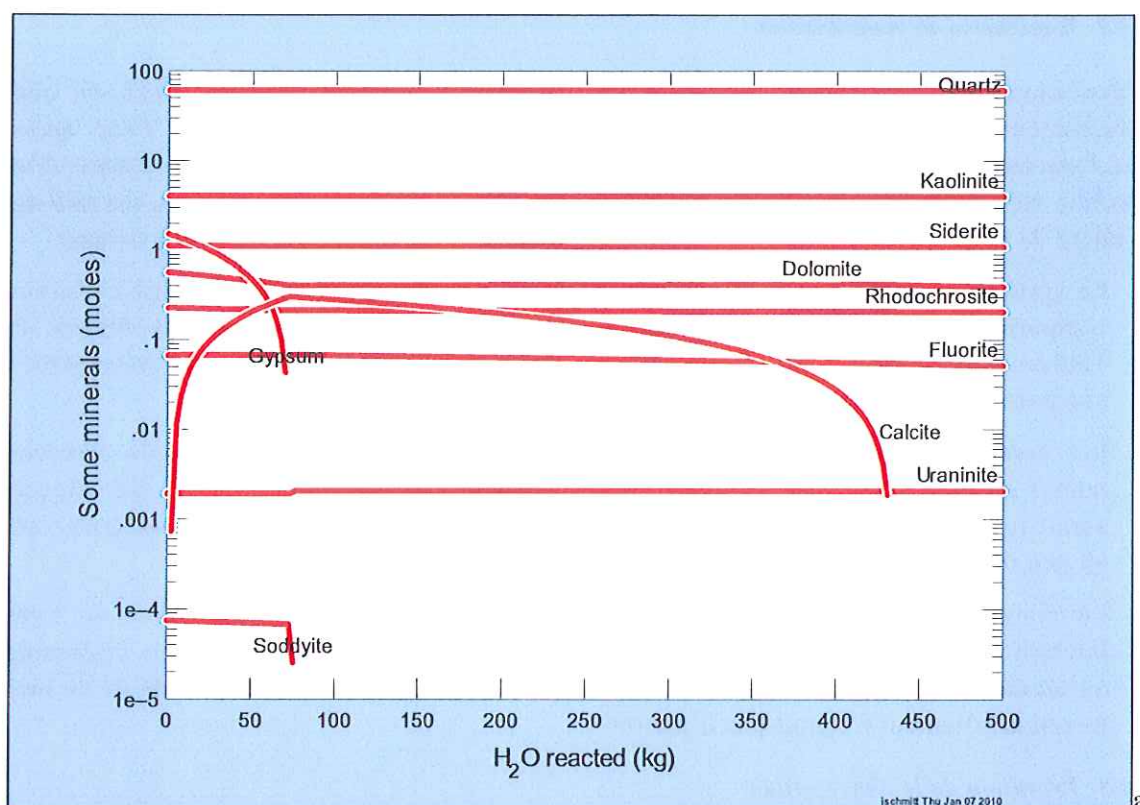


Figure 27 : évolution prévisionnelle de la phase solide des résidus soumis à la percolation des eaux granitiques
(a : détail pour un renouvellement de x500 de l'eau interstitielle ; b : simulation complète)

5.3.4 Évolution des eaux émises

La variation des concentrations en éléments majeurs et en métaux au cours l'évolution simulée des résidus est illustrée Figure 28 a et b. Seuls les composants et paramètres les plus importants du fluide ont été retenus, les autres ont été écartés, soit parce qu'ils ne présentent pas de variations significatives (e.g. silice dissoute), soit parce qu'ils n'ont pas d'effet appréciable sur l'environnement dans la gamme des valeurs concernées (e.g. hydrogénocarbonate, ou pH qui varie entre 6,5 et 7,5).

Les seules variations significatives interviennent en début de simulation (taux de renouvellement $< \times 500$), ce sont celles qui sont illustrées ici. Les courbes de la Figure 28 montrent trois phases majeures :

- Dans les tout premiers stades de la simulation, le renouvellement de l'eau interstitielle amène à une chute très rapide des concentrations en sulfate, calcium, magnésium, manganèse, fer et aluminium.
- On observe ensuite un palier (jusqu'à $\times 75$ environ) qui correspond à la phase de dissolution du gypse. Les concentrations sont alors stabilisées à environ 2100 mg/L pour le sulfate, 790 pour le calcium, et 60 pour le magnésium. Dans le même temps les concentrations s'établissent respectivement à 13 mg/L pour le fer, 11 mg/L pour le manganèse, et 48 $\mu\text{g/L}$ pour l'uranium dissous.
- Dans un troisième stade, après la dissolution complète du gypse, et jusqu'en fin de simulation (hormis un petit saut vers $\times 430$ qui marque la disparition de la calcite néoformée), toutes les concentrations dissoutes chutent à nouveau et se stabilisent vers 45 mg/L pour le calcium, 15 mg/L pour le magnésium, 83 mg/L pour le sulfate, 1,5 mg/L pour le manganèse et le fer, et au niveau des traces pour l'uranium.

5.3.5 Comportement du radium

Le comportement du radium au cours de la simulation peut être approché à partir des diagrammes de la Figure 29 :

- L'activité du ^{226}Ra en solution dans l'eau interstitielle (Figure 28a) est initialement de 0,95 Bq/L. Cette activité croît au cours de la simulation pendant la phase de dissolution du gypse, et peut atteindre un pic de quelques Bq/L au moment de la disparition totale du gypse. L'activité retombe ensuite de façon quasi instantanée à 0,4 Bq/L qui est l'activité admise pour l'eau d'alimentation du système.
- L'origine de ce comportement est simple : les sites de fixation sur le gypse constituent l'unique source de radium dans la phase solide ; la dissolution du gypse entraîne une diminution du nombre de sites de fixation disponible, d'où une diminution de la fraction sorbée du radium (Figure 29b), et une élévation corrélative de la fraction dissoute. Dans la configuration simulée, la disparition totale du gypse se marque donc par un 'flash' de la concentration en radium, dont l'activité retombe toutefois immédiatement car s'il n'y a plus de sites de fixation, il n'y a plus non plus de terme-source dans la phase solide.
- Ce 'flash' en radium devrait pouvoir s'observer sur un test en colonne par exemple, mais dans la pratique il est toutefois peu probable qu'il s'exprime aussi clairement, dans la mesure où le gypse ne disparaît pas partout et au même moment, et où d'autres modes accessoires de fixation du radium existent probablement.

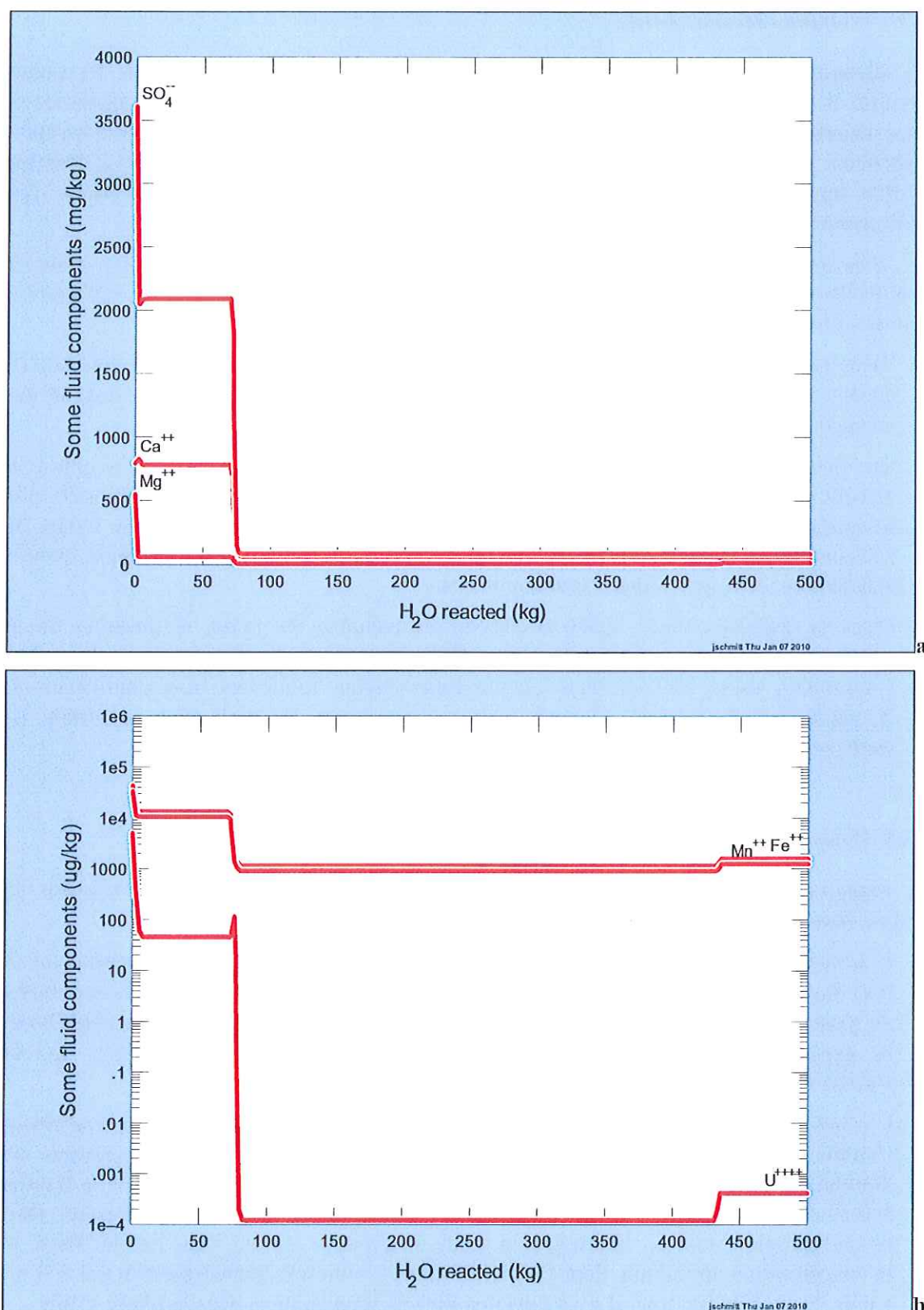


Figure 28 : Évolution simulée de la composition des eaux émises par les résidus
(a : principaux éléments majeurs ; b : principaux métaux. L'échelle des concentrations est logarithmique. La simulation révèle trois phases majeures – cf. texte)

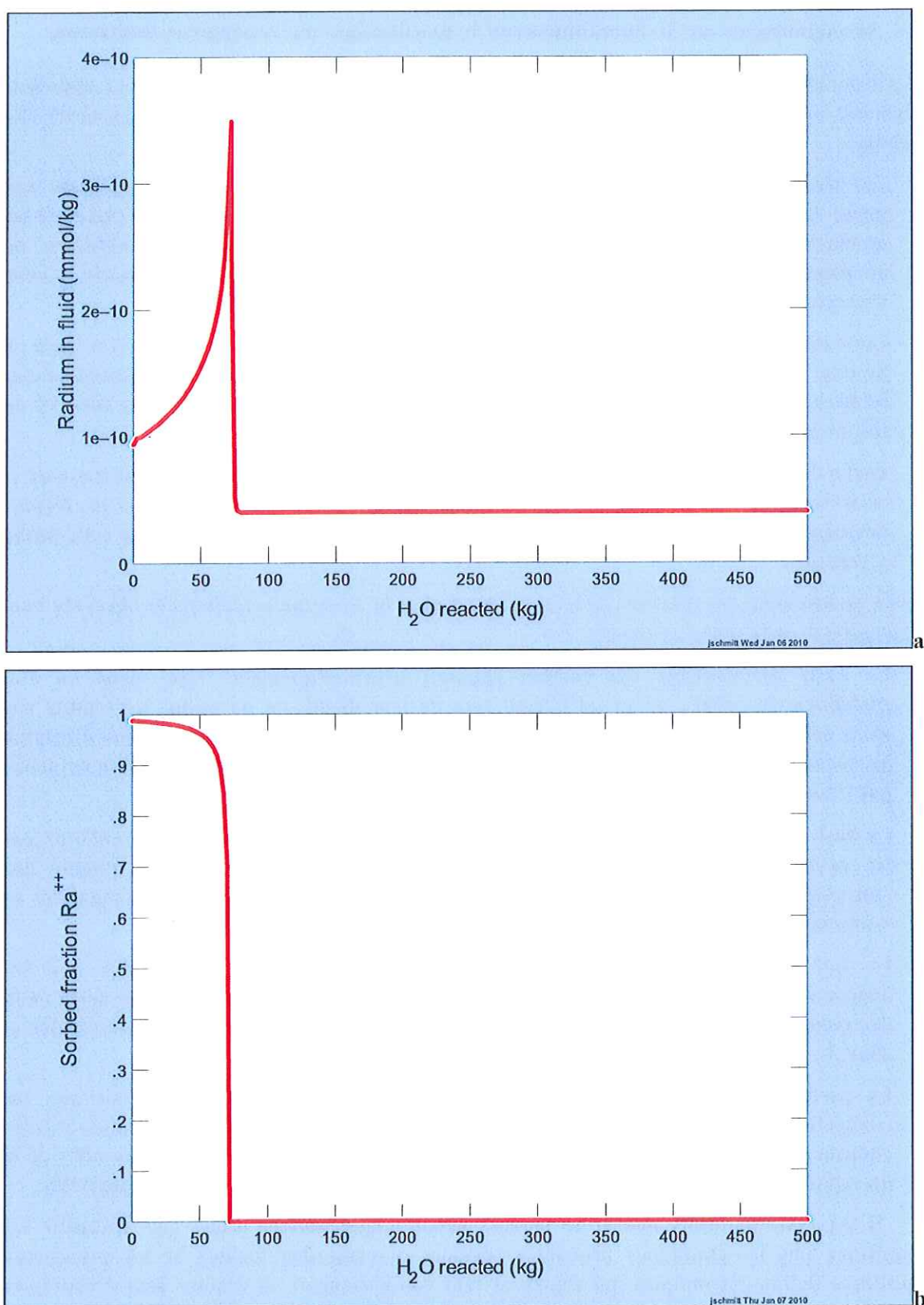


Figure 29 : Comportement du radium au cours de l'évolution simulée des résidus
 (a : activité en ^{226}Ra - considérer que $1 \cdot 10^{-10} \text{ mmol/L} = 1 \text{ Bq/L } ^{226}Ra$, cf. texte ; b : fraction sorbée -sur le gypse- du ^{226}Ra au cours de la simulation)

5.4 Enseignements sur le fonctionnement hydrochimique du stockage et limitations

Les résultats de l'étude hydrochimique et des simulations décrites ci-dessus nous apportent plusieurs enseignements importants sur les caractéristiques et l'évolution à long terme des résidus :

- Les résidus constituent actuellement un système géochimique stable comportant une phase liquide interstitielle très minéralisée de faciès chimique sulfaté calcique, et un assemblage minéralogique en quasi-équilibre thermodynamique. Les conditions du stockage soumettent toutefois ce système à la percolation au moins locale d'eaux d'origine granitique très peu minéralisées
- Cette situation ne peut qu'entraîner une évolution à long terme des résidus avec dans un premier temps une phase de dissolution du gypse, qui entretient des concentrations relativement élevées en sulfate, calcium et magnésium, et libère le radium adsorbé du fait de la destruction progressive de ses sites de fixation.
- Après disparition totale du gypse, l'ensemble des concentrations en éléments majeurs et en métaux retombe à des valeurs proches du fond hydrochimique régional, et les résidus évoluent vers un assemblage minéral stable, où l'uranium résiduel reste fixé sous forme d'uraninite

Le rapprochement des résultats de la simulation avec la situation actuellement observée peut s'interpréter de la façon suivante :

- Le cœur du stockage des résidus apparaît géochimiquement 'figé' dans un état probablement proche de ce qu'il était lors de leur dépôt, ou du moins ne semble pas avoir subi une percolation notable ni par des eaux météoriques, ni par des eaux d'origine profonde. Ceci est cohérent avec la très faible perméabilité des résidus mise en évidence par l'étude hydrodynamique.
- La base et le sommet des résidus montrent au contraire l'évidence d'une percolation par les eaux de subsurface ou d'origine profonde, révélée par une chute notable des concentrations en ions majeurs (sulfate, Ca, Mg) et en métaux (fer, manganèse et uranium).
- Le fait que les concentrations observées sont notablement plus faibles que les concentrations modélisées peut s'interpréter comme résultant d'un mélange entre eaux des résidus et eaux de subsurface pour la partie sommitale, ou entre eaux des résidus et eaux du réservoir minier pour la partie basale.
- La partie sommitale apparaît la plus évoluée et la plus diluée. Le fait que les concentrations en radium y sont néanmoins les plus élevées (deux fois plus élevées environ que dans le cœur des résidus lui-même) peut être considéré comme un effet de la dissolution totale locale du gypse, i.e. une manifestation de l'effet simulé Figure 29b.

Il est clair toutefois que si le modèle géochimique permet d'une part d'établir les conditions physico-chimiques probables régnant au cœur des résidus et les principaux équilibres thermodynamiques qui régissent leur comportement, et d'autre part d'expliquer qualitativement le fonctionnement hydrochimique et l'évolution probable du stockage, il ne permet pas de prédire de façon exacte les concentrations observées en un point donné et à un instant donné.

Un modèle couplant géochimie et transport doit être mis en œuvre dans ce but.

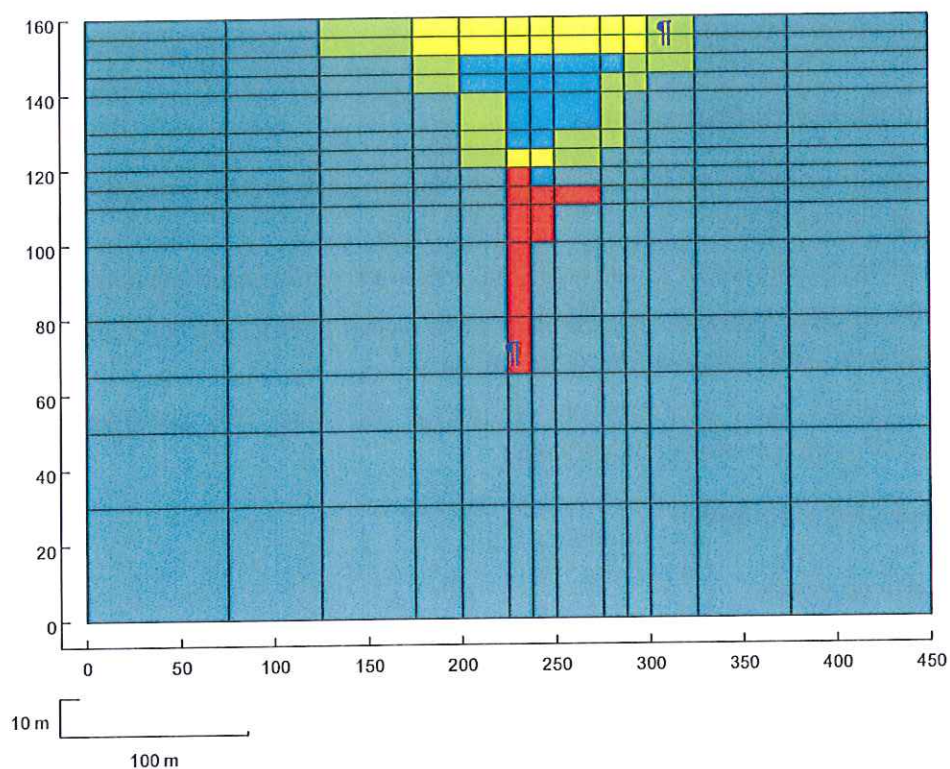
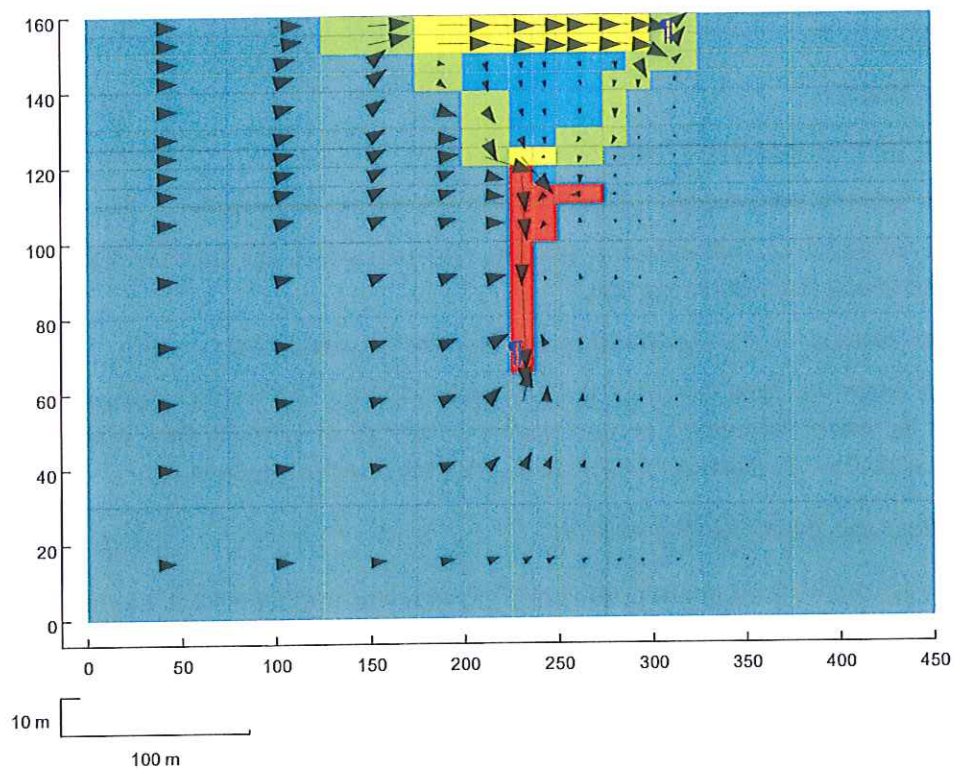


Figure 30 : Modèle couplé de fonctionnement du stockage. Géométrie et maillage
*(bleu-vert : encaissant granitique ; bleu clair résidus (au centre) ; jaune : stériles ; vert
jaune : zone endommagée ; rouge : travaux miniers ; croix bleues : exutoires)*



**Figure 31 : Modèle couplé de fonctionnement du stockage. Simulation de référence :
exemple de schéma d'écoulement**

6. SIMULATIONS COUPLEES D'ÉVOLUTION

6.1 Objectifs des simulations couplées

Une modélisation couplée chimie-transport de fonctionnement du stockage a donc été entreprise dans un triple but :

- Confirmer les hypothèses de fonctionnement actuel du système hydrogéochimique ;
- Évaluer l'évolution probable des résidus et des eaux émises par le stockage dans sa configuration actuelle (simulation 'de référence') ;
- Évaluer l'impact sur l'évolution de la qualité des eaux des principaux scénarios 'dégradés' de configurations du stockage.

6.2 Conditions des simulations

6.2.1 Géométrie du modèle,

Le domaine modélisé correspond à une section 2D verticale recoupant le stockage des résidus de la MCO 105, basée sur la coupe de la Figure 3.

Ce modèle géométrique est illustré Figure 30 ; il s'étend sur une hauteur de 160m et sur une longueur de 450 m et comporte 195 mailles rectangulaires dont les dimensions varient de 5 x 12,5 m à 25 x 75 m.

Cinq faciès de perméabilité et de composition distinctes (Figure 30) ont été distingués, tout comme dans l'étude hydrodynamique, avec les mêmes contrastes de perméabilité que dans celle-ci :

- Le faciès résidus ;
- Le faciès 'granite encaissant' sain ;
- Le faciès 'granite endommagé' correspondant aux parois de la fosse ;
- Le faciès 'stériles' correspondant d'une part à la couverture des résidus, d'autre part à la couche drainante installée à leur base ;
- Les 'vides miniers' correspondant aux anciens travaux souterrains.

La dalle située en fond de fosse a été représentée par une maille très peu perméable représentant sa partie bétonnée, et une maille à très forte perméabilité représentant les forages qui permettent le drainage du stockage vers les travaux souterrains.

6.2.2 Conditions aux limites de l'écoulement

Le domaine est soumis à un gradient moyen d'écoulement correspondant au gradient actuel observé. L'eau entre par la frontière gauche du modèle. Celui-ci est en outre drainé par deux 'puits' (indiqués Figure 30), figurant un exutoire profond (origine du BD200) et un exutoire au sommet du stockage (origine du TB100). Ces deux points sont drainés au voisinage de la cote 360.

Le schéma d'écoulement en régime permanent vers ces deux exutoires est illustré Figure 31, pour la simulation de référence.

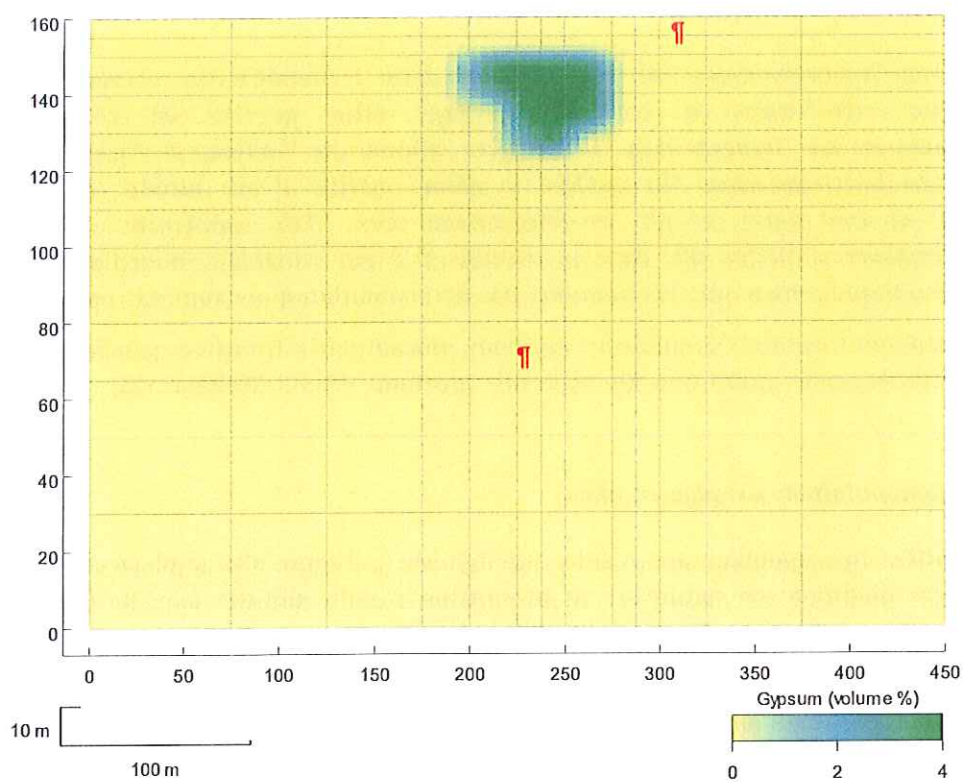


Figure 32 : Simulation de référence. Distribution du gypse à 50 ans

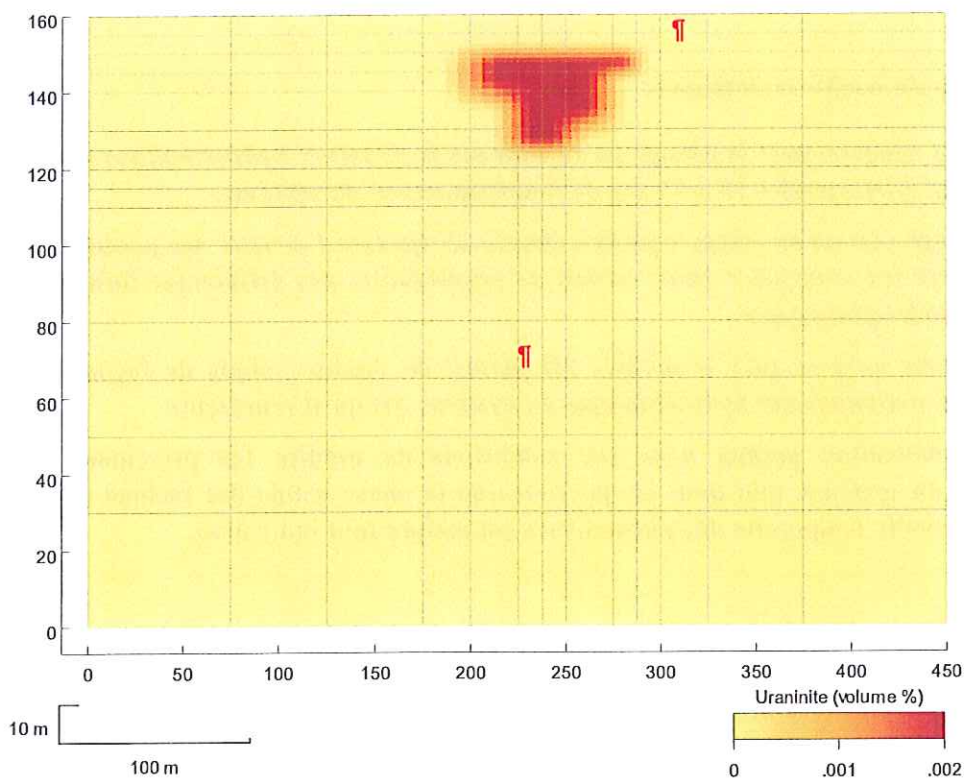


Figure 33 : Simulation de référence. Distribution de l'uraninite à 50 ans

6.2.3 Conditions hydrochimiques

Les conditions hydrochimiques initiales imposées dans l'ensemble des résidus sont celles qui prévalent actuellement au cœur du stockage, telles qu'elles ont été modélisées précédemment, et qui figurent dans la dernière colonne du Tableau 8. Pour des raisons inhérentes au fonctionnement du modèle la même qualité d'eau initiale est appliquée initialement en tout point, ce qui est évidemment faux. Très rapidement cette eau est toutefois remplacée (ailleurs que dans les résidus et à leur voisinage immédiat), par l'eau entrante. On retiendra donc que les premiers pas de la simulation ne sont pas représentatifs.

La qualité de l'eau de l'écoulement régional, entrant par la frontière gauche du modèle, a été basée sur les eaux granitiques du réservoir 'profond' ES 82 (Tableau 12).

6.2.4 Distribution initiale des phases solides

Pour les mailles correspondant aux résidus (en bleu sur la Figure 30), la phase solide initiale implantée est identique en nature et en proportion à celle définie dans le Tableau 9 et utilisée dans les simulations thermodynamiques du § 5.3.

Pour tous les autres faciès (stériles, granite sain et granite encaissant), on a considéré que la phase solide était uniquement constituée de minéraux inertes. Cette approximation simplificatrice permet de réduire considérablement le temps calcul et est justifiée par le fait que les eaux entrantes calquées sur les eaux naturelles du massif sont en quasi équilibre avec les matériaux encaissants.

6.2.5 Calage du modèle et limitations

La référence adoptée pour le calage du modèle est la situation hydrochimique actuellement observée, qui correspond à 10 à 15 ans de fonctionnement du système.

Un calage correct en temps a pu être obtenu en ajustant l'échelle des perméabilités tout en maintenant les *contrastes* entre valeurs de perméabilité des différentes formations issues du modèle hydrogéologique.

On vérifie qu'à ce prix le modèle 2D permet de rendre compte de façon à peu près correcte le fonctionnement hydrochimique du système 3D qu'il représente.

La modélisation permet dans ces conditions de prédire les principaux traits de l'évolution du système, tant pour ce qui concerne la phase solide des résidus que les eaux émises. L'échelle temporelle des phénomènes est malgré tout indicative.

6.2.6 Simulation d'évolution et suivi

Dans les différentes configurations examinées ci-dessous, l'évolution du système a été simulée pour une durée de 50 ans.

On a suivi en particulier la qualité des eaux en 4 points : à la base et au sommet du stockage des résidus, ainsi qu'aux deux exutoires. Pour la simulation de référence on a aussi examiné l'évolution de la phase solide des résidus.

6.3 Évolution des résidus et des effluents dans la situation de référence

6.3.1 La situation de référence

La situation de référence correspond à la situation actuelle du système. On simule son évolution sur 50 ans sous l'effet de l'écoulement régional qui est supposé inchangé, de même que l'agencement général du stockage et du dispositif général de drainage (les deux exutoires sont maintenus, ainsi que la communication avec les TMS à la base des résidus).

6.3.2 Évolution des résidus

Les résidus sont soumis, essentiellement à leurs frontières (cf. Figure 31), au lessivage par les eaux naturelles du massif.

Ce lessivage entraîne une dissolution progressive du gypse. Au bout de 50 ans (Figure 32), les teneurs en gypse des résidus ont sensiblement diminué sur leurs franges externes, et le gypse a totalement disparu localement (partie supérieure aval –droite- du stockage).

L'uraninite par contre (Figure 33) est toujours présente dans l'ensemble des résidus, même si marginalement sa teneur a pu diminuer très légèrement.

6.3.3 Évolution des concentrations en sulfate dans les eaux émises

L'évolution de ces concentrations est illustrée Figure 34 à Figure 37 pour les quatre points d'observation des eaux simulés par le modèle (correspondant à sommet des résidus, base du stockage, exutoire TB100, exutoire BD200).

À la base et au sommet des résidus, les concentrations se stabilisent assez rapidement respectivement autour de 400-500 mg/L, et de 200-300 mg/L, proches des valeurs effectivement observées dans les piézomètres ES 86 et ES 87 (Tableau 13). Le modèle prévoit une chute rapide et une nouvelle stabilisation des concentrations à des valeurs inférieures vers 30 ans. Ceci correspond à ce moment à la disparition totale du gypse de la partie supérieure aval du stockage, c'est-à-dire à la disparition d'une partie du terme-source sulfate.

La poursuite des simulations montre que dans cette simulation de référence la disparition de la totalité du gypse n'interviendrait que vers 500 ans, avec une chute par paliers des concentrations en sulfate émises jusqu'aux valeurs du fond hydrochimique local qui surviendrait beaucoup plus tôt (moins d'une centaine d'années).

Il est toutefois quasi-certain que l'effet de palier est simplement dû à la discrétisation du milieu et qu'il ne sera pas observable dans la réalité.

Aux exutoires profond et supérieur, la chute des concentrations est monotone, et les valeurs à 10 ans sont respectivement de 90 et 95 mg/L. Ces valeurs sont inférieures d'une centaine de mg/L à celles qui sont observées aux exutoires BD200 et TB100, mais ceci traduit probablement la contribution des eaux types verses à stériles mise en évidence au § 4.3.

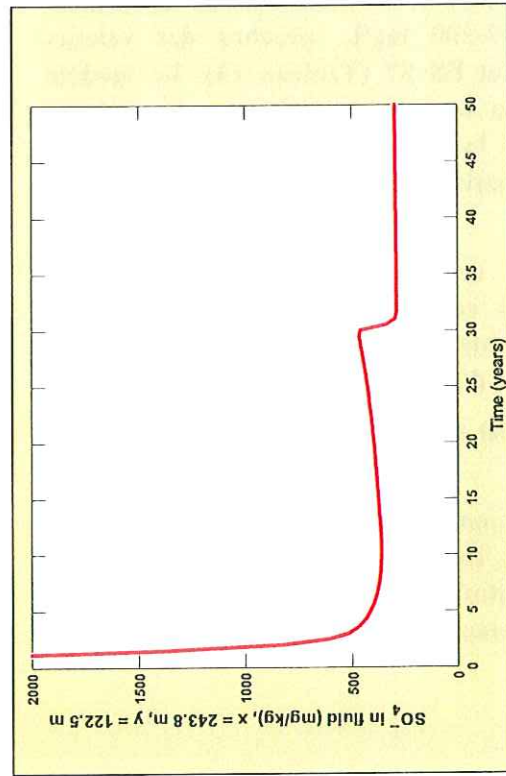


Figure 34 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate à la base du stockage

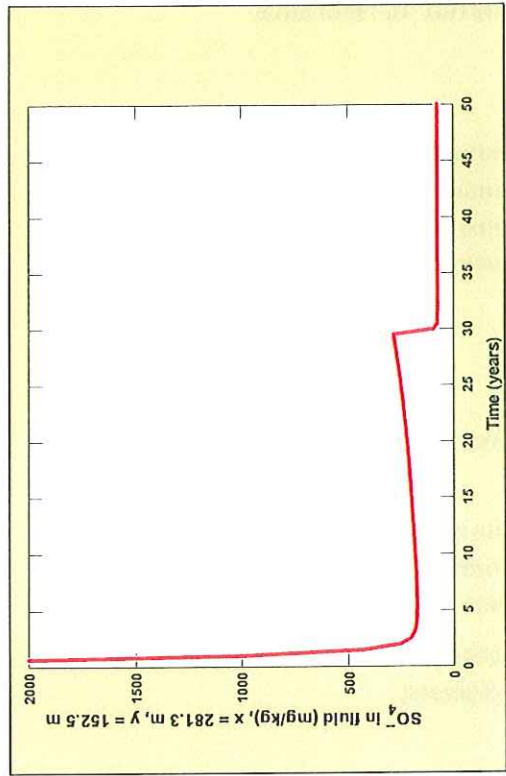


Figure 36 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate au sommet des résidus

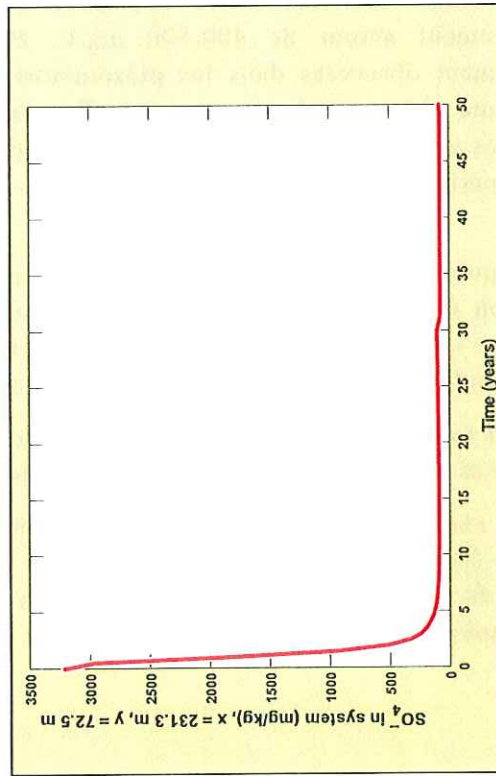


Figure 35 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire profond

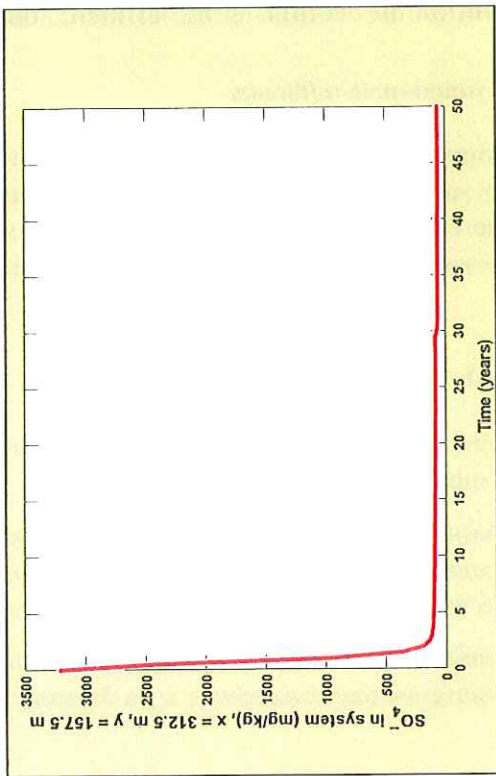


Figure 37 : Simulation de référence : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire supérieur

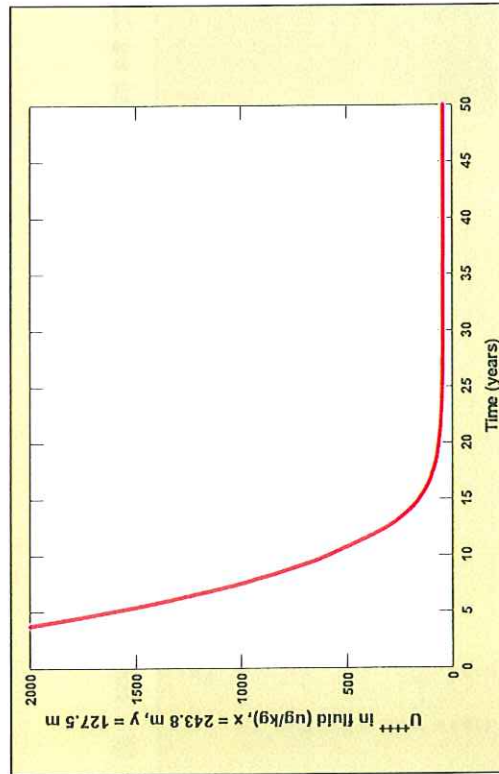


Figure 38 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium à la base du stockage

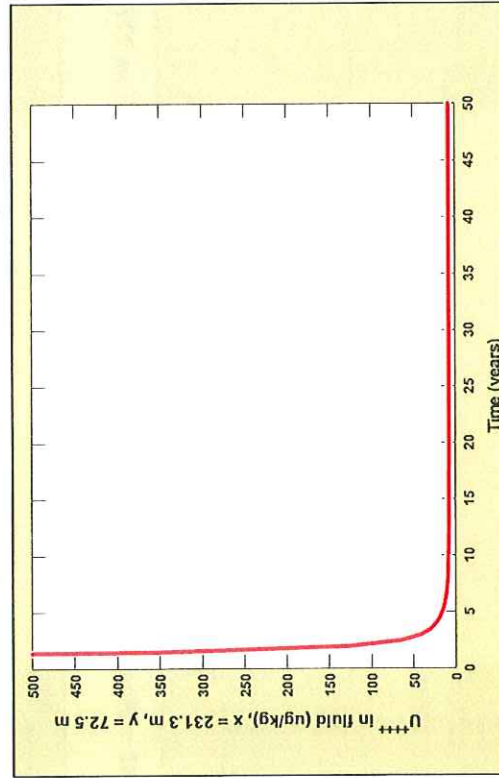


Figure 39 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire profond

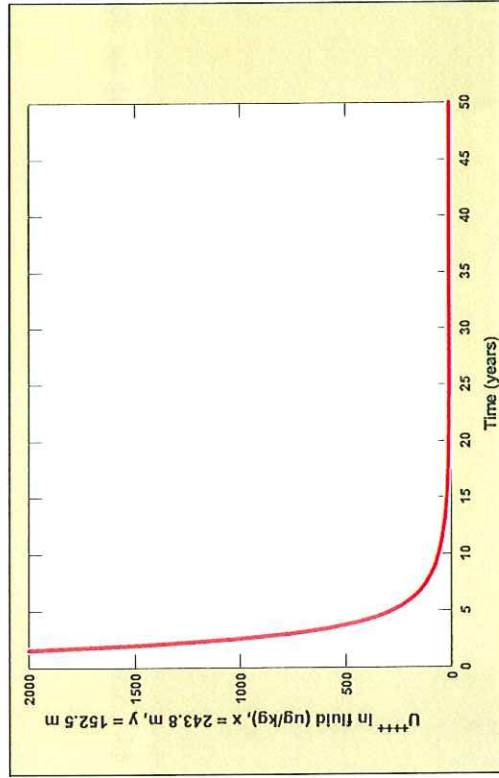


Figure 40 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium au sommet des résidus

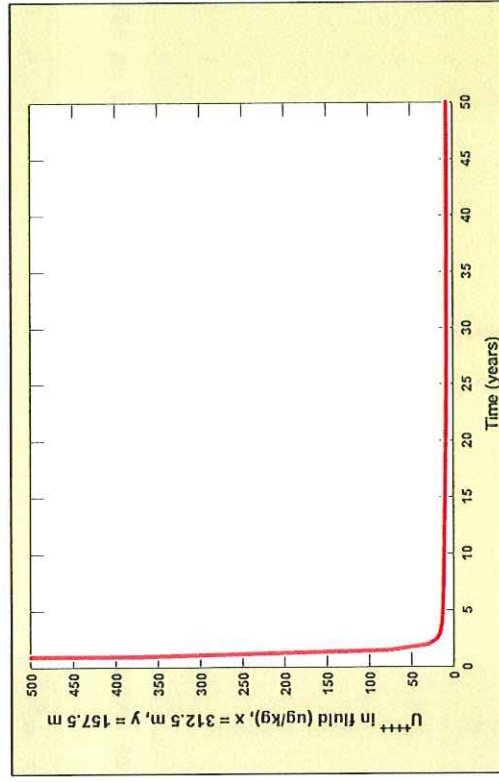


Figure 41 : Simulation de référence : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire supérieur

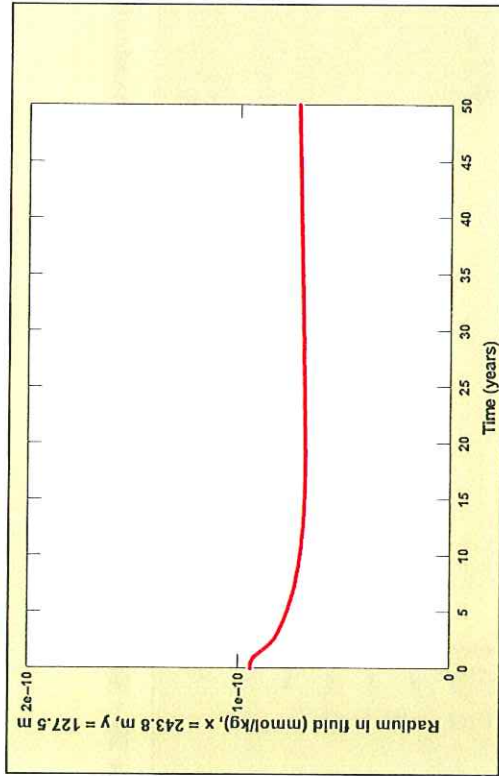


Figure 42 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra à la base du stockage

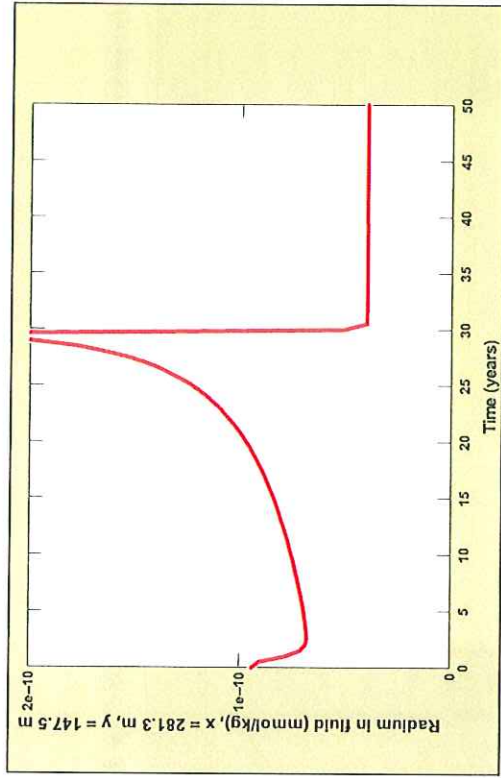


Figure 44 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra au sommet des résidus

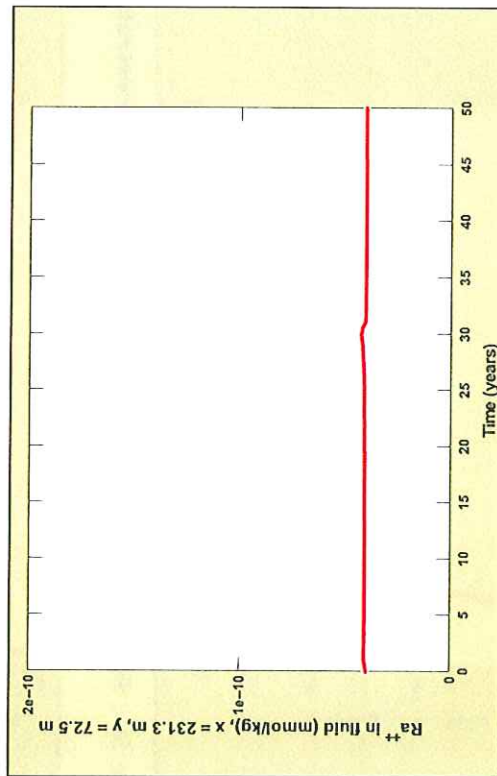


Figure 43 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra à l'exutoire profond

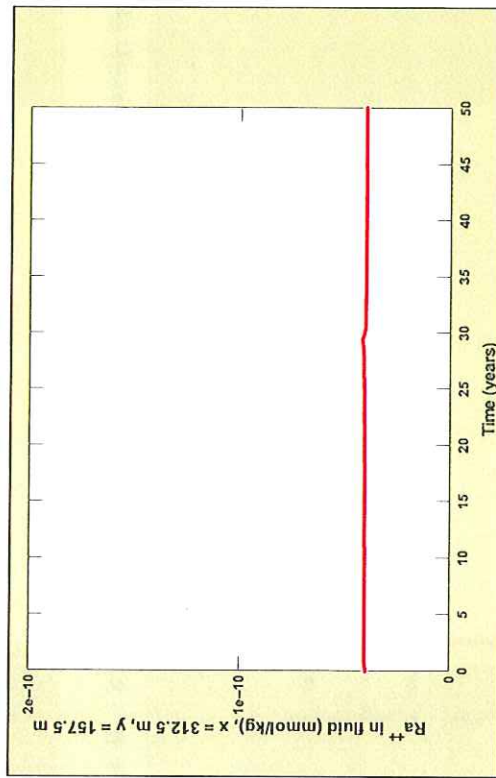


Figure 45 : Simulation de référence : évolution de l'activité en ^{226}Ra à l'exutoire supérieur

6.3.4 Évolution des concentrations en uranium dissous

L'évolution de ces concentrations est illustrée Figure 38 à Figure 41. Elle montre une chute continue des concentrations en sommet et base de stockage, avec des valeurs respectives à 10 ans de l'ordre de 500 à 600 µg/L et de 50 à 60 µg/L. Ces valeurs sont bien dans l'ordre de celles qui sont observées actuellement.

Aux exutoires profond et supérieur les concentrations prévues par le modèle décroissent aussi de façon continue mais sont encore d'un ordre de grandeur inférieur. Là-aussi, les concentrations actuelles sont nettement plus élevées ce qui révèle probablement une autre source d'uranium en solution, vraisemblablement lié principalement au terme source 'stériles miniers'.

6.3.5 Évolution des activités en radium dissous

Elles sont fournies Figure 42 à Figure 45. À la base du stockage, l'activité initiale en Ra dissous est de 0,95 Bq/L, elle a tendance à décroître et à se stabiliser vers 0,75 à 0,80 Bq/L jusqu'à la fin de la période de simulation.

Au sommet des résidus, on observe localement dans la simulation (Figure 44) une élévation de l'activité qui culmine vers 2,25 Bq/L au bout de 30 ans environ. Le comportement du radium est parallèle à celui du gypse qui en est le substrat. On retrouve ce 'flash' d'activité en radium prévu par la simulation thermodynamique au § 5.3.5. La Figure 46 montre bien la coïncidence, dans le temps et dans l'espace entre ce pic d'activité en radium et la disparition locale du gypse.

Comme dans le cas du sulfate il est toutefois probable que ce pic soit en grande partie un artefact de la discrétisation trop grossière du milieu et qu'il soit difficilement observable dans la réalité.

Aux deux exutoires, les activités apparaissent d'ailleurs très lissées et peu variables, de l'ordre de 0,5 Bq/L.

6.4 Évolution des résidus et des effluents en situations dégradées

6.4.1 But

Le but de la simulation couplée d'évolution du système en situation dégradée est d'évaluer la robustesse des tendances d'évolution de la qualité des eaux émises vis-à-vis de certaines perturbations majeurs qui pourraient survenir.

Deux scénarios dégradés principaux ont été examinés :

- Scénario 1 : perte de la liaison hydraulique entre la base du stockage et les travaux miniers souterrains sous-jacents, ce qui pourrait survenir dans le cas d'un colmatage total des drains perçant la dalle béton inférieure.
- Scénario 2 : Rupture de cette dalle et invasion des TMS jusqu'à la cote 315 par les résidus de traitement.

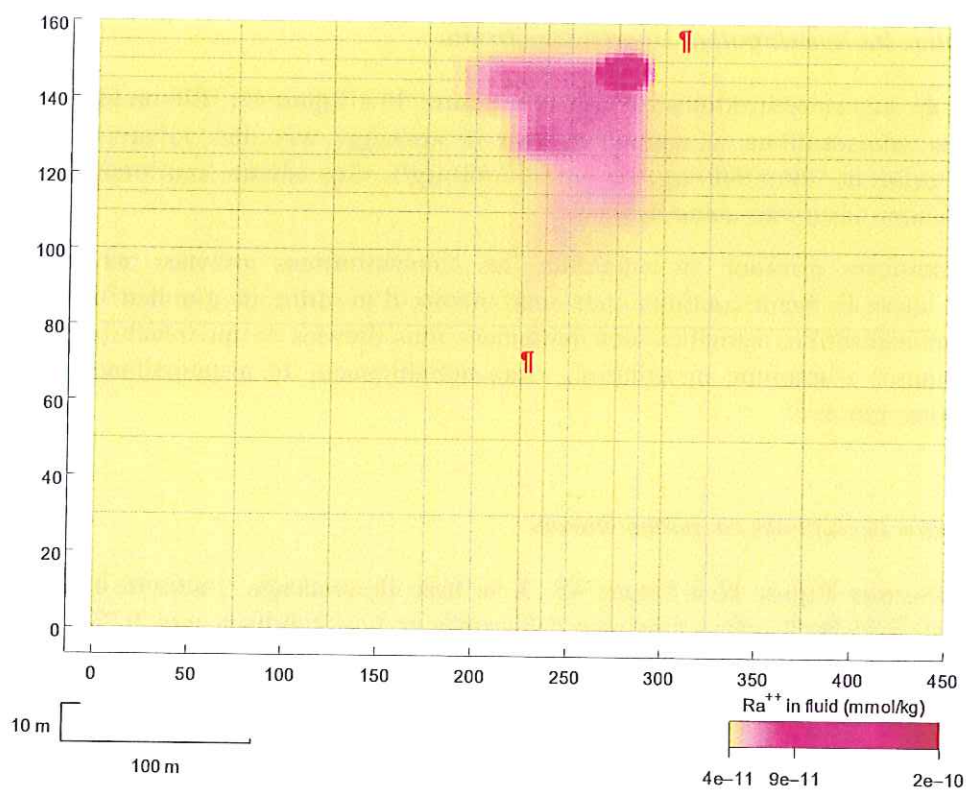


Figure 46 : Simulation de référence: distribution des activités en Ra dissous à 27 ans
(voire texte ; toujours lire 1 Bq/L pour 1.e-10 mmol/kg)

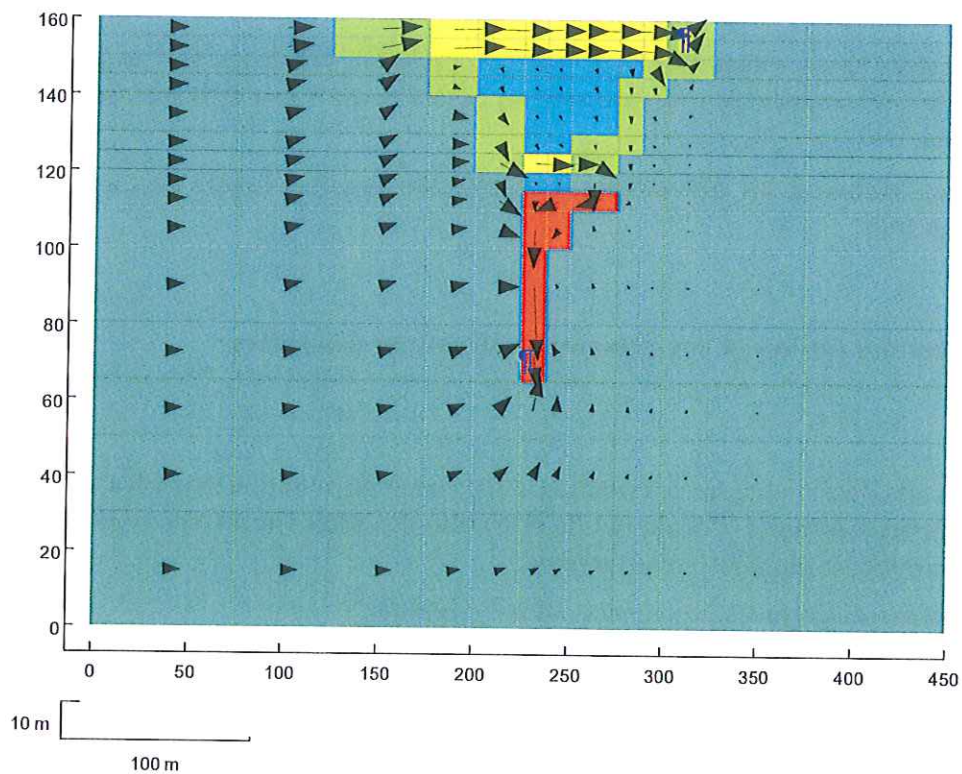


Figure 47 : Scénario dégradé n°1 : exemple de schéma d'écoulement

6.4.2 Scénario dégradé n°1 : perte de la liaison hydraulique de base

Le changement introduit dans le modèle consiste simplement à rendre imperméable la maille qui figurait la connexion unique entre la couche drainante à la base des résidus et les travaux miniers.

La configuration modélisée est illustrée Figure 47, cette figure montrant également la modification du schéma d'écoulement qui en résulte. Par comparaison avec la Figure 31, on voit que les écoulements sont effectivement modifiés localement mais qu'ils contournent pour l'essentiel la barrière que constitue la dalle, et que le schéma d'ensemble n'est finalement que très peu modifié.

L'effet sur les concentrations en sulfate et uranium et sur l'activité en Ra dissous au quatre mêmes points d'observation est illustré par les Figure 48 à Figure 59. Ces figures montrent très clairement que cette perturbation du système qui pouvait être considérée comme majeurs *a priori*, est en fait sans aucun effet perceptible ni sur les eaux observées en sommet des résidus ni sur celles collectées aux exutoires profond et supérieur.

La seule modification sensible intervient à la base des résidus où les concentrations en sulfate se trouvent diminuées, et la concentration en uranium un peu augmentée suite à la modification du schéma local d'écoulement.

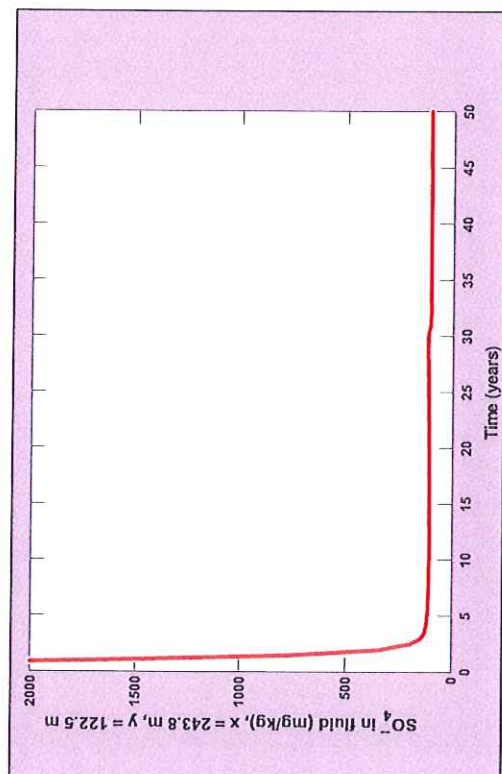


Figure 48 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate à la base du stockage

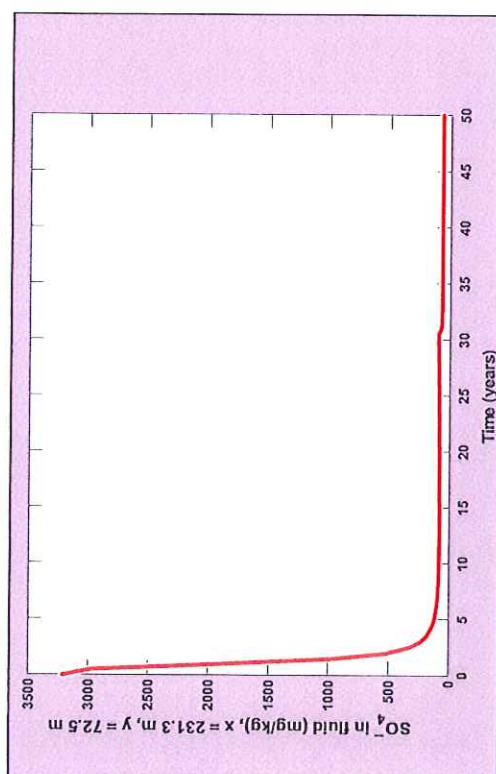


Figure 49 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire profond

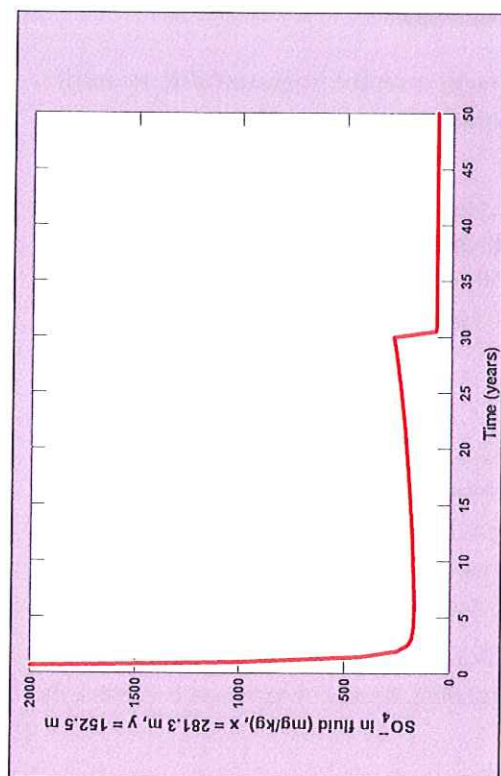


Figure 50 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate au sommet des résidus

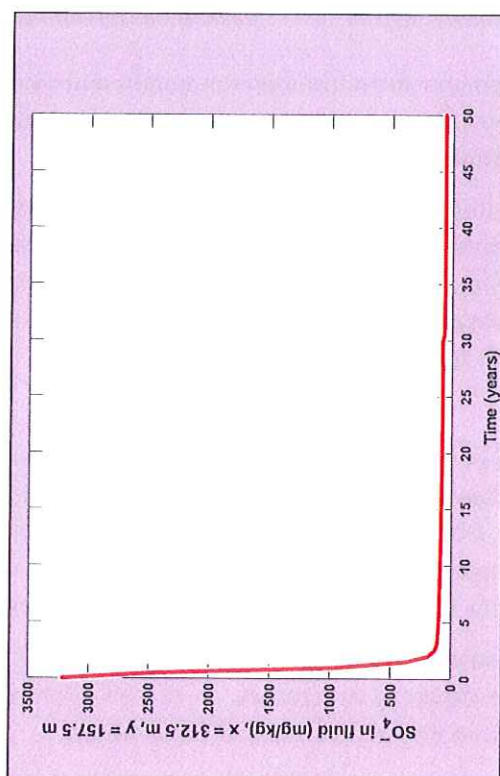


Figure 51 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire supérieur

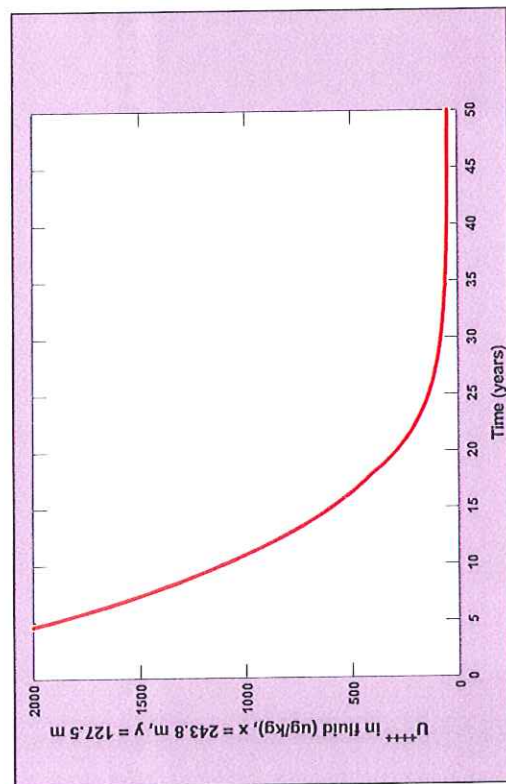


Figure 52 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium à la base du stockage

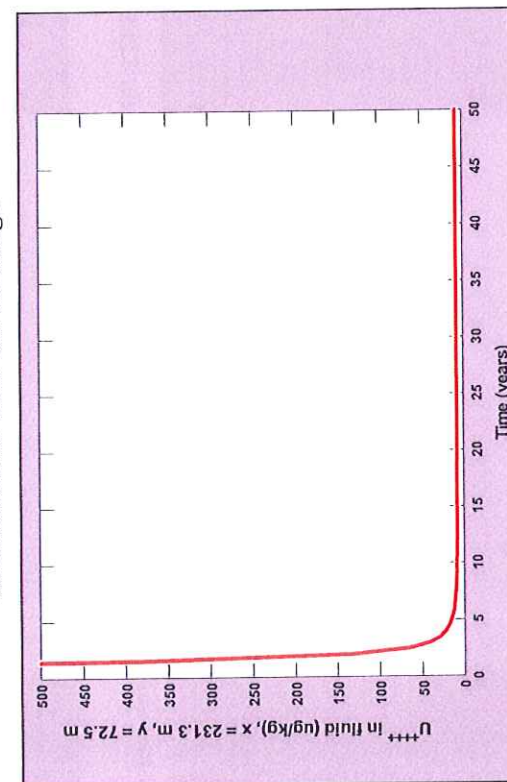


Figure 53 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire profond

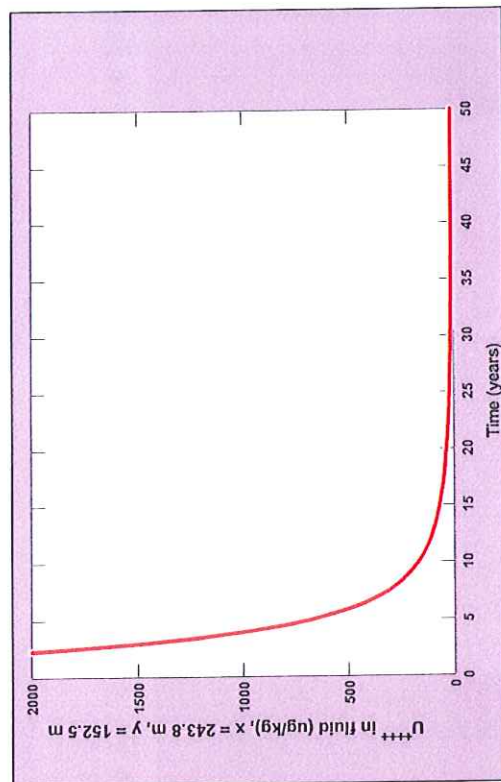


Figure 54 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium au sommet des résidus

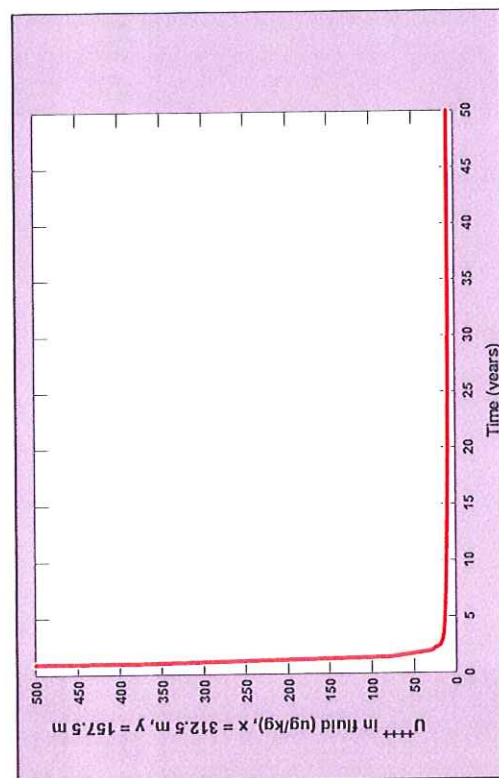


Figure 55 : Scénario dégradé n°1 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire supérieur

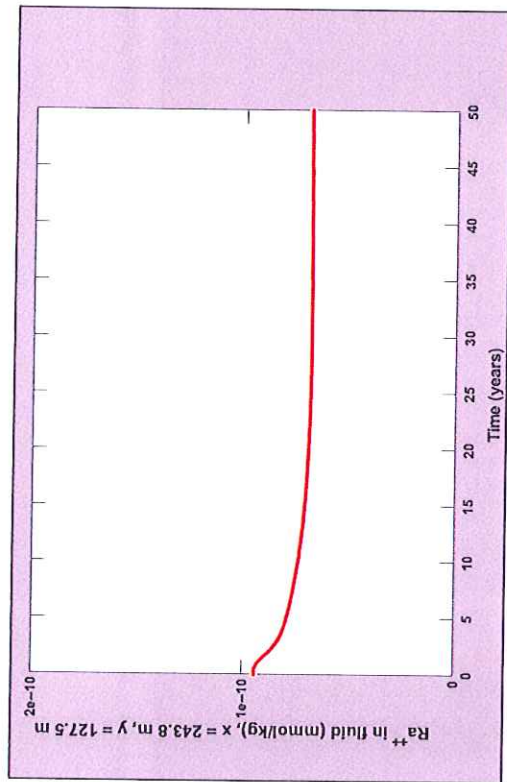


Figure 56 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra à la base du stockage

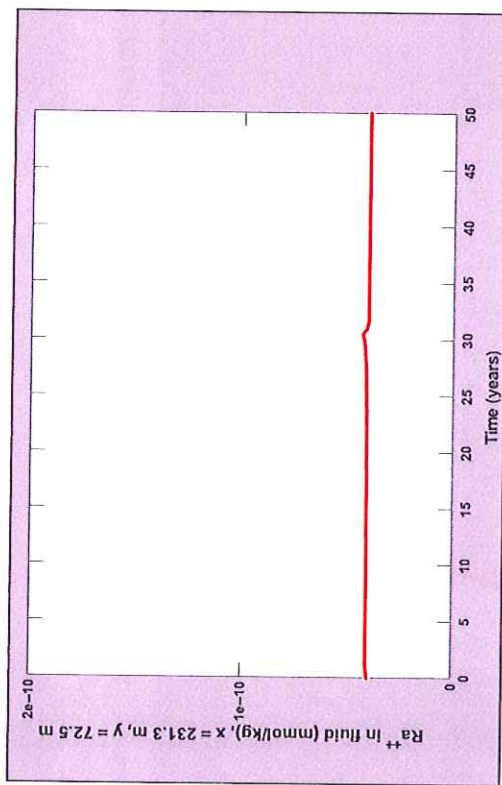


Figure 57 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra à l'exutoire profond

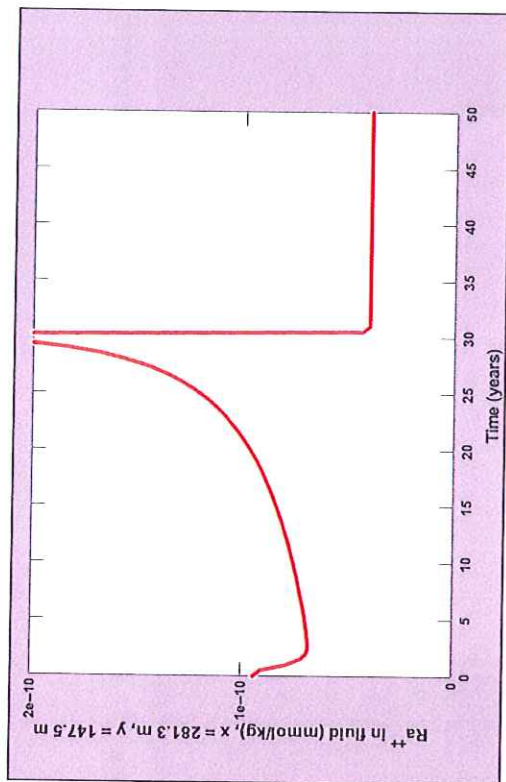


Figure 58 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra au sommet des résidus

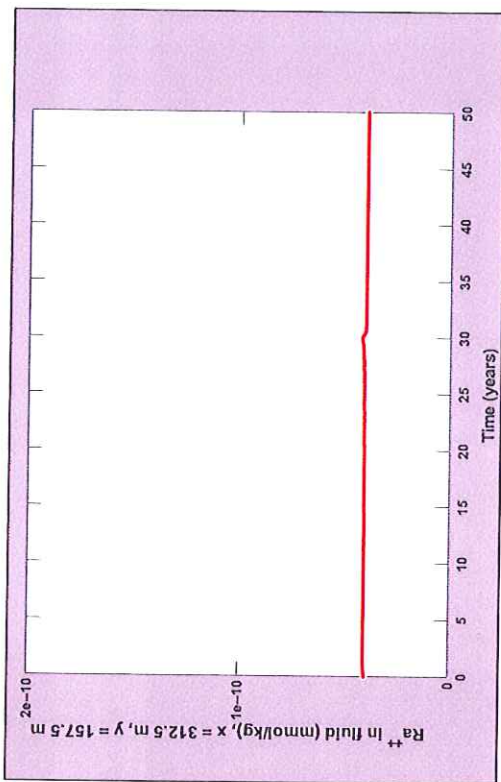


Figure 59 : Scénario dégradé n°1 : évolution de l'activité en 226Ra à l'exutoire supérieur

6.4.3 Scénario dégradé n°2 : rupture de la dalle et invasion partielle des TMS par les résidus.

Le changement introduit dans le modèle consiste à transformer en mailles 'résidus' :

- Les mailles correspondant aux travaux miniers situés au-dessus de la cote 315 m (~110 m dans le modèle)
- La maille de connexion stockage-TMS
- Une des deux mailles représentant la couche drainante de base sur la même verticale, supposée détruite à cet endroit.

La configuration modélisée est illustrée Figure 60, cette figure montrant comme précédemment la modification du schéma d'écoulement qui en résulte. Par comparaison avec la Figure 31, on voit que, là encore, les écoulements sont effectivement modifiés localement mais que le schéma d'ensemble est finalement peu modifié, même si le drainage par l'exutoire supérieur paraît un peu renforcé par rapport à celui de l'exutoire profond..

L'effet sur les concentrations en sulfate et uranium et sur l'activité en Ra dissous au quatre points d'observation est illustré par les Figure 61 à Figure 72 qui sont commentées ci-après.

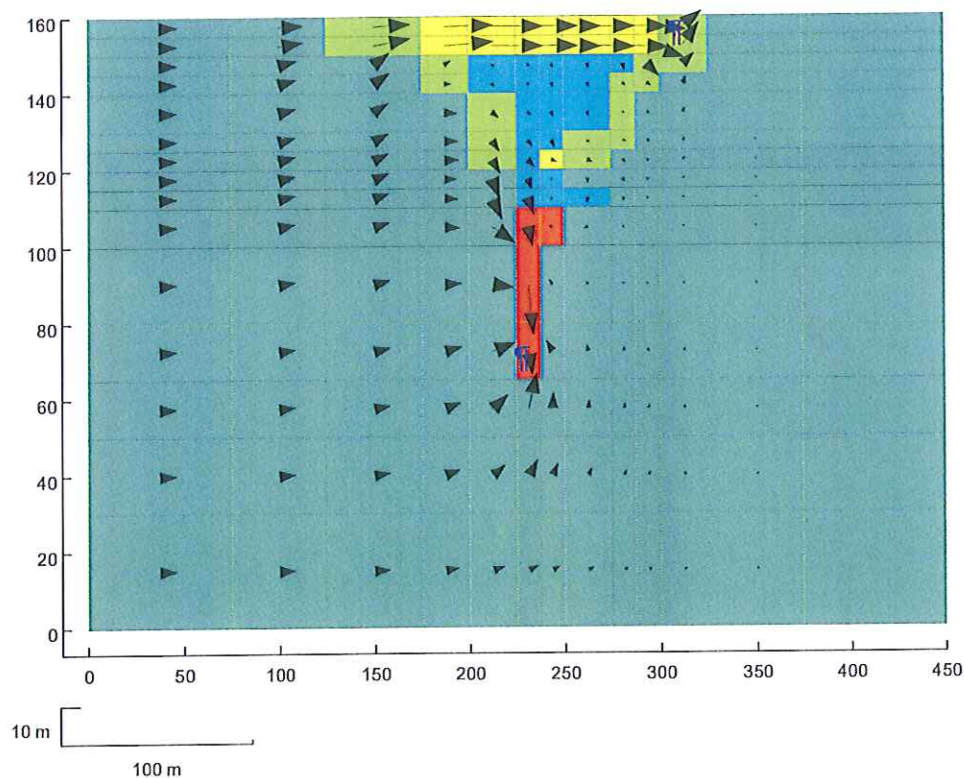


Figure 60 : Scénario dégradé n°2 : exemple de schéma d'écoulement

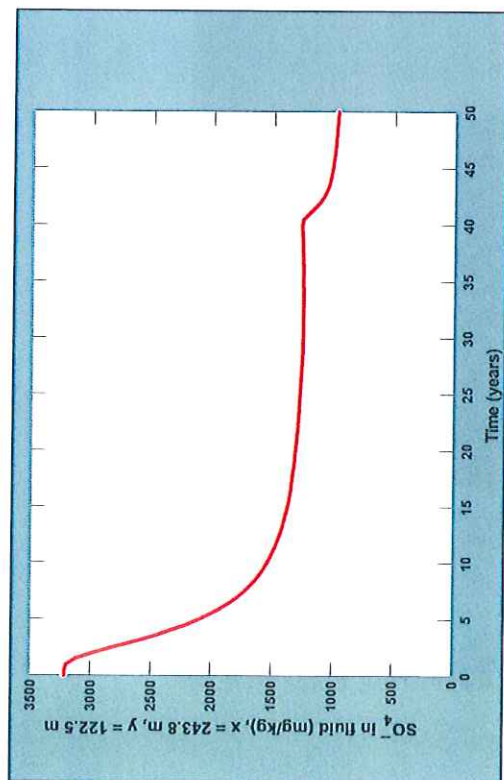


Figure 61 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate à la base du stockage

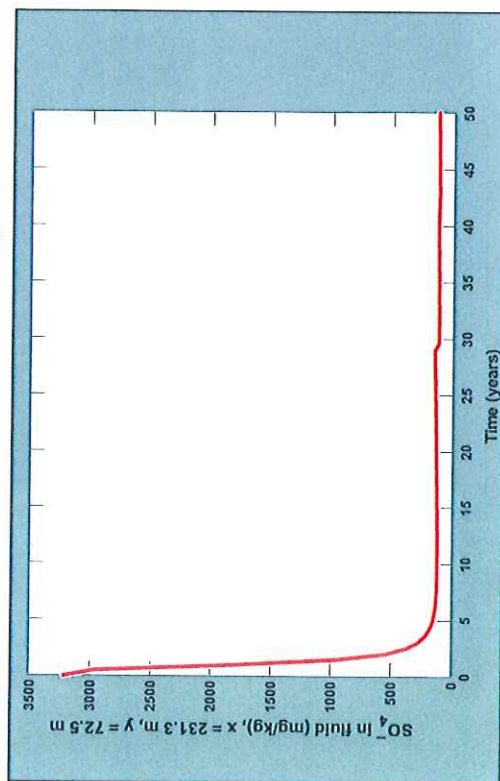


Figure 62 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire profond

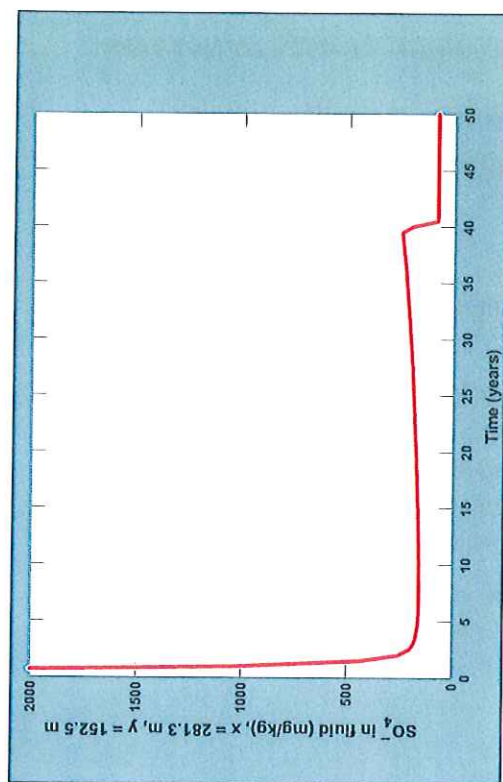


Figure 63 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate au sommet des résidus

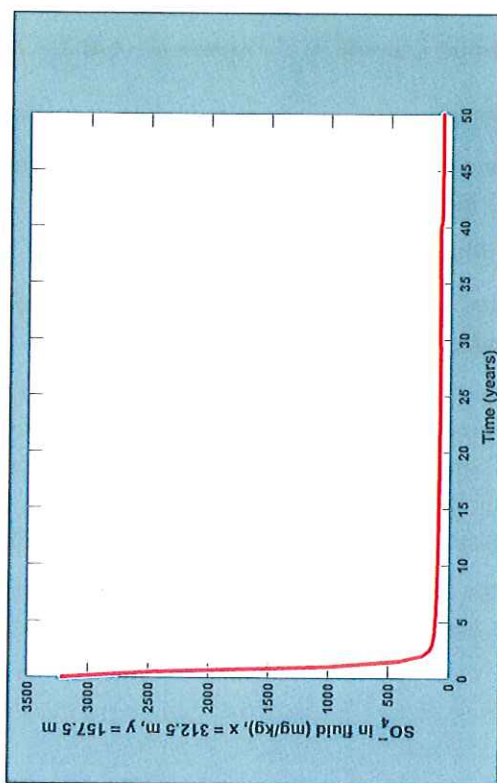


Figure 64 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en sulfate à l'exutoire supérieur

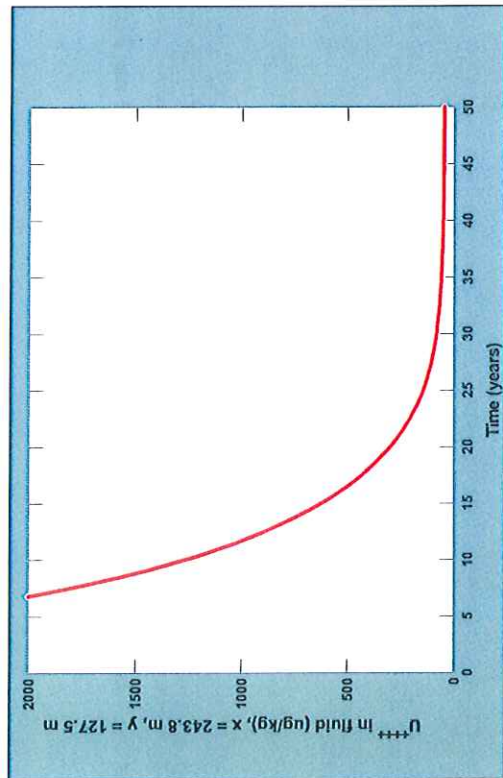


Figure 65 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium à la base du stockage

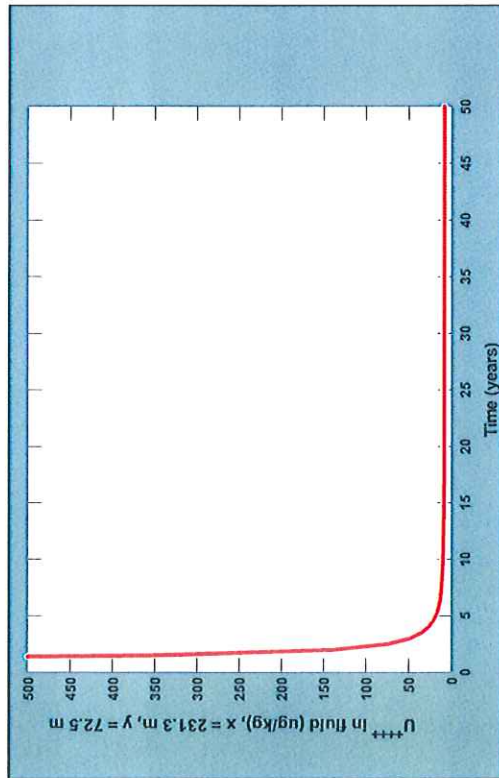


Figure 66 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire profond

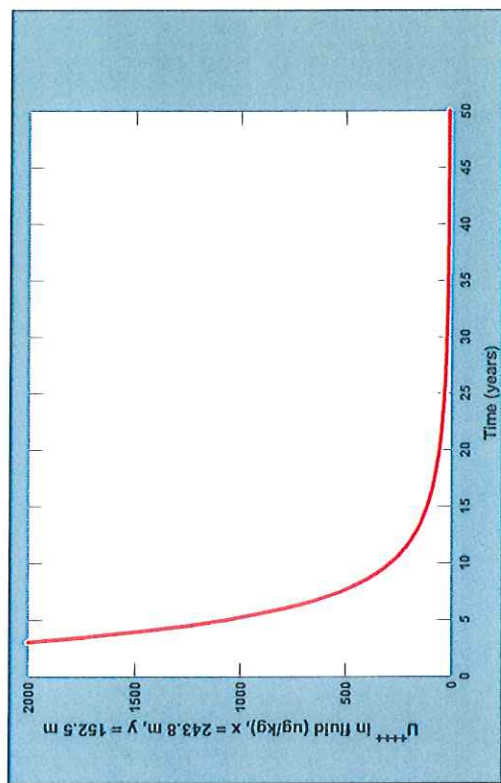


Figure 67 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium au sommet des résidus

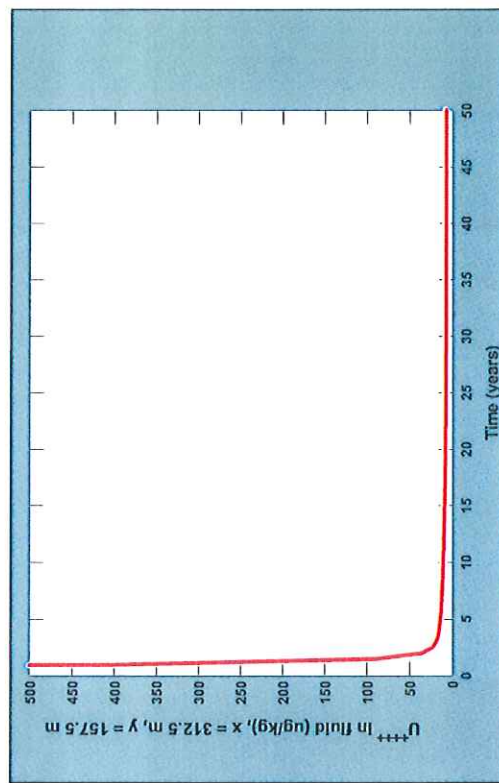


Figure 68 : Scénario dégradé n°2 : évolution de la concentration en uranium à l'exutoire supérieur

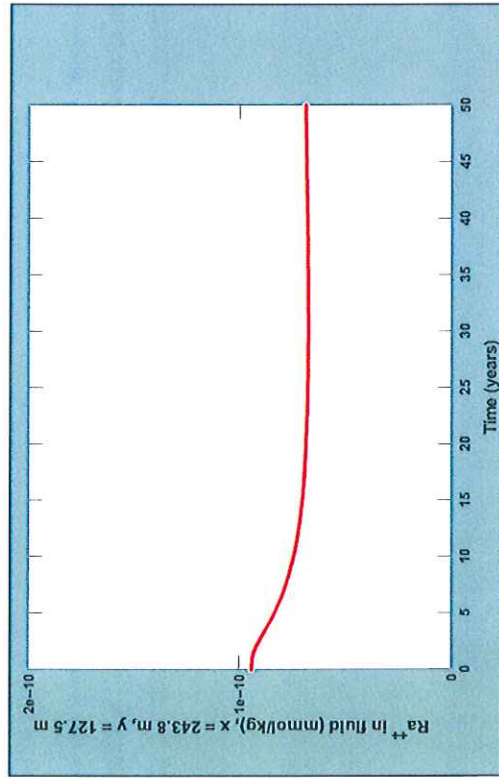


Figure 69 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en ^{226}Ra à la base du stockage

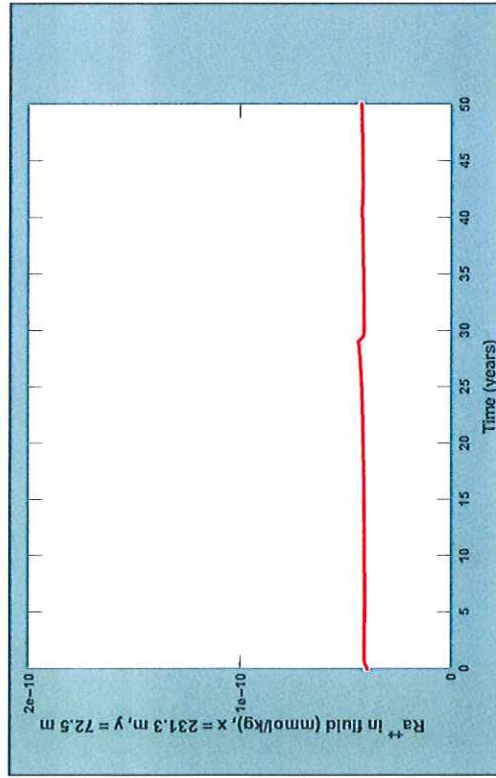


Figure 70 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en ^{226}Ra à l'exutoire profond

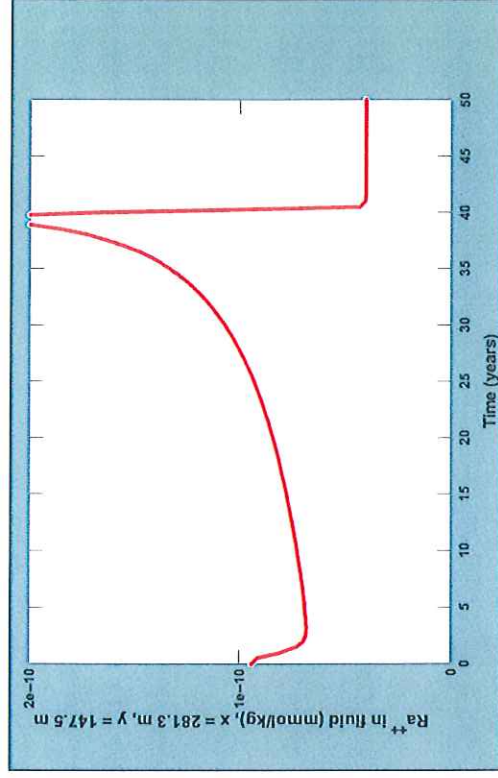


Figure 71 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en ^{226}Ra au sommet des résidus

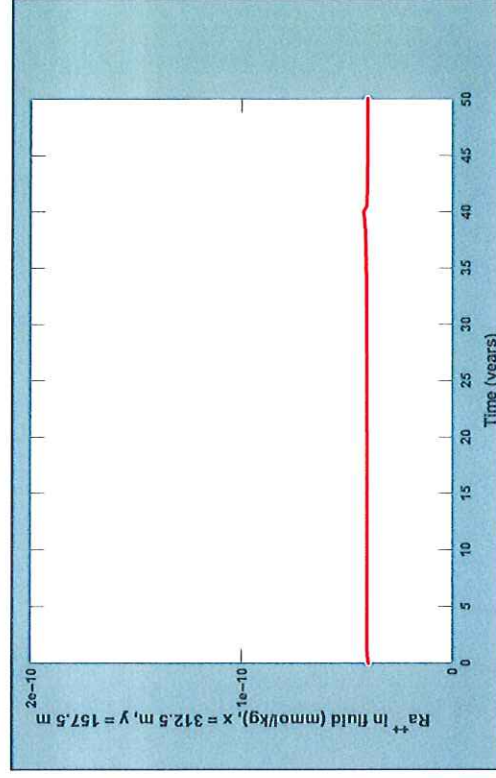


Figure 72 : Scénario dégradé n°2 : évolution de l'activité en ^{226}Ra à l'exutoire supérieur

Nous comparerons également les résultats obtenus pour ce second scénario à ceux de la simulation de référence.

Même si les écarts sur la qualité des eaux émises aux deux exutoires profond et supérieur restent pratiquement insensibles, les modifications observées à la base et au sommet du stockage sont cette fois plus importantes. On notera principalement :

- Pour les concentrations en sulfate : l'élévation importante de celles-ci à la base du stockage, et au contraire la baisse observée dans la partie haute, qui résulte de la redistribution des écoulements
- Pour les concentrations en uranium : une faible élévation de celles-ci en base, comme en sommet de stockage
- Pour les activités en radium dissous, une stabilité des valeurs simulées mais un retard dans l'apparition du pic de Ra dissous au sommet des résidus.

On peut plus généralement remarquer que les conditions de ce scénario dégradé n°2 se manifestent essentiellement par une évolution moins rapide du stockage (pic en Ra et chute du sulfate intervenant vers 40 ans au lieu de 30) qui traduit surtout un plus mauvais drainage du système, contrairement d'ailleurs au scénario n°1.

6.5 Enseignements des simulations couplées d'évolution du système

Les principaux points à retenir des ces simulations sont les suivants :

- Un modèle couplé chimie transport de ce type de système, basé sur une géométrie simplifiée mais réaliste, et sur une étude hydrodynamique et hydrochimique approfondie, permet de simuler son fonctionnement actuel de manière satisfaisante.
- Ce modèle permet de prédire avec une certaine confiance les grands traits de son évolution dans la configuration actuelle du stockage ('simulation de référence').
- La qualité des eaux émises est gouvernée par le phénomène de lessivage lent des résidus, très peu perméables, par les eaux naturelles du massif qui les 'lèchent'.
- La libération du sulfate et du radium est gouvernée par la dissolution progressive du gypse, celle beaucoup plus lente de l'uranium par le contact entre les eaux modérément oxydantes qui alimentent le système et l'uraninite résiduelle présente dans les résidus.
- Les concentrations aux exutoires sont globalement stables ou décroissantes dans le temps. Des élévations des activités en radium dissous jusqu'à 2 ou 3 Bq/L sont possibles localement et temporairement *au sein* des résidus eux-mêmes mais ne se répercuteront jamais aux exutoires du système.
- Le modèle établi a également pu être utilisé pour simuler les deux scénarios de dégradation majeure du dispositif de stockage. Ces deux scénarios s'avèrent sans effets sensibles ni sur la qualité des eaux émises par le système ni sur son évolution à moyen et long terme.

7. CONCLUSION GENERALE

En guise de conclusion générale, nous reprendrons les conclusion partielles déjà formulées au cours des chapitres précédents

7.1 Synthèse du fonctionnement hydraulique du stockage de résidus miniers de Bellezane

L'analyse qui précède permet de proposer un schéma de fonctionnement hydraulique du site de Bellezane. Ce fonctionnement résulte d'une interaction entre un réservoir minier drainé à une cote bien identifiée, un aquifère occupant un massif granitique fissuré et une excavation remblayée par des stériles et résidus miniers.

Les travaux miniers souterrains sont envoyés sur leur quasi-totalité jusqu'à la cote NGF 360 m ; ce réservoir minier montre des variations de niveau faibles, inférieures à 1 m, influencées par la pluviométrie mais aussi vraisemblablement par des instabilités mécaniques des vides miniers qui modifient les modalités de circulation des eaux dans les travaux souterrains.

Les eaux interstitielles des remblais de la MCO 105 sont en continuité hydraulique avec les eaux des TMS qui fixent leur niveau de drainage à la cote 360 NGF. Ces remblais sont très peu perméables dans leur cœur constitués de résidus miniers et assez perméables en surface et au fond lorsqu'ils sont formés de stériles. Cette hétérogénéité de perméabilité privilégie les circulations d'eau en périphérie du stock de résidus au dépens des circulations en son sein.

L'aquifère profond granitique est très peu perméable et siège de circulations localisées à la faveur de zones fracturées dont seulement un petit nombre a pu être mis en évidence dans les forages profonds disponibles. Cet aquifère granitique est localement drainé par les travaux miniers souterrains à la cote 360 NGF, sa perméabilité se trouve augmentée à la faveur de la zone endommagée engendrée par les excavations minières.

Au final, la topographie du site, la configuration des travaux miniers souterrains et la structure du stockage de résidus n'empêchent pas l'interaction entre les résidus et l'eau souterraine mais favorise la collecte des eaux polluées en minimisant les possibilités de fuites non contrôlées vers le milieu aquifère. Le confinement des résidus miniers sur ce site peut ainsi être qualifié de dynamique car il ne repose pas sur la présence d'une enceinte imperméable mais sur la possibilité de collecter et contrôler les effluents.

7.2 Scénarios d'évolution du site

Un modèle hydrodynamique et hydrodispersif bidimensionnel du site a été construit pour tenter de reconstituer les conditions du transport de polluants à partir du stock de résidus miniers contenu dans la MCO. Ce modèle a permis de reproduire les ordres de grandeur des différents flux drainés par les exutoires du site dans sa situation actuelle et de confirmer un schéma d'écoulement compatible avec les observations hydrochimiques.

Le modèle a ensuite été utilisé pour simuler les conséquences sur les flux polluants d'une évolution des conditions hydrodynamiques du site. Cinq scénarios ont été retenus :

- un scénario de détérioration de la couverture facilitant la circulation de l'eau souterraine au dessus des résidus ;

- un scénario de dégradation du drainage existant des travaux miniers souterrains pouvant conduire à une obturation totale de la galerie exutoire ;
- un scénario de déstructuration du stockage par mise en communication de la MCO avec les TMS et soutirage de résidus en profondeur ;
- un scénario climatique de réduction des précipitations ;
- un scénario d'aménagement basé sur la mise en place d'une couche imperméable en couverture du stockage.

Il a été constaté que le scénario le plus influent est incontestablement celui qui correspond à la déstructuration des résidus en ce qu'il conduit à la fois à une augmentation des flux et des concentrations aux exutoires. La mise en place d'une couverture étanche en recouvrement du stockage joue par contre un rôle minime.

7.3 Enseignements des campagnes hydrochimiques

Des résultats obtenus lors de ces campagnes hydrochimiques, on retiendra donc les principaux enseignements suivants :

- Les eaux de l'environnement naturel sont des eaux faiblement acides, peu chargées, de faciès hydrochimique bicarbonaté sodique, typiques des environnements granitiques de surface et de subsurface. Le fond hydrochimique naturel en uranium dissous est de 5 à 10 µg/L, et l'activité en 226Ra de 0,06 à 0,10 Bq/L.
- Les eaux du réservoir minier s'écartent très peu du 'trend' géochimique de ces eaux granitiques et leur qualité reste très proche des valeurs ci-dessus.
- Les marqueurs de l'activité minière sont essentiellement l'uranium et le radium, et, dans une moindre mesure, le sulfate. Les résidus constituent le terme-source majeur pour ces trois marqueurs, les verses à stériles constituant un terme-source accessoire pour le sulfate et l'uranium.
- Les eaux au cœur des résidus sont des eaux très fortement chargées, à tendance réductrice, de faciès sulfaté magnésien. Les parties supérieures et inférieures du stockage sont soumises respectivement à la percolation d'eau à dominante météorique et d'eau granitiques profondes.
- La chimie des eaux au sein du stockage et aux deux exutoires principaux (TB100, BD200) varie peu saisonnièrement et peut donc être approchée par une modélisation en régime permanent.

7.4 Enseignements sur le fonctionnement hydrochimique du stockage

La simulation hydrochimique du comportement du stockage de résidus miniers apportent plusieurs enseignements importants sur les caractéristiques et l'évolution à long terme des résidus :

- Les résidus constituent actuellement un système géochimique stable comportant une phase liquide interstitielle très minéralisée de faciès chimique sulfaté calcique, et un assemblage minéralogique en quasi-équilibre thermodynamique. Les conditions du stockage soumettent toutefois ce système à la percolation au moins locale d'eaux d'origine granitique très peu minéralisées
- Cette situation ne peut qu'entraîner une évolution à long terme des résidus avec dans un premier temps une phase de dissolution du gypse, qui entretient des concentrations relativement élevées en sulfate, calcium et magnésium, et libère le radium adsorbé du fait de la destruction progressive de ses sites de fixation.
- Après disparition totale du gypse, l'ensemble des concentrations en éléments majeurs et en métaux retombe à des valeurs proches du fond hydrochimique régional, et les résidus évoluent vers un assemblage minéral stable, où l'uranium résiduel reste fixé sous forme d'uraninite

Le rapprochement des résultats de la simulation avec la situation actuellement observée peut s'interpréter de la façon suivante :

- Le cœur du stockage des résidus apparaît géochimiquement 'figé' dans un état probablement proche de ce qu'il était lors de leur dépôt, ou du moins ne semble pas avoir subi une percolation notable ni par des eaux météoriques, ni par des eaux d'origine profonde. Ceci est cohérent avec la très faible perméabilité des résidus mise en évidence par l'étude hydrodynamique.
- La base et le sommet des résidus montrent au contraire l'évidence d'une percolation par les eaux de subsurface et d'origine profonde, révélée par une chute notable des concentrations en ions majeurs (sulfate, Ca, Mg) et en métaux (fer, manganèse et uranium).
- Le fait que les concentrations observées sont notablement plus faibles que les concentrations modélisées peut s'interpréter comme résultant d'un mélange entre eaux des résidus et eaux de subsurface pour la partie sommitale, ou entre eaux des résidus et eaux du réservoir minier pour la partie basale.
- La partie sommitale apparaît la plus évoluée et la plus diluée. Le fait que les concentrations en radium y sont néanmoins les plus élevées (deux fois plus élevées environ que dans le cœur des résidus lui-même) peut être considéré comme un effet de la dissolution totale locale du gypse.

7.5 Enseignements des simulations couplées hydrodynamiques et chimiques d'évolution du système

Un modèle couplé chimie-transport basé sur une géométrie simplifiée mais réaliste, et sur une étude hydrodynamique et hydrochimique approfondie, permet de simuler le fonctionnement actuel du stockage de manière satisfaisante. Les enseignements tirés de la modélisation couplée sont les suivants :

- Ce modèle permet de prédire avec une certaine confiance les grands traits de son évolution dans la configuration actuelle du stockage ('simulation de référence').
- La qualité des eaux émises est gouvernée par le phénomène de lessivage lent des résidus, très peu perméables, par les eaux naturelles du massif qui les 'lèchent'.
- La libération du sulfate et du radium est gouvernée par la dissolution progressive du gypse, celle beaucoup plus lente de l'uranium par le contact entre les eaux modérément oxydantes qui alimentent le système et l'uraninite résiduelle présente dans les résidus.
- Les concentrations aux exutoires sont globalement stables ou décroissantes dans le temps. Des élévations des activités en radium dissous jusqu'à 2 ou 3 Bq/L sont possibles localement et temporairement *au sein* des résidus eux-mêmes mais ne se répercuteront jamais aux exutoires du système.
- Le modèle établi a également pu être utilisé pour simuler deux scénarios de dégradation majeure du dispositif de stockage, l'un postulant la perte de la liaison hydraulique entre le stockage et les travaux miniers souterrains profonds, l'autre impliquant l'admission de résidus en profondeur. Ces deux scénarios s'avèrent sans effets sensibles ni sur la qualité des eaux émises par le système ni sur son évolution à moyen et long terme.

ANNEXES

Tableau 12 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux naturelles et du réservoir minier

Dénomination	MOUL		ES 60		ES 82-100		ES 82-140		ES 83	ES 84
Lieu	ruisseau moulin de coulerolles		piézomètre amont (pompage)		profondeur 100m préleveur pneumat.		profondeur 140 m préleveur pneumat.		réservoir minier (pneumatique)	réservoir minier (pneumatique)
Date	24/04/2008	29/09/2008	23/04/2008	30/09/2008	23/04/2008	02/10/2008	23/04/2008	02/10/2008	21/04/2008	01/10/2008
N°échantillon	5402-5403	5542-5543	5386-5387	5572-5573	5398-5399	5598-5599	5396-5397	5596-5597	5364-5365	5592-5593
Mesures de terrain										
Temp en °C	9,53	9,9	13,6	13,8	12,7	12,7	13,2	13,6	11,05	15,9
pH	6,52	6,89	6,35	6,31	6,37	6,51	6,44	6,73	5,78	5,92
Et en mV/ENH	466	235,8	319	320	481	3463	435	460	463	418
Cond en µS/cm	77,9	87,6	164,6	150,2	247	231	252	658	111,4	198
O2 dissous en mg/L	5,8	6,4	1,5		4,3		3,5		5,7	
Anions										
HCO ₃ ⁻	17,69	20,74	39,04	40,26	61	45,14	97,6	43,92	18,9	12,2
F ⁻	0,06	<0,01	1,57	1,40	1,99	2,9	2,07	2,8	0,30	2,00
Cl ⁻	6,57	9,4	6,80	6,51	6,41	5,7	6,36	6	3,94	4,56
NO ₂ ⁻	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,05	<0,01	<0,02
Br ⁻	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,05	<0,01	<0,02
NO ₃ ⁻	4,74	2,87	<0,01	0,17	7,74	1,26	7,79	1,21	2,97	1,62
SO ₄ ⁻	5,60	3,25	23,14	21,66	36,79	56,49	36,97	49,58	14,49	63,42
Cations										
Li ⁺	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	0,08	0,23	<0,01	<0,01
Na ⁺	7,46	10,19	14,23	15,3	10,15	16,17	12,24	18,38	4,25	14,20
NH ₄ ⁺	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	5,7	<0,01	<0,02
K ⁺	4,53	2,37	2,08	1,49	5,13	2,3	5,75	79,14	2,7	3,04
Mg ⁺⁺	1,38	0,79	4,07	3,48	5,28	7,15	6,35	6,72	2,57	5,1
Ca ⁺⁺	7,66	4,33	14,37	11,03	43,36	28,47	49,06	29,57	13,90	22,30
SiO ₂ (aq)	4,6	5,3	18,8	12,2	9,7	10,0	10,0	10,0	2,6	6,2
Métaux										
Fe	299	898	691	569	54,0	26,5	55,4	53,4	<1	44,9
Cu	<1	5,4	45,1	5,8	2,4	1,4	13,4	3,9	10,8	9,9
Pb	<1	2,2	<1	<1	<1	<1	<1	1,3	<1	9,7
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Zn	<15	41	807	1437	<15	41	<15	52	<15	186
Co	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Mn	35,9	17,8	378	316	184	77,2	168	61,7	91	176
Ni	<2	<2	2,5	<2	<2	4,3	<2	4,3	1,9	2,0
Al	226,4	41,0	277,9	18,6	301,0	311,1	301,1	124,0	320,6	826,7
U diss	3	7,0	5,0	4,0	6,0	6,7	8	6,4	12	8,7
U ins	<1	<1	<1	<1	2,0	2,0	8	2,0	10	4
Ra Soluble	0,04	0,04	0,84	0,76	0,27	0,20	0,38	0,40	0,12	0,29
Ra Insoluble	0,04	0,03	0,04	0,08	0,10	0,13	0,74	0,30	0,04	0,08

Tableau 13 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux des résidus

Dénomination	ES 85	ES 85 b	ES 86	ES 87	ES 88	ES 89	ES 90	SBC
Lieu	cœur résidus (pompage Wata)	2ème éch. (pompage Wata)	base résidus (pompage Wata)	sommet résidus (pompage Wata)	granite encaissant (pompage Wata)	cœur résidus (pompage Wata)	cœur résidus (pompage Wata)	(effluent boues de curage)
Date	22/04/2008 01/10/2008	22/04/2008	22/04/2008 01/10/2008	22/04/2008 01/10/2008	22/04/2008 01/10/2008	22/04/2008 01/10/2008	22/04/2008 01/10/2008	22/04/2008
N°échantillon	5366-5367 5578-5579	5374-5375	5368-5369 5580-5581	5370-5371 5582-5583	5372-5373 5584-5585	5378-5379 5586-5587	5380-5381 5588-5589	5376-5377
Mesures de terrain								
Temp en °C	11,1	10,8	11,5	10,3	10,8	12,4	12,9	11,5
pH	6,26	6,24	6,43	6,49	6,19	6,24	6,48	5,31
Eh en mV/ENH	191	167	227	351	295	131	127	413
Cond en µS/cm	6120	6630	1422	361	413	5530	5270	375
O2 dissous en mg/L	5,3	2,3	8,7	5,0	3,1	2,9	2,4	4,2
Anions								
HCO ₃ ⁻	730,8	1121,2	154,9	22,0	34,8	877,8	1174	1388
F ⁻	10,22	12,26	7,23	3,67	3,34	9,68	17,04	2,23
Cl ⁻	215,5	280,6	15,44	4,58	4,47	161,8	81,14	1,92
NO ₂ ⁻	< 1	< 1	< 0,1	< 0,04	< 0,04	< 1	< 1	< 0,04
Br ⁻	< 1	< 1	< 0,1	< 0,04	< 0,04	< 1	< 1	< 0,04
NO ₃ ⁻	< 1	< 1	< 0,1	13,72	0,92	< 1	< 1	7,93
SO ₄ ⁻	3480	4316	603,9	107,3	127,9	3128	2900	148,4
Cations								
mg/L								
Li ⁺	< 1	< 1	0,18	< 0,04	0,16	< 1	< 1	< 0,04
Na ⁺	229,0	290,1	27,60	5,68	17,15	155,0	113,0	4,2
NH ₄ ⁺	36,16	44,8	1,35	0,51	0,39	32,64	< 1	1,08
K ⁺	71,78	88,33	22,25	3,33	5,13	60,46	< 1	2,56
Mg ⁺⁺	696,4	989,4	60,45	15,30	14,06	556,1	609,2	7,00
Ca ⁺⁺	893,0	965,6	283,9	52,08	45,77	937,2	982,9	61,97
SiO ₂ (aq)	10,6	12,1	6,7	4,6	17,1	11,6	8,7	5,7
Métaux								
µg/L								
Fe	165 500	390 300	15 300	23,2	2 166	337 000	305 800	802
Cu	14,9	13,2	13,1	12,7	< 1	47,7	63,3	11,0
Pb	< 1	< 1	4,8	4	< 1	< 1	< 1	< 1
Cd	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Zn	< 15	< 15	56	38	< 15	< 15	< 15	121
Co	352,4	372,1	25,8	2,2	12,1	18,5	78,4	43,3
Mn	75 640	83 030	9 000	1 766	2 672	35 900	52 310	3 763
Ni	448,7	459,6	12,7	5,1	21,1	34,6	110,0	7,3
Al	958,3	1 115	366,2	1 030	1 056	571,7	895,2	2 438
U diss	2380,0	3 670	685	39	24	4460	4670	41
U ins	176,0	223	32	52	273	110	5900	24
Ra Soluble	0,55	0,77	0,87	1,30	0,16	0,36	0,72	0,84
Bq/L								
Ra Insoluble	17,00	25,00	7,40	11,00	1,20	8,00	15,00	0,11
Bq/L								

Tableau 14 : Caractéristiques hydrochimiques des effluents des verses, des exhaures et du rejet station

Dénomination	Verse 105			VTMS			BD 200		BD 200 Bis	TB 100		BZN 2	
Lieu	Sortie canalisation			VTMS (préleveur)			exhaure galerie		2nd prélèvement	exhaure galerie		rejet station	
Date	21/04/2008	29/09/2008	5558-5559	23/04/2008	30/09/2008	5562-5563	21/04/2008	29/09/2008	21/04/2008	21/04/2008	29/09/2008	23/04/2008	30/09/2008
N°échantillon	5358-5359	5558-5559		5388-5389	5562-5563		5354-5355	5560-5561	5360-5361	5356-5357	5566-5567	5390-5391	5564-5565
Mesures de terrain													
Temp en °C	11,1	9,8		10,6	11,5		14,2	13,4	13,2	12,4	11,3	12,6	11,9
pH	4,69	4,48		6,29	6,74		6,57	6,64	6,59	5,86	5,87	6,67	7,85
Eh en mV/ENH	431	583		466	152			448	431	419	387	442	280
Cond en µS/cm	1385	1930		474	578		782	700	862	553	811	691	853
O2 dissous en mg/L	7,1	5,1		4,4	3,3		2,5	1,3	1,9	6,2	5,2	4,6	6,2
Anions mg/L													
HCO ₃ ⁻	6,1	6,1		21,96	37,82		68,9	70,8	58,6	17,1	9,8	52,46	39,04
F ⁻	24,3	32,6		4,39	4,66		7,38	6,44	7,81	10,82	15,39	5,86	7,05
Cl ⁻	5,77	7,98		5,57	7,41		7,86	7,48	8,44	9,91	7,34	9,15	10,27
NO ₂ ⁻	<0,1	<0,4		<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,2	<0,05	<0,2
Br ⁻	<0,1	<0,4		<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,2	<0,05	<0,2
NO ₃ ⁻	32,23	34,57		11,11	1,90		5,62	1,55	6,18	14,59	12,48	6,03	5,81
SO ₄ ⁻	643,5	1 145		168,1	237,3		283,2	288,3	271,92	216,1	376,9	285,5	357,0
Cations mg/L													
Li ⁺	<0,1	<0,2		<0,04	<0,04		<0,1	0,1	0,11	0,12	0,17	0,1	<0,1
Na ⁺	15,90	33,96		11,89	21,93		14,81	18,16	16,08	8,59	19,75	31,07	46,94
NH ₄ ⁺	0,81	1,1		0,2	<0,04		1,01	<0,04	1,04	1,09	1,44	0,49	<0,1
K ⁺	6,46	6,24		4,88	4,06		13,46	10,69	14,57	4,67	5,15	11,26	8,51
Mg ⁺⁺	66,69	130,1		13,9	26,04		28,20	33,06	30,45	22,55	37,07	28,39	34,95
Ca ⁺⁺	192,1	287,7		67,12	78,19		125,1	105,1	136,6	76,54	106,1	121,3	116,6
SiO ₂ (aq)	4,1	1,4		5,3	3,7		7,1	5,5	6,7	4,9	3,3	6,2	3,0
Métaux µg/L													
Fe	238,0	839,0		22,4	76,7		6,9	12,4	<1	40,0	115,0	41,9	137,9
Cu	8,1	10,4		47,9	3,5		3,2	5,0	5,1	9,9	9,7	34,3	4,0
Pb	<1	2,5		<1	<1		<1	4,0	<1	<1	1,7	<1	4,4
Cd	<0,5	4,4		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,0	<0,5	<0,5
Zn	234	389		<15	20		<15	26	<15	110	239	<15	28
Co	60,9	51,1		2,5	<1		<1	<1	<1	17,4	10,5	3,8	4,4
Mn	4 705	9 839		346	62,1		154	86,1	169	1 769	2 570	633	878
Ni	43,0	84,0		3,8	<2		2,1	2,1	5,3	19,7	24,8	7,0	6,9
Al	13 730	45 270		1 160	1 008		465,6	757,6	738,9	4 366	9 250	519,2	272,8
U diss µg/L	277	502		245	200		568,0	632,0		274	333	319	350
U ins µg/L	1	<1		35	45		4,0	5,0		71	7	40	6
Ra Soluble Bq/L	0,28	0,25		0,23	0,32		0,68	0,71		0,43	0,55	0,22	0,15
Ra Insoluble Bq/L	0,07	0,06		0,02	0,07		0,04	0,03		0,08	0,05	0,14	0,08

Tableau 15 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux superficielles aux environs du site

Dénomination	BZN 12a	BZN 12b	BZN 12	BZN B	BZN 01	BZN 02	BZN 03	COUL
Lieu	r. Petites Magnelles aval bassin VTMS	r. Petites Magnelles amont rejet	r. Petites Magnelles sous pont aval rejet	ruisseau Petites Magnelles aval	ruisseau de Belzanes	ruisseau W BZN01 issu source ES67	ruisseau de Belzanes aval	Gartempe amont Coulerolles
Date	24/04/2008 29/09/2008	24/04/2008 29/09/2008	24/04/2008 29/09/2008	24/04/2008 29/09/2008	24/04/2008 29/09/2008	24/04/2008	29/09/2008	24/04/2008 29/09/2008
N° échantillon	5412-5413 5552-5553	5414-5415 5550-5551	5416-5417 5554-5555	5410-5411 5544-5545	5404-5405 5548-5549	5406-5407	5546-5547	5400-5401 5540-5541
Mesures de terrain								
Temp en °C	10,23	10,58	11,46	10,52	8,90	8,60	8,79	10,03
pH	5,99	5,72	6,61	6,47	6,10	4,83	6,08	6,45
Eh en mV/ENH	411	209	409	434	406	490	426	479
Cond en µS/cm	337	437	608	402	56,8	233	82,4	120,8
O2 dissous en mg/L	3,6	4,4	4,3	5,7	5,2	4,7	5,5	6,2
Anions mg/L								
HCO ₃ ⁻	23,18	150,06			11,59	4,27	15,25	35,99
F ⁻	3,53	3,29	5,28	3,62	0,16	0,91	0,13	0,1
Cl ⁻	5,5	7,57	8,55	7,88	6,07	4,18	6,75	8,75
NO ₂ ⁻	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01
Br ⁻	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01
NO ₃ ⁻	6,76	3,42	6,77	5,15	2,05	1,67	4,54	7,92
SO ₄ ⁻	132,5	70,55	256,5	175,8	4,90	77,84	10,16	3,62
Cations mg/L								
Li ⁺	< 0,04	< 0,02	0,09	0,05	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01
Na ⁺	13,2	18,69	28,54	22,13	6,67	7,95	6,49	7,35
NH ₄ ⁺	0,30	1,59	< 0,02	< 0,04	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01
K ⁺	3,92	3,46	10,00	7,96	1,42	0,6	1,85	2,93
Mg ⁺⁺	13,29	14,28	25,19	17,39	0,94	7,96	1,52	2,24
Ca ⁺⁺	62,38	46,47	111,7	78,28	3,89	27,94	7,05	1,93
SiO ₂ (aq) mg/L	3,6	3,6	4,2	4,5	3,1	4,7	4,6	4,3
Métaux µg/L								
Fe	772	23 740	63,6	33,9	107,9	110,2	100,4	277
Cu	< 1	< 1	1,3	< 1	4,5	2,9	< 1	3,6
Pb	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cd	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Zn	< 15	< 15	< 15	< 15	31	< 15	< 15	< 15
Co	< 1	< 1	< 1	3,4	< 1	< 1	< 1	< 1
Mn	260	1 090	634	284	9,5	119,2	27,1	30,7
Ni	2,6	< 2	5,1	2,6	< 2	< 2	< 2	< 2
Al	1 274	248,3	647,2	451,3	70,8	1 034	290,3	216,7
U diss µg/L	37	10	277	126	5	2	6	< 1
U ins µg/L	4	3	159	1	18	< 1	26	< 1
Ra Soluble Bq/L	0,10	0,07	0,20	0,12	0,06	0,06	0,09	0,07
Ra Insoluble Bq/L	0,04	0,09	0,27	0,03	0,08	0,03	0,04	0,04

Tableau 16 : Caractéristiques hydrochimiques des eaux souterraines aux environs du site

Dénomination	ES61-P	ES62-20	ES62-60	ES62-P	PTS 15	PTS 36	PTS 55	ES 67
Lieu	prélèvement en pompage	prélèvement profondeur 20 m	prélèvement profondeur 60 m	prélèvement en pompage	Puits chez habitant préleveur	Puits chez habitant préleveur	Puits chez habitant préleveur	source ES 67
Date	21/04/2008 5352-5353	21/04/2008 5348-5349	21/04/2008 5346-5347	21/04/2008 5350-5351	30/09/2008 5576-5577	30/09/2008 5574-5575	01/10/2008 5594-5595	22/04/2008 5382-5383
N°échantillon								
Mesures de terrain								
Temp en °C	12,6	13,7	12,92	12,62	15,8	12,2	10	10,8
pH	5,68	5,46	5,7	5,69	6,62	6,19	5,4	5,19
Eh en mV/ENH	435	443	433	431	424	457	440	409
Cond en µS/cm	110,8	98,7	153,5	125,2	484	260	73	525
O2 dissous en mg/L	3,4	3,2	2,3	3,1	2,51	4,2	4	4,8
Anions								
HCO ₃ ⁻	19,5	19,5	36,0	19,5	65	45,14	24,4	8,54
F ⁻	0,14	0,15	0,34	0,09	< 0,05	0,08	0,14	5,61
Cl ⁻	8,65	9,32	10,04	9,75	53,66	24,04	5,29	4,7
NO ₂ ⁻	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,05	< 0,02	< 0,01	< 0,05
Br ⁻	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,05	< 0,02	< 0,01	< 0,05
NO ₃ ⁻	1,45	2,33	3,02	2,39	39,04	17,07	1,34	7,39
SO ₄ ⁻	11,76	12,00	11,96	11,11	27,54	25,27	5,46	232,1
Cations								
Li ⁺	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,1	< 0,02	< 0,01	< 0,04
Na ⁺	9,68	12,00	10,78	10,22	43,25	16,89	5,64	9,36
NH ₄ ⁺	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,1	< 0,02	< 0,01	0,11
K ⁺	4,7	4,48	4,15	4,58	76,32	35,46	1,50	1,45
Mg ⁺⁺	1,47	0,95	2,08	1,71	2,83	3,72	0,69	26,07
Ca ⁺⁺	5,94	4,41	9,42	7,29	19,13	21,05	6,17	80,07
SiO ₂ (aq)	6,0	3,9	6,6	5,9	3,9	3,7	3,9	2,9
Métaux								
Fe	138,6	39,8	26,9	16,4	93,4	13,5	107,0	46,5
Cu	1,9	8,0	20,7	< 1	9,5	28,6	86,0	62,5
Pb	< 1	3,1	< 1	< 1	2	< 1	< 1	< 1
Cd	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Zn	< 15	64	70	< 15	33	< 15	< 15	< 15
Co	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mn	76	34,8	213	146	14,3	120	26,4	550
Ni	2,2	2,5	3,4	3,1	< 2	< 2	5,9	18,2
Al	48,5	68,0	42,6	31,8	39,5	300,6	474,1	7 294
U diss	5	5,0	10	10	3,6	6	2	4
U ins	6	7,2	< 1	< 1	29	< 1	< 1	< 1
Ra Soluble	0,10	0,18	0,21	0,17	0,28	0,09	0,06	0,08
Ra Insoluble	0,13	0,21	0,06	0,07	1,70	0,06	0,04	0,03

RÉFÉRENCES ET DOCUMENTS CONSULTÉS

- Ames L.L., McGarrath J.E., Walker B.A., Salter P.F. (1983) – Uranium and radium sorption on amorphous ferric oxyhydroxide. *Chemical Geology*, 40, 135-148
- Andrés C. (2008) - L'après mine, la R&D en support. Présentation à la Commission Nationale d'Évaluation, 08 octobre 2008.
- Bassot S., Mallet C., Stammose D. (2001) – Experimental study and modeling of the radium sorption onto goethite. *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, Materials Research Society, 663, 1081-1089.
- Bethke C.M. Yeakel S. (2008) – The Geochemist's Workbench® Release 7.0 Reference Manual. University of Illinois.
- Oudiz A., Cessac B., Brenot J., Maigné J.-P., Santucci P., Robé M.-C., Charbonneau P. (2001) - Guides techniques / Guide méthodologique / Gestion des sites industriels potentiellement contaminés par des substances radioactives Institut de Protection et de Sureté Nucléaire, (http://www.ipsn.fr/activites/environnement/guide_methodo/xaresum.pdf), 110 p. + annexes
- Rouillon Ch. (1999) – Radioactivity in uranium exploration and mining. *Mine Gamma Technology*, Rapport n° TD2007E0, 34 p.
- Schmitt J.-M., Lagneau V. (2002) - Projet d'exploitation par lixiviation in situ (ISL) du champ uranifère KATCO de Muynunkum (Kazakhstan) : Modélisation prévisionnelle de l'impact environnemental post-exploitation. *Rapport Armines*, LHM/RD/02/39, 77 p + Annexes
- Schmitt J.-M., Lagneau V. (2004) – Modélisation de l'impact prévisionnel de l'exploitation par ISL du gisement uranifère de Tortkuduk (Kazakhstan). Rapport Armines, LHM/RD/2004/45, 79 p.
- Somot S. (1997) – Radium, uranium et métaux dans les résidus de traitement dynamique, acide et alcalin, de minerais d'uranium. Thèse Doctorat, Université Nancy I, 365 p.

