

RAPPORT D'ÉTUDE
DRS-16-157108-05017A

01/06/2016

**Réponse aux sollicitations de l'Autorité
Environnementale et du tiers expert**

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

Réponse aux sollicitations de l'Autorité Environnementale et du tiers expert

Direction des Risques du Sol et du Sous-sol

MDPA

PREAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

Autres personnes ayant contribué à cette étude : Stéphane LAFORTUNE, Fabrice QUIOT, Frédéric POULARD, Corinne HULOT, Eric THYBAUD, Benoît SCHNURIGER, Mehdi GHORECHI

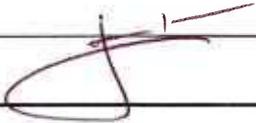
	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Jean-Claude PINTE	Philippe GOMBERT	Mehdi GHOREYCHI
Qualité	Ingénieur géotechnicien Direction des Risques du Sol et du Sous-sol	Ingénieur hydrogéologue Direction des Risques du Sol et du Sous-sol	Directeur des Risques du Sol et du Sous-sol
Visa			

Table des matières

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS.....	5
2. MODÉLISATION DU NOUVEAU TERME SOURCE - IMPACT SUR LA NAPPE – INCERTITUDE ET RISQUES SANITAIRES	7
2.1 Modélisation du terme source et représentation graphique de l'impact sur la nappe	7
2.1.1 Modélisation du terme source selon les trois scénarios d'origine	7
2.1.2 Impact potentiel du stockage sur la ressource en eau.....	9
2.2 Affinage de la représentation graphique par interpolations des valeurs.....	16
2.3 Incertitudes – Transfert dans l'air – ERS lié aux usages de l'eau	22
2.3.1 Incertitudes et facteur de sécurité.....	22
2.3.2 Transfert dans l'air	24
2.3.3 Evaluation des risques sanitaires liés aux usages de l'eau	25
3. ANALYSE DES RÉSULTATS DES ESSAIS SUR LE PYRAL	27
3.1 Caractéristiques du déchet avant traitement.....	27
3.2 Caractéristiques du pré-traitement avant livraison sur le site de StocaMine	28
3.3 Conditions d'acceptation des déchets sur le site de StocaMine.....	29
3.4 Etude de la neutralisation du Pyral.....	30
4. ANALYSE DE LA DÉGRADATION D'UN BARRAGE ET IMPACT SUR LA NAPPE.....	33
4.1 Modes de dégradation envisageable.....	33
4.2 Impact de la dégradation d'un facteur 10 de la perméabilité d'un barrage ..	34
5. EXPLICITATION DE LA MÉTHODE DE CALCUL CONVERGENCE/CONSOLIDATION	35
5.1 Phénomènes régissant le risque de pollution de la nappe	35
5.1.1 Mécanismes pris en compte dans les études antérieures à celles de l'INERIS	35
5.1.2 Mécanisme prépondérant pris en compte par l'INERIS	36
5.2 Scénario retenu pour l'évaluation du risque de contamination de la nappe	37
5.3 Modélisation du transport des contaminants	39
5.4 Estimation des ordres de grandeur intervenant dans une analyse quantitative du risque	40
6. RÉFÉRENCES	49
7. ANNEXES.....	51

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS

Le présent document est établi à la demande de MDPA en réponse aux questions de l'Autorité Environnementale (AE) et du tiers expert (TE) sur le dossier de demande d'autorisation de stockage illimité de Wittelsheim, synthétisées par MDPA dans le Tableau 1, transmis le 21 avril 2016.

Tableau 1 : Synthèse des questions de l'AE et de la TE

 MEMOIRE MDPA EN REPOSE AUX DEMANDES DU PREFET SUITE AVIS DE L'AUTORITE ENVIRONNEMENTALE ET RAPPORT TIERCE EXPERTISE			
OBJET	CORRESPONDANCE TIERCE EXPERTISE	CORRESPONDANCE AUTORITE ENVIRONNEMENTALE	QUI ?
Terme source - Arsenic : environnement local témoin - Antimoine et chrome : transfert dans l'air - Incertitude pour terme source - Impact nappe avec bulle de pollution dépassant la potabilité	Actualisation du dossier avec résultats de la nouvelle évaluation des quantités	- Préciser le terme source - Procéder à des analyses quantitatives de l'ensemble des éléments traces métalliques sur quelques lots représentatifs - Evaluation des risques sanitaires hydriques ou à défaut de justifier l'absence de prise en compte de ce compartiment	- Etude INERIS terme source + estimation incertitude + impact sur nappe - MDPA : expliciter situation après déstockage (donc parler des problèmes de déstockage pour aboutir à une situation mini et situation maxi) - ARTELIA : bulles suivant flux massique de polluant
Composés organiques et Phytosanitaires - Le labo travaille sur la détection du Ziram et sa solubilité dans la saumure	Etude de la neutralisation du Pylal, c'est-à-dire de la destruction du Ziram contenu dans le Pylal	- Justifier par des données précises l'absence de prise en compte de composés organiques persistants	INERIS produit une étude complémentaire et justification non prise en compte de composés organiques persistants
Dispositif de confinement	- Caractère confinant du toit du stockage - Objectif du remblaiement du stockage	L'AE recommande de consolider les informations concernant l'efficacité de la barrière de confinement Impact et probabilité d'une rupture de barrière (ce cas nous semble absolument improbable car les barrages sont des ouvrages très conséquents mais on peut étudier une défaillance via l'EDZ comme présentée au COPIL en avril 2011	MDPA rédige 1 présentation du dispositif de confinement en s'appuyant sur les mesures d'IBEWA et sur études ITSCA, ERCOSPLAN et Dr FREYER. INERIS : Evaluer l'impact sur la nappe de la dégradation d'un barrage. - Scénario avec barrages simples déjà évoqué en 2011 (pas assez performants pour retarder la sortie de saumure polluée de 1 000 ans).
Evolution des vides miniers, données et observations disponibles	Prendre en compte une approche détaillée fondée sur les données et observations disponibles (valeur du taux de convergence et distribution en fonction de la profondeur)		INERIS : expliciter méthode de calcul pour la rendre compréhensible.
Mesures de suivi	Suivre l'évolution de l'ennoyage (forage profond + suivi) comparée aux modélisations réalisées.	L'AE recommande de préciser le dispositif de suivi	INERIS : Modélisation ennoyage secteur ouest pour sondage profond ARTELIA : Modélisation ennoyage secteur ouest pour suivre sondage profond.

Pour préparer la réponse aux questionnements de l'Autorité Environnementale et du tiers expert, une réunion téléphonique s'est tenue le 26 avril 2016.

Le présent document apporte les réponses aux items 1 à 4 décrits ci-dessus. Chaque item est traité dans un chapitre particulier.

2. MODÉLISATION DU NOUVEAU TERME SOURCE - IMPACT SUR LA NAPPE – INCERTITUDE ET RISQUES SANITAIRES

2.1 MODÉLISATION DU TERME SOURCE ET REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DE L'IMPACT SUR LA NAPPE

2.1.1 MODÉLISATION DU TERME SOURCE SELON LES TROIS SCÉNARIOS D'ORIGINE

Suite à la réévaluation des quantités d'éléments issues des analyses des déchets réalisées dans le cadre de la tierce expertise, MDPA a sollicité l'INERIS pour modéliser la composition du terme source à partir de ces nouvelles quantités (données transmises à l'INERIS par MDPA) et selon les mêmes hypothèses que lors des modélisations précédentes¹.

Trois scénarios de retrait ont été demandés pour ce nouveau travail :

1. Scénario avant déstockage : 0% de retrait de la masse de mercure en place ;
2. Scénario dit « 93% » : retrait d'environ 93% (95% précisément selon l'inventaire 2016) de la masse de mercure originellement en place ;
3. Scénario dit « 56% » : retrait d'environ 56% (57% précisément selon l'inventaire 2016) de la masse de mercure originellement en place.

MDPA a fourni à l'INERIS les projections des quantités de déchets résiduels en place pour chaque scénario.

Calculs du terme source pour chacun des 3 scénarios

En dehors des inventaires de déchets mis à jour avec les nouvelles données fournies par MDPA, les hypothèses de calcul du terme source pour chacun des trois scénarios sont identiques à celles retenues dans les travaux de Hennebert (2010) et de Hennebert et Quiot (2013).

Résultats

Les calculs ont été effectués pour le scénario avant déstockage et les deux scénarios de retrait. Les concentrations calculées sont présentées dans le Tableau 2 et la Figure 1 (par concentration croissante, en grammes par litre, pour le scénario avant déstockage). À noter que les éléments Ag et Bi, qui apparaissaient dans les calculs réalisés en 2010 et 2013, ne figurent plus dans l'inventaire 2016.

¹ Par rapport aux scénarios étudiés en 2011 et 2013.

Tableau 2 : Concentrations en g/l du terme source calculées pour les différents scénarios considérés

Élément	Scénario avant déstockage	Scénario dit « 93% »	Scénario dit « 56% »
Bi	Absent de l'inventaire 2016		
Ag	Absent de l'inventaire 2016		
Pb	2,1E-07	2,1E-07	2,1E-07
Cu	6,6E-07	1,3E-06	9,3E-07
Ni	7,2E-07	1,2E-03	1,2E-03
Ba	6,1E-06	5,6E-06	5,8E-06
Co	1,1E-05	2,2E-02	1,7E-03
As	4,5E-04	4,9E-04	4,7E-04
Sb	1,0E-03	1,0E-03	1,0E-03
Cd	2,3E-03	1,1E+00	9,1E-02
CN	7,7E-01	9,6E-01	8,7E-01
Hg	4,5E+00	2,8E-01	2,2E+00
Cr	5,6E+00	6,7E+00	6,1E+00

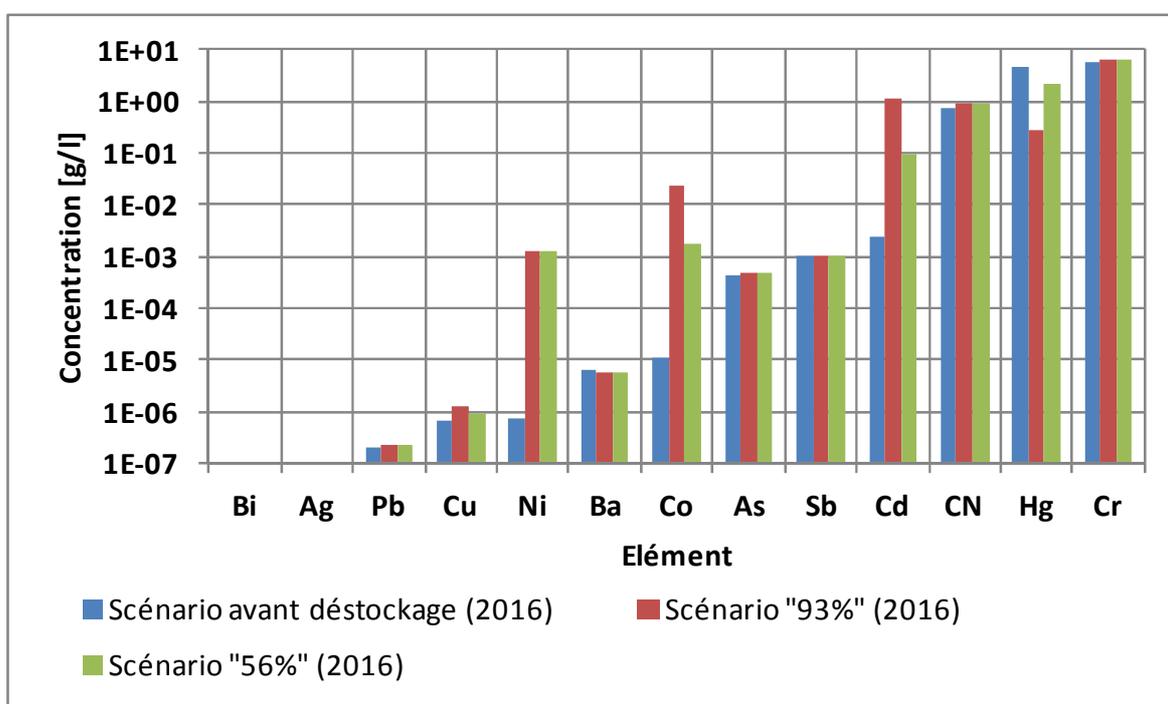


Figure 1 : Concentrations en g/l du terme source calculées pour les différents scénarios considérés

Conclusions

Les résultats obtenus avec les nouvelles quantités de déchets vont dans le sens des observations réalisées lors des travaux antérieurs, notamment en ce qui concerne l'importance du rapport entre les cyanures et le mercure : si le mercure est déstocké de telle sorte que du cyanure se retrouve en excès par rapport au mercure, le cyanure va aller complexer d'autres métaux et donc **augmenter** leur concentration dans le terme source.

Le **scénario dit « 93% »** réduit d'un ordre de grandeur la concentration en mercure du terme source, alors que la concentration en cyanure reste à peu près stable. Le cyanure non complexé avec Hg se complexera alors avec Cd, Co et Ni, ce qui conduira à une augmentation d'environ 3 ordres de grandeur des concentrations de ces éléments dans le terme source.

Le **scénario dit « 56% »** divise par 2 la concentration en mercure du terme source, alors que la concentration en cyanure reste à peu près stable. Le cyanure non complexé avec Hg se complexera alors avec Cd, Co et Ni, ce qui conduira à une augmentation d'environ 2 à 3 ordres de grandeur des concentrations de ces éléments dans le terme source.

2.1.2 IMPACT POTENTIEL DU STOCKAGE SUR LA RESSOURCE EN EAU

Au regard des nouvelles données disponibles quant aux masses à considérer selon les différents scénarios et de l'estimation du terme source qui en découle, l'INERIS a également réévalué l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau.

En effet, ces nouvelles données d'entrée ont été utilisées pour le calcul des concentrations en cas de dispersion dans la nappe alluviale d'Alsace selon les scénarios suivants : non déstockage, déstockage partiel à 56% ou 93%. Basés sur le terme source que constituera la saumure présente dans le stockage (StocaMine) suite à l'ennoyage des vides miniers, différents modèles de transfert et simulations ont permis d'estimer l'impact potentiel de l'arrivée de cette saumure contaminée au sein de la nappe d'Alsace. Ces modèles sont décrits dans le précédent rapport de l'INERIS sur ce thème (cf. chapitre 6 de Quiot, 2012).

A partir de ces modèles, les calculs actualisés ont intégré les nouvelles masses dont, en particulier, celle du mercure (Hg) qui est passée, avant le début des opérations de déstockage, de 54 t à 25,7 t : ces nouvelles masses donnent les concentrations calculées dans le Tableau 2.

Les résultats sont reportés ci-après pour les différents éléments considérés et pour le scénario d'épanchement retenu *in fine*, à savoir : un épanchement à 1000 ans par les 5 puits de la mine Amélie et par le fond de la nappe d'Alsace (couche aquifère inférieure, c'est-à-dire couche 3 du modèle de transfert en nappe du BRGM). Comme cela a été précisé dans le rapport INERIS en 2012 (Quiot, 2012), on rappelle que - dans l'hypothèse d'une sortie de saumure par un nombre plus faible de puits (à savoir, Joseph et Else) - la concentration d'une substance donnée est plus grande et peut être estimée proportionnellement aux débits de sortie. A titre indicatif, en supposant identiques les débits de sortie des différents puits (hypothèse discutable), la concentration en tout point et à un temps donné, est multipliée par 2,5 si la saumure contaminée sort par 2 puits au lieu de 5.

Les résultats pour la couche inférieure (couche 3), niveau d'injection de la saumure contaminée en nappe, sont synthétisés sur la Figure 2.

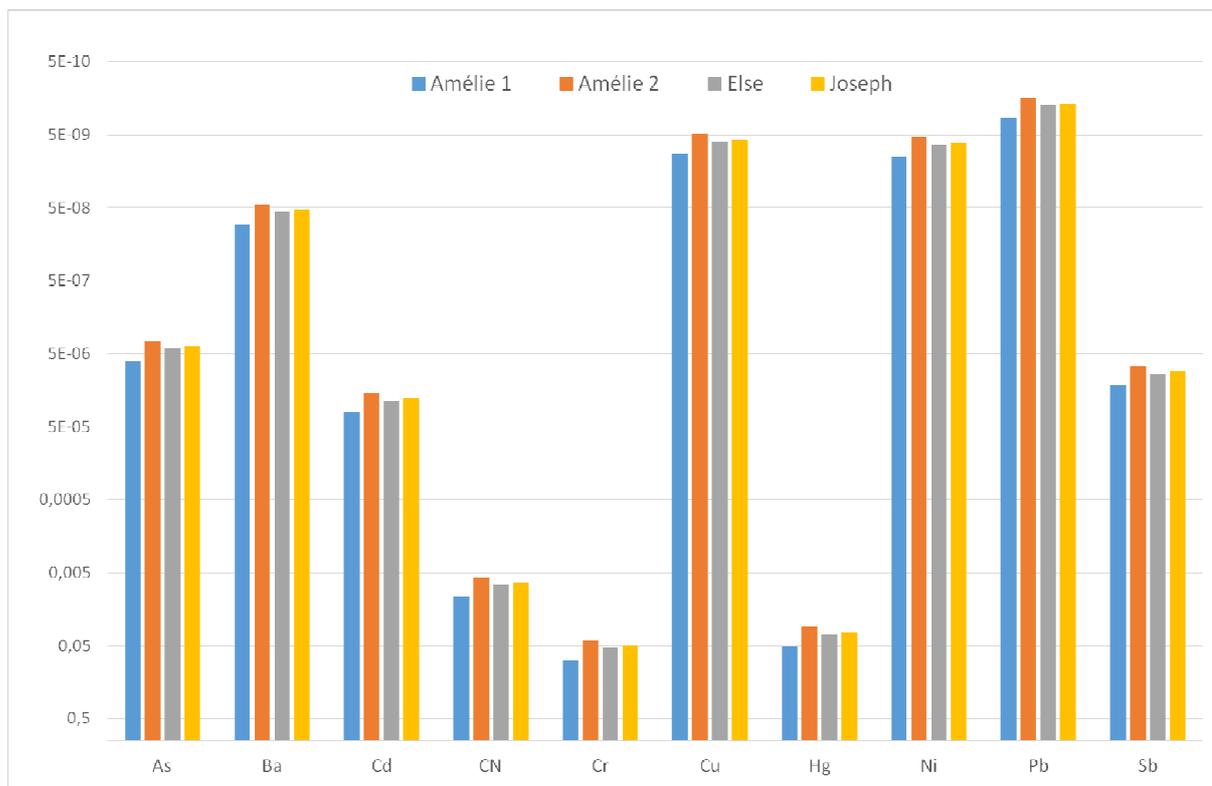


Figure 2 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/L}$) calculées par substances au niveau inférieur de la nappe (couche 3) selon le scénario de non déstockage

Le Tableau 3 synthétise l'ensemble des résultats par puits, par scénario et par couche aquifère du modèle de transfert en nappe du BRGM, ainsi que les seuils retenus afin d'évaluer l'impact du stockage sur l'eau souterraine :

- environnement local témoin, hors de la zone d'influence du site étudié (zone d'épanchement via les puits de la mine Amélie) ;
- limites de qualité pour les substances chimiques dans les eaux destinées à la consommation humaine (Annexe I de l'arrêté du 11 janvier 2007²).

Considérant les nouvelles données d'entrée disponibles, les résultats des calculs suggèrent que la modification de l'équilibre géochimique résultant d'un déstockage selon les modalités étudiées ne conduit à aucun dépassement des seuils réglementaires pour les différents éléments considérés, d'après le modèle de nappe établi par le BRGM (MARTHE) dont les mailles font 125 mètres de coté.

² Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en en Hg, Cr, CN, Sb, As, Cd, Pb, Ni, Ba, Cu, calculées en nappe selon les trois scénarios étudiés (3 couches des 5 puits de la mine Amélie, sortie dans 1000 ans) et comparaison à l'Environnement Local Témoin (ELT) et aux Limites de Qualité pour les substances chimiques dans les eaux destinées à la consommation humaine (LQ)

Substance ↓	ELT (µg/L) ↓	LQ (µg/L) ↓	Couche →	1					2					3*			
			Puits →	Amélie 1	Amélie 2	Else	Joseph	Max	Amélie 1	Amélie 2	Else	Joseph	Max	Amélie 1	Amélie 2	Else	Joseph
			Option ↓														
Hg	0,2	1	Sans déstockage	3.62E-03	1.62E-03	2.06E-03	1.97E-03	6.34E-03	1.25E-02	4.31E-03	4.13E-03	2.97E-03	4.41E-02	5.09E-02	2.72E-02	3.45E-02	3.26E-02
			Déstockage 56%	1.75E-03	7.86E-04	9.95E-04	9.52E-04	3.06E-03	6.05E-03	2.08E-03	2.00E-03	1.44E-03	2.13E-02	2.46E-02	1.32E-02	1.67E-02	1.58E-02
			Déstockage 93%	2.24E-04	1.00E-04	1.27E-04	1.22E-04	3.92E-04	7.73E-04	2.67E-04	2.55E-04	1.84E-04	2.73E-03	3.15E-03	1.68E-03	2.13E-03	2.02E-03
Cr	7	50	Sans déstockage	5.52E-03	2.48E-03	3.14E-03	3.00E-03	9.66E-03	1.91E-02	6.57E-03	6.29E-03	4.53E-03	6.72E-02	7.76E-02	4.15E-02	5.25E-02	4.97E-02
			Déstockage 56%	5.97E-03	2.68E-03	3.39E-03	3.25E-03	1.04E-02	2.06E-02	7.11E-03	6.80E-03	4.90E-03	7.27E-02	8.39E-02	4.49E-02	5.68E-02	5.38E-02
			Déstockage 93%	6.57E-03	2.95E-03	3.74E-03	3.58E-03	1.15E-02	2.27E-02	7.83E-03	7.49E-03	5.39E-03	8.00E-02	9.24E-02	4.94E-02	6.25E-02	5.92E-02
CN	<100	50	Sans déstockage	7.58E-04	3.40E-04	4.31E-04	4.13E-04	1.33E-03	2.62E-03	9.03E-04	8.64E-04	6.22E-04	9.24E-03	1.07E-02	5.70E-03	7.22E-03	6.83E-03
			Déstockage 56%	8.56E-04	3.84E-04	4.86E-04	4.66E-04	1.50E-03	2.96E-03	1.02E-03	9.75E-04	7.02E-04	1.04E-02	1.20E-02	6.44E-03	8.14E-03	7.71E-03
			Déstockage 93%	9.43E-04	4.23E-04	5.36E-04	5.13E-04	1.65E-03	3.26E-03	1.12E-03	1.08E-03	7.74E-04	1.15E-02	1.33E-02	7.09E-03	8.98E-03	8.50E-03
Sb	nm	5	Sans déstockage	9.85E-07	4.42E-07	5.60E-07	5.36E-07	1.72E-06	3.40E-06	1.17E-06	1.12E-06	8.08E-07	1.20E-05	1.38E-05	7.41E-06	9.38E-06	8.87E-06
			Déstockage 56%	1.00E-06	4.49E-07	5.69E-07	5.44E-07	1.75E-06	3.46E-06	1.19E-06	1.14E-06	8.21E-07	1.22E-05	1.41E-05	7.52E-06	9.52E-06	9.01E-06
			Déstockage 93%	1.02E-06	4.56E-07	5.78E-07	5.53E-07	1.78E-06	3.51E-06	1.21E-06	1.16E-06	8.34E-07	1.24E-05	1.43E-05	7.65E-06	9.67E-06	9.16E-06
As	<10	10	Sans déstockage	4.39E-07	1.97E-07	2.50E-07	2.39E-07	7.69E-07	1.52E-06	5.23E-07	5.01E-07	3.61E-07	5.35E-06	6.18E-06	3.30E-06	4.18E-06	3.96E-06
			Déstockage 56%	4.60E-07	2.07E-07	2.62E-07	2.50E-07	8.06E-07	1.59E-06	5.48E-07	5.25E-07	3.78E-07	5.61E-06	6.47E-06	3.46E-06	4.38E-06	4.15E-06
			Déstockage 93%	4.82E-07	2.16E-07	2.74E-07	2.62E-07	8.44E-07	1.67E-06	5.74E-07	5.49E-07	3.96E-07	5.87E-06	6.78E-06	3.63E-06	4.59E-06	4.34E-06
Cd	0,7	5	Sans déstockage	2.30E-06	1.03E-06	1.31E-06	1.25E-06	4.02E-06	7.93E-06	2.74E-06	2.62E-06	1.88E-06	2.80E-05	3.23E-05	1.73E-05	2.19E-05	2.07E-05
			Déstockage 56%	9.02E-05	4.05E-05	5.13E-05	4.91E-05	1.58E-04	3.12E-04	1.07E-04	1.03E-04	7.40E-05	1.10E-03	1.27E-03	6.78E-04	8.58E-04	8.12E-04
			Déstockage 93%	1.08E-03	4.86E-04	6.16E-04	5.90E-04	1.90E-03	3.74E-03	1.29E-03	1.24E-03	8.89E-04	1.32E-02	1.52E-02	8.15E-03	1.03E-02	9.76E-03
Pb	13	10	Sans déstockage	2.08E-10	9.35E-11	1.18E-10	1.13E-10	3.64E-10	7.19E-10	2.48E-10	2.37E-10	1.71E-10	2.54E-09	2.93E-09	1.57E-09	1.98E-09	1.88E-09
			Déstockage 56%	2.10E-10	9.41E-11	1.19E-10	1.14E-10	3.67E-10	7.25E-10	2.50E-10	2.39E-10	1.72E-10	2.55E-09	2.95E-09	1.58E-09	2.00E-09	1.89E-09
			Déstockage 93%	2.10E-10	9.43E-11	1.19E-10	1.14E-10	3.68E-10	7.26E-10	2.50E-10	2.40E-10	1.72E-10	2.56E-09	2.95E-09	1.58E-09	2.00E-09	1.89E-09
Ni	3,7	20	Sans déstockage	7.15E-10	3.21E-10	4.06E-10	3.89E-10	1.25E-09	2.47E-09	8.51E-10	8.15E-10	5.86E-10	8.70E-09	1.00E-08	5.38E-09	6.80E-09	6.44E-09
			Déstockage 56%	1.22E-06	5.48E-07	6.94E-07	6.64E-07	2.14E-06	4.21E-06	1.45E-06	1.39E-06	1.00E-06	1.49E-05	1.72E-05	9.18E-06	1.16E-05	1.10E-05
			Déstockage 93%	1.22E-06	5.48E-07	6.94E-07	6.64E-07	2.14E-06	4.22E-06	1.45E-06	1.39E-06	1.00E-06	1.49E-05	1.72E-05	9.18E-06	1.16E-05	1.10E-05
Ba	nm	700	Sans déstockage	6.00E-09	2.69E-09	3.41E-09	3.26E-09	1.05E-08	2.07E-08	7.15E-09	6.84E-09	4.92E-09	7.31E-08	8.43E-08	4.51E-08	5.71E-08	5.40E-08
			Déstockage 56%	5.76E-09	2.58E-09	3.27E-09	3.13E-09	1.01E-08	1.99E-08	6.86E-09	6.56E-09	4.73E-09	7.01E-08	8.10E-08	4.33E-08	5.48E-08	5.19E-08
			Déstockage 93%	5.49E-09	2.46E-09	3.12E-09	2.99E-09	9.60E-09	1.90E-08	6.53E-09	6.25E-09	4.50E-09	6.68E-08	7.71E-08	4.13E-08	5.22E-08	4.94E-08
Cu	7,2	1000	Sans déstockage	6.51E-10	2.92E-10	3.70E-10	3.54E-10	1.14E-09	2.25E-09	7.75E-10	7.42E-10	5.34E-10	7.92E-09	9.15E-09	4.89E-09	6.19E-09	5.86E-09
			Déstockage 56%	9.13E-10	4.10E-10	5.19E-10	4.97E-10	1.60E-09	3.15E-09	1.09E-09	1.04E-09	7.49E-10	1.11E-08	1.28E-08	6.87E-09	8.69E-09	8.22E-09
			Déstockage 93%	1.24E-09	5.55E-10	7.04E-10	6.73E-10	2.17E-09	4.28E-09	1.47E-09	1.41E-09	1.02E-09	1.51E-08	1.74E-08	9.31E-09	1.18E-08	1.11E-08

* on rappelle que la couche 3 n'existe pas au droit du puits Max

Concernant l'épanchement, le scénario de référence a été étudié : il s'agit d'un épanchement à 1000 ans par l'ensemble des 5 puits de la mine Amélie avec une arrivée de la saumure contaminée par la couche 3 située en fond de nappe. Les calculs réalisés ont permis de déterminer les concentrations attendues en tout point de la zone d'étude : des cartes du panache de mercure (Hg) ont été produites en complément des tableaux précédents.

Les résultats de la modélisation suggèrent que les scénarios étudiés sans déstockage (Figure 3) ou avec un déstockage de 93% (Figure 4) ou de 56% (Figure 5) ne conduisent à aucun dépassement des seuils réglementaires pour les éléments considérés. Rappelons que c'était également le cas pour le scénario de stockage illimité de tous les déchets, étudié en 2012 – tout en suivant une approche sécuritaire, majorante.

Toutefois, rappelons une précédente recommandation formulée par l'INERIS en conclusion de son rapport de 2012 (Quiot, 2012) : « *Les résultats de cette étude se basent sur la dispersion de la saumure contaminée dans la nappe, mais l'étude réalisée ne porte pas sur l'impact éventuel sur le puits privé d'un particulier procédant à un pompage à proximité immédiate d'un des puits de la mine Amélie. Afin de prévenir tout usage d'une eau contaminée au droit d'un des 5 puits, l'INERIS recommande fortement le recours à des restrictions d'usage de l'eau souterraine autour des 5 puits de la mine Amélie dans un rayon qui devra être précisé par une étude spécifique.* ». Cette recommandation reste valable pour les scénarios étudiés ici. Un affinage mathématique de la forme des panaches à proximité des puits est proposé au paragraphe 2.2 : il pourra servir de base à l'élaboration d'un plan de suivi de la nappe au moment opportun (début d'épanchement dans la nappe d'Alsace).

Remarque : Concernant le calcul des panaches à partir du modèle du BRGM quant au transfert en nappe, il convient d'indiquer ici une observation du BRGM sur la validité des concentrations calculées en amont hydraulique de la zone d'injection (puits Amélie) : « *Un examen attentif des panaches de concentration représentés sur ces différentes figures montre qu'ils remontent légèrement en amont hydraulique des puits d'injection, ce qui semble paradoxal dans la mesure où l'on s'attendrait à ce que la pollution migre exclusivement vers l'aval hydraulique des points d'injection. En pratique, cependant, cette anomalie est systématique dans les simulations de transport hydrodispersif. Elle provient du fait que le phénomène de dispersion cinématique n'est pas représenté de façon totalement satisfaisante par les équations de transport de soluté. De Marsily (Hydrogéologie Quantitative, 1981, pp. 175-176) note en effet, « on peut mettre en doute, pour les forts coefficients de dispersion longitudinale, la validité de la théorie qui ne distingue pas le sens de circulation convective et le sens du gradient de concentration pour déterminer le flux dispersif ». En particulier, aux abords immédiats d'un point d'injection, pour les forts gradients de concentration vers l'amont hydraulique, « la somme algébrique des flux convectifs et dispersifs peut devenir négative, ce qui signifie que les éléments transportés se mettent à remonter le courant et à cheminer vers l'amont : on voit mal, physiquement, comment la dispersion cinématique, qui est somme toute une hétérogénéité des vitesses réelles par rapport à la vitesse convective, pourrait propager des éléments vers l'amont : les vitesses réelles dans le milieu poreux sont vraisemblablement toujours plus orientées vers l'aval que vers l'amont ».*

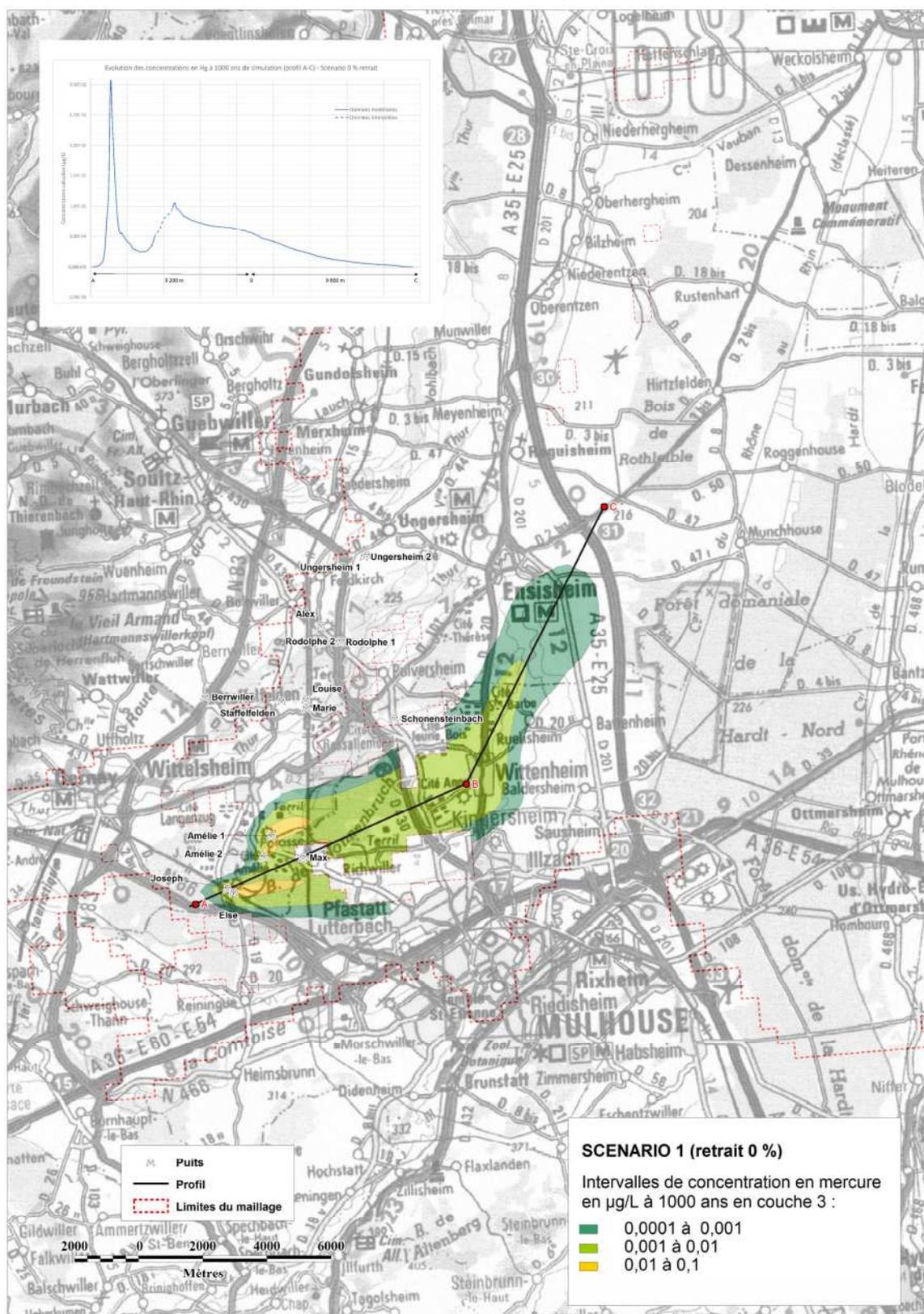


Figure 3 : Carte du panache de mercure dans la couche inférieure du modèle dans le scénario de non déstockage et (en cartouche) profil d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval (1000 ans)

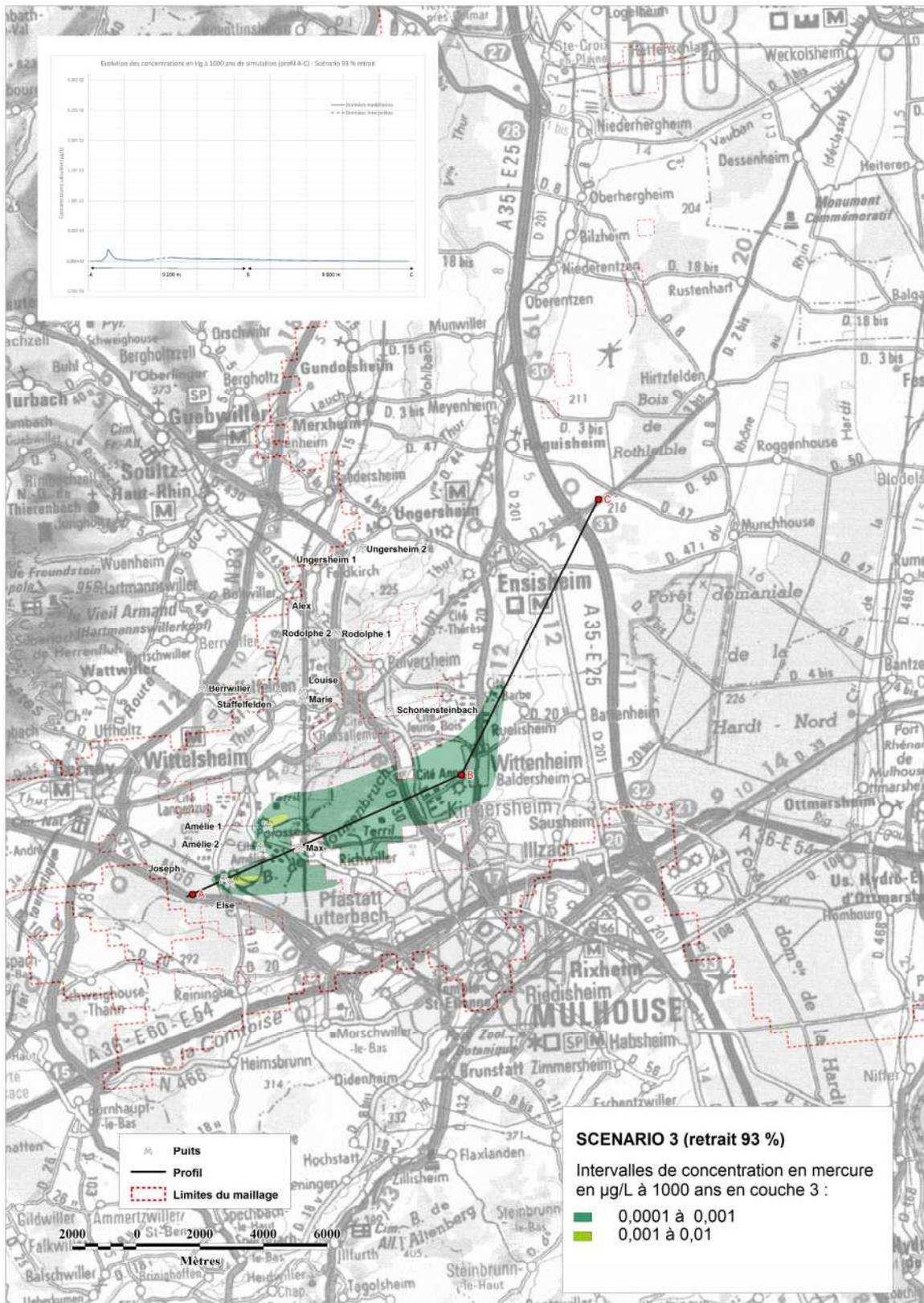


Figure 4 : Carte du panache de mercure dans la couche inférieure du modèle dans le scénario de déstockage partiel de 93% et (en cartouche) profil d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval (1000 ans)

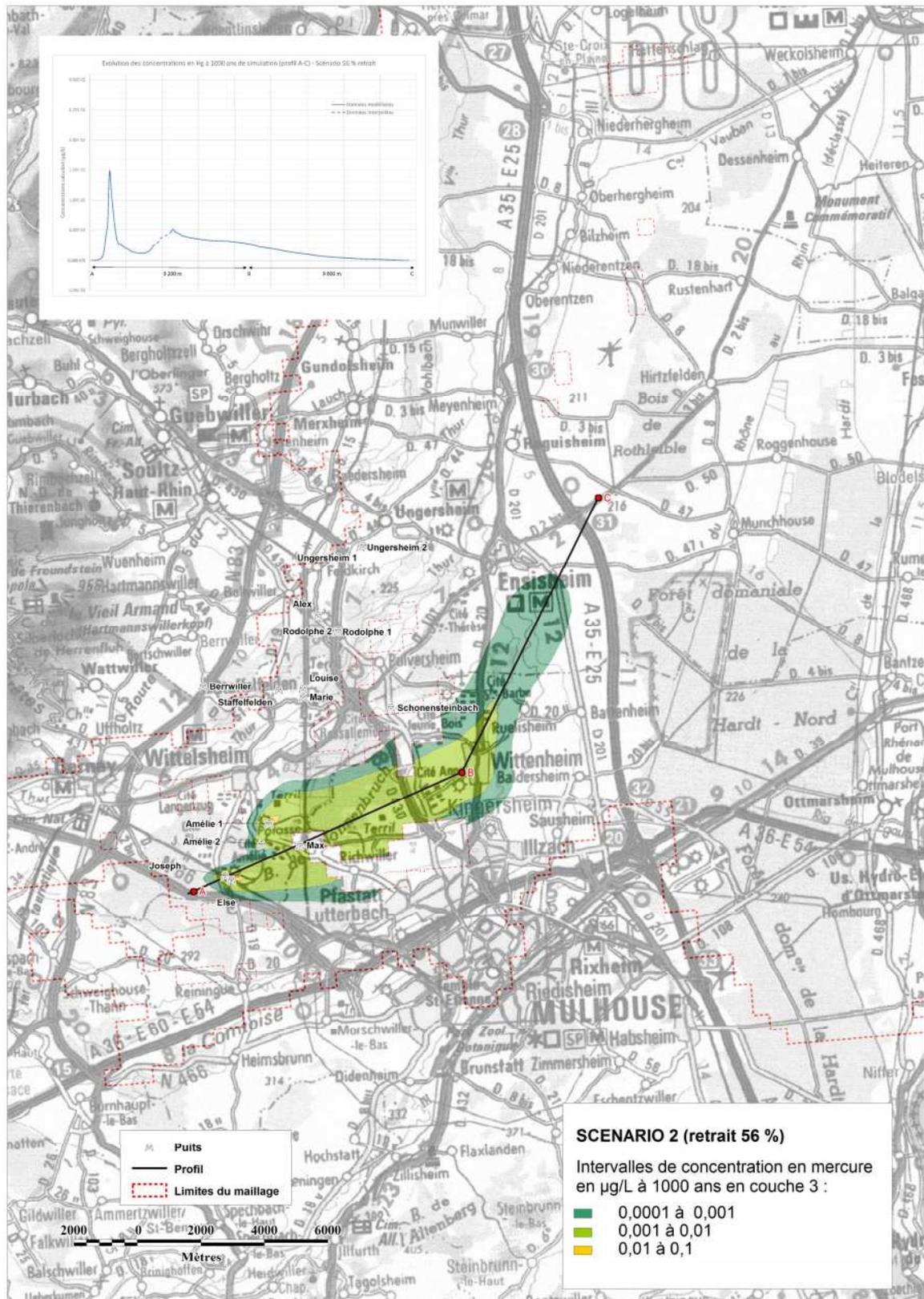


Figure 5 : Carte du panache de mercure dans la couche inférieure du modèle dans le scénario de déstockage partiel de 56% et (en cartouche) profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval (1000 ans)

2.2 AFFINAGE DE LA REPRÉSENTATION GRAPHIQUE PAR INTERPOLATIONS DES VALEURS

Le modèle général du BRGM représente le panache de pollution dans la nappe d'Alsace sur la base d'un maillage de 125 m de côté, ce qui signifie que la concentration en mercure est supposée constante en tout point de chacune de ces mailles. L'amélioration de cette représentation nécessite soit d'affiner la modélisation initiale, soit d'interpoler les résultats précédents, option décrite ci-après.

Afin de représenter plus finement le panache de pollution correspondant à l'évolution des concentrations de mercure dans la nappe en couche 3 autour des points de rejets³, trois Modèles Numérique de Terrain (MNT), locaux, ont été réalisés par interpolation des résultats du modèle général du BRGM. Pour mettre en œuvre la solution d'interpolation retenue ici, plusieurs hypothèses de travail ont été émises (représentées, à titre d'exemple, au puits Amélie 1 sur la *Figure 6*) :

- discrétiser les données du modèle global aux centres des mailles de 125 m de côté ;
- considérer uniquement les 18 mailles situées vers l'aval hydrogéologique des puits (à savoir vers le sud, le nord et l'est, à chaque fois sur une extension de 3 mailles) ; en effet, les mailles situées à l'ouest se trouvent globalement en amont hydrogéologique et n'ont pas été intégrées aux interpolations : selon le BRGM, elles montrent par ailleurs des artefacts de calcul qui rendent les résultats non représentatifs du phénomène réel ;
- forcer les données d'entrée de concentration :
 - aux abords immédiats des puits (5 m à l'ouest, au sud et au nord), à prendre une valeur nulle ;
 - au droit des puits, à prendre des valeurs maximales correspondant aux trois scénarios, à savoir 58,05 µg/l (scénario sans retrait), 28,07 µg/l (retrait de 56%) et 3,59 µg/l (retrait de 93%).

Le choix d'une fonction d'interpolation est primordial, la plupart d'entre elles n'étant pas liées à la morphologie des données qu'elles essaient de représenter. En fait, il n'existe pas de technique optimale et le choix dépend le plus souvent des références de l'utilisateur et des caractéristiques des données que l'on veut produire.

La méthode d'interpolation retenue ici est celle de la triangulation de Delaunay. Les données interpolées sont représentées par une surface constituée de facettes triangulaires continues. La fonction d'interpolation est linéaire, l'interpolation de la cote $C(x,y)$ d'un point appartenant aux triangles est basée sur les nœuds formant ses trois sommets. L'équation d'interpolation linéaire d'un point dans une facette est de la forme : $\alpha x + \beta y + \gamma C(x,y) + \delta = 0$, où, les coefficients α , β , γ et δ sont des constantes déterminées par les coordonnées des sommets du triangle.

³ à savoir les puits Amélie 1, Amélie 2, Joseph et Else, le puits Max n'étant pas concerné par les rejets en couche 3.

Cette méthode est adaptée aux semis de données d'entrée régulièrement espacées et dont l'interpolation nécessite une stricte conformité.

La grille de représentation finale retenue dans le cas présent est une grille régulière de 2 m de résolution.

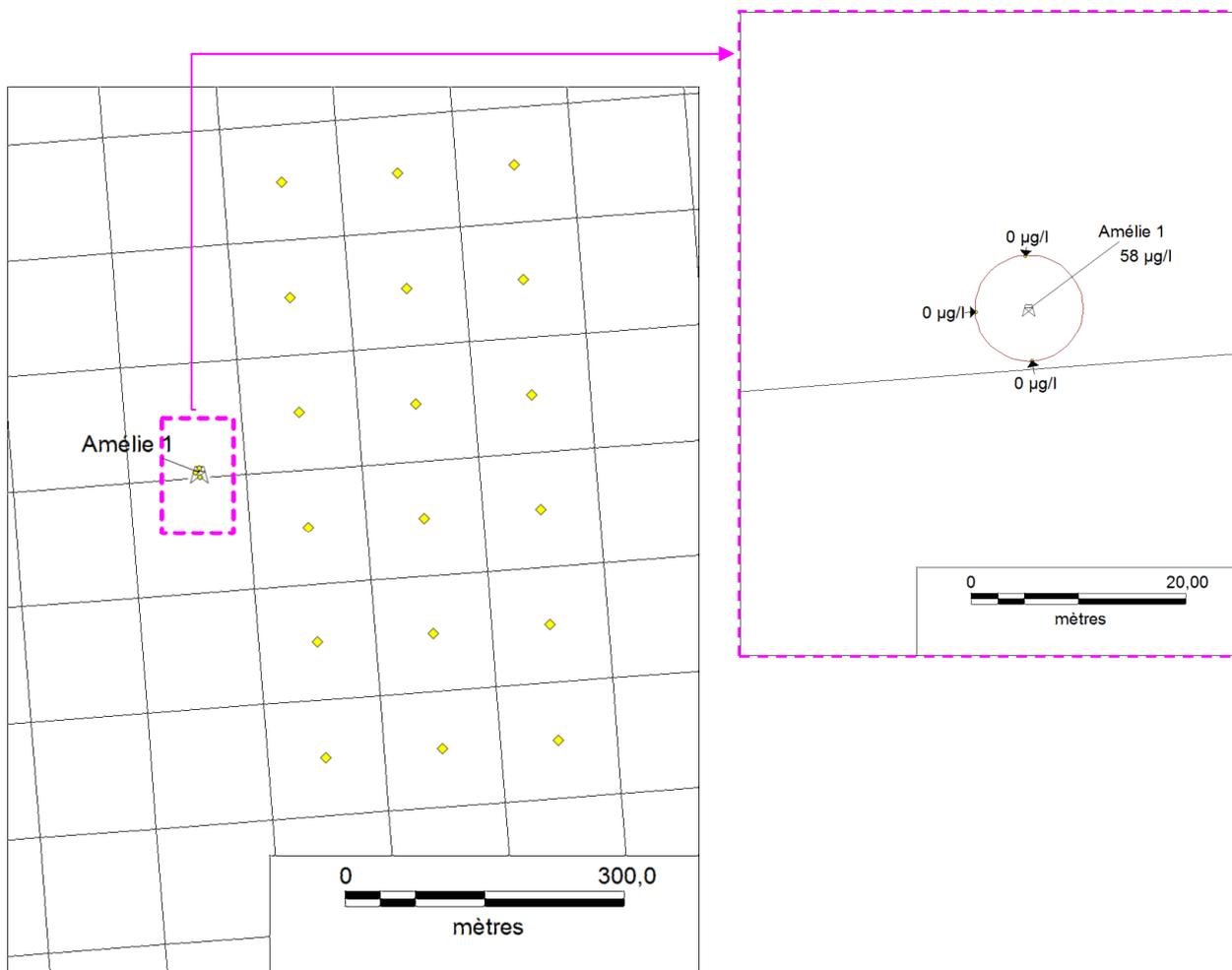
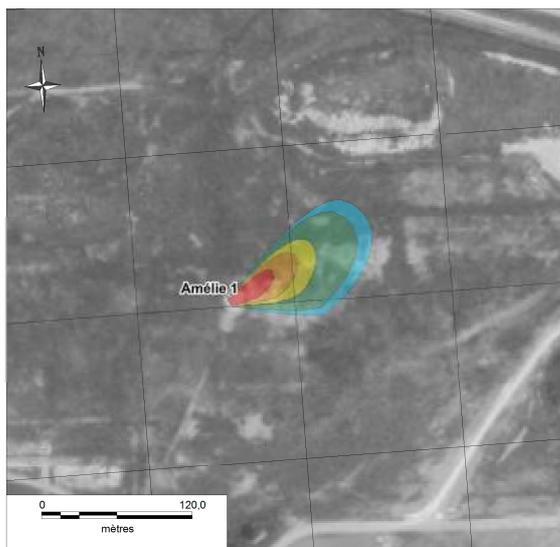


Figure 6 : Détail des hypothèses d'interpolation dans le cas du puits Amélie 1 (carrés noirs : mailles du modèle BRGM ; points jaunes : centres des mailles retenues pour l'interpolation)

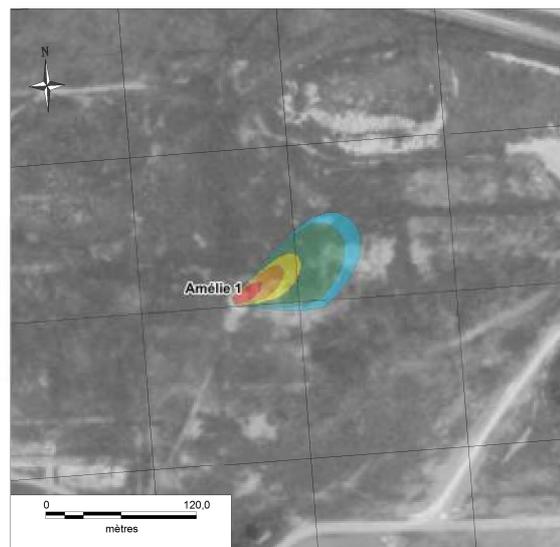
Trois gammes de cartographie ont été représentées en cohérence avec l'utilisation finale de ces données (potabilité notamment) :

- 0,1 à 0,2 µg/l
- 0,2 à 1 µg/l
- 1 à 2 µg/l
- 2 à 5 µg/l
- > 5 µg/l

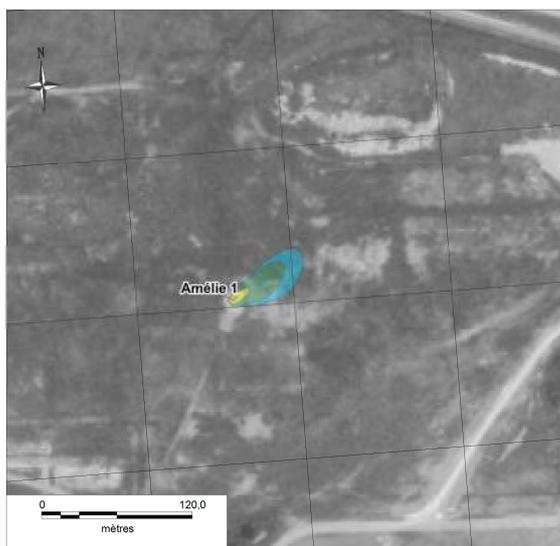
Les quatre figures suivantes illustrent les résultats de ces interpolations.



Sans retrait



Retrait 56 %



Retrait 93 %

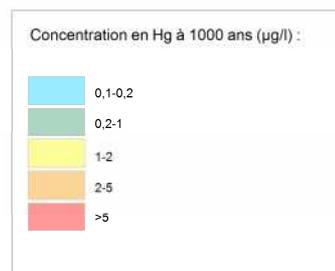
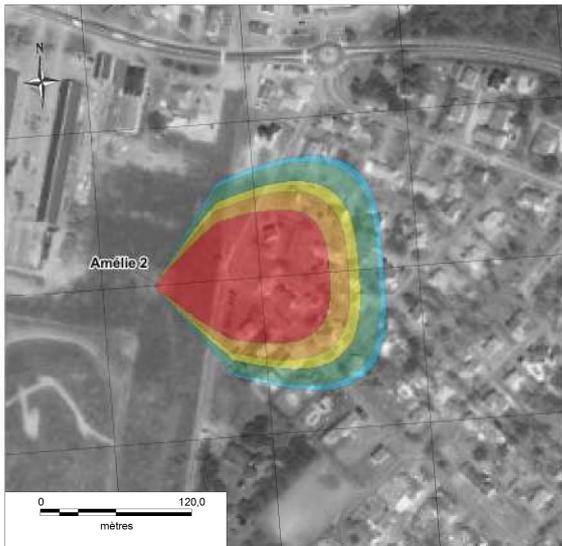
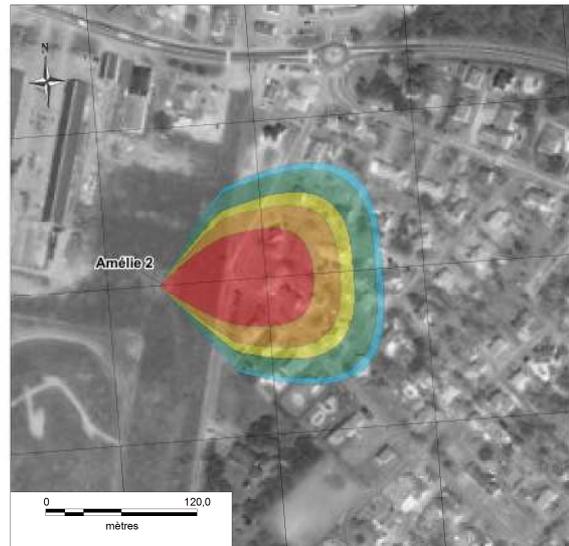


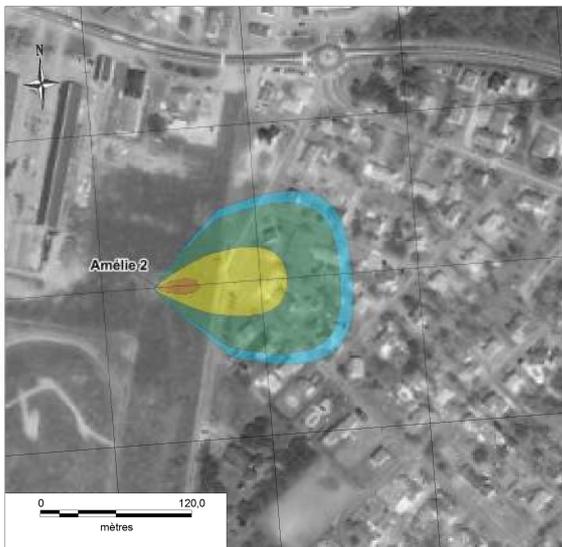
Figure 7 : Panache de concentrations en mercure dans la nappe d'Alsace à la sortie du puits Amélie 1 au sein de la couche 3 (inférieure) de la première maille du modèle au bout de 1000 ans (en $\mu\text{g/l}$)



Sans retrait



Retrait 56 %



Retrait 93 %

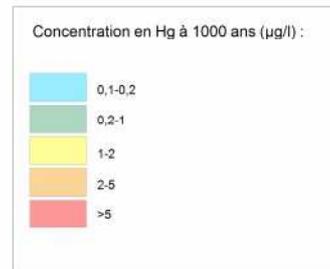


Figure 8 : Panache de concentrations en mercure dans la nappe d'Alsace à la sortie du puits Amélie 2 au sein de la couche 3 (inférieure) de la première maille du modèle au bout de 1000 ans (en $\mu\text{g/l}$)



Sans retrait



Retrait 56 %



Retrait 93 %

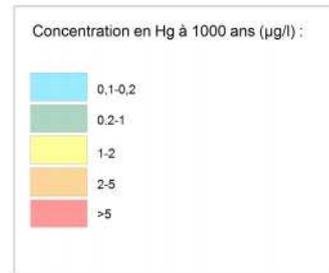
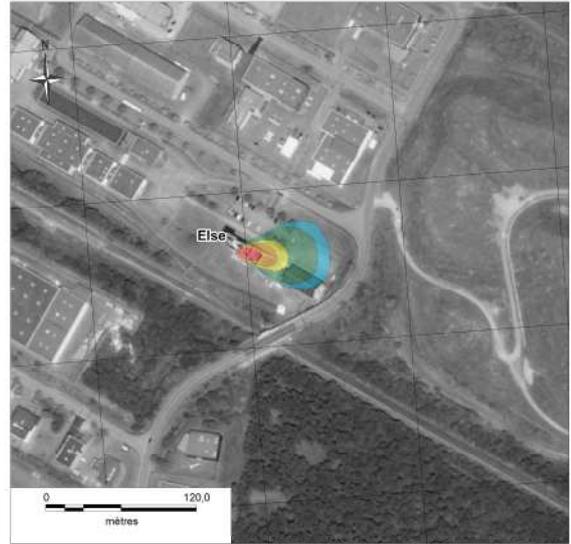


Figure 9 : Panache de concentrations en mercure dans la nappe d'Alsace à la sortie du puits Joseph au sein de la couche 3 (inférieure) de la première maille du modèle au bout de 1000 ans (en $\mu\text{g/l}$)



Sans retrait



Retrait 56 %



Retrait 93 %

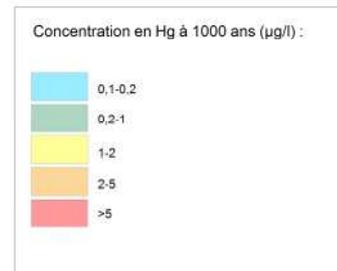


Figure 10 : Panache de concentrations en mercure dans la nappe d'Alsace à la sortie du puits Else au sein de la couche 3 (inférieure) de la première maille du modèle au bout de 1000 ans (en $\mu\text{g/l}$)

2.3 INCERTITUDES – TRANSFERT DANS L’AIR – ERS LIÉ AUX USAGES DE L’EAU

2.3.1 INCERTITUDES ET FACTEUR DE SÉCURITÉ

Les données nécessaires à l'établissement du terme source ont été fondées sur les éléments disponibles au début de l'étude. Celles-ci étaient issues des bordereaux d'entrée des déchets, classés par lot et par Certificat d'Acceptation Préalable (CAP). Une analyse par lot était disponible, plusieurs lots étant rattachés à un même CAP. La masse respective de chaque élément a alors été estimée en affectant la teneur analysée à la masse d'un lot, puis en cumulant les diverses valeurs obtenues pour obtenir la masse totale. Une vérification de la cohérence entre les masses obtenues et la masse totale de déchets entrés a été effectuée *a posteriori*.

Toutefois, le mode d'analyse étant la fluorescence X, mesure qualifiée de semi-quantitative, les masses ainsi obtenues ont été estimées avec une incertitude de 50% (cf. Tableau 4) sachant que pour ce type d'approche, l'effet est cumulatif (Σ) et non statistique (+ ou -). Cette approche étant majorante, elle présente l'avantage d'être sécuritaire. Ce principe a été appliqué tout au long des études, eu égard aux enjeux, de manière à disposer au final d'une solution peut-être sur-sécuritaire plutôt que pouvant présenter un risque pour les populations ou l'environnement.

Dans le cadre de la tierce expertise, des analyses spécifiques ont été réalisées sur les échantillons de la « déchéthèque ». Elles ont été entreprises et réalisées selon les normes en vigueur de manière à obtenir des masses plus fiables que celles issues des analyses par fluorescence X. Ces analyses ont été réalisées par le laboratoire du Dr Marx GmbH.

Tableau 4 : Incertitudes relatives élargies fournies par le laboratoire

Incertitudes relatives élargies en fonction de la concentration						
Élément analysé	Gamme de concentration en mg/kg MS		Gamme de concentration en mg/kg MS		Gamme de concentration en % MS	
		Incertitude relative élargie en % (k=2)		Incertitude relative élargie en % (k=2)		Incertitude relative élargie en % (k=2)
Antimoine	< 180	13	180 à 180000	16	1,8 à 100	19
Arsenic	< 180	20	180 à 180000	22	1,8 à 100	24
Baryum	< 1800	10	1800 à 1800000	12		
Bore	< 1800	12	1800 à 1800000	14		
Cadmium	< 1800	14	1800 à 1800000	17	18 à 100	20
Chrome	< 1800	11	1800 à 1800000	13		
Cuivre	< 1800	8	1800 à 1800000	11		
Mercuré	< 180	18	180 à 180000	20	1,8 à 100	22
Molybdène	< 180	10	180 à 180000	12		
Nickel	< 1800	15	1800 à 1800000	18	1,8 à 100	21
Plomb	< 1800	16	1800 à 1800000	19	18 à 100	21
Sélénium	< 180	8	180 à 180000	10		
Zinc	< 1800	11	1800 à 1800000	13		

dr. marx GmbH
Analytisches Labor
Akkreditiertes Prüflaboratorium
nach DIN/EN ISO/IEC 17025:2005

Cette nouvelle estimation des masses a conduit à réduire certains éléments (mercure) mais à en augmenter d'autres (arsenic). Le laboratoire a également fourni la valeur de l'incertitude pour chaque élément en fonction de la gamme de concentration mesurée. Il s'agit ici d'une valeur statistique.

Les valeurs des incertitudes relatives fournies sont plus faibles que celle estimées au départ pour les résultats des analyses par fluorescence X. Ce ne sont toutefois pas les seules incertitudes qu'il faudrait examiner. Si l'on se réfère au rapport de Hennebert (2010), on constate que l'estimation des masses d'un lot à partir d'un échantillon sur ce lot peut donner des valeurs assez notablement différentes. Aussi, il nous a paru plus pertinent de raisonner en « facteur de sécurité » en faisant le rapport, pour un cas donné, entre la concentration du critère de qualité environnemental (ou du critère de l'environnement local témoin) et la concentration de pic attendue dans la première maille du modèle d'épanchement dans la nappe d'Alsace.

Cela a été fait pour les modélisations présentées dans le paragraphe 2.1.2 et pour le puits Amélie 1, en couche 3, où la valeur de la concentration en mercure est la plus forte. Les Figure 11 et Figure 12 représentent l'évolution du « facteur de sécurité » en fonction des 3 scénarios et pour les 5 substances les plus impactantes. En ordonnée, l'échelle du « facteur de sécurité » est logarithmique.

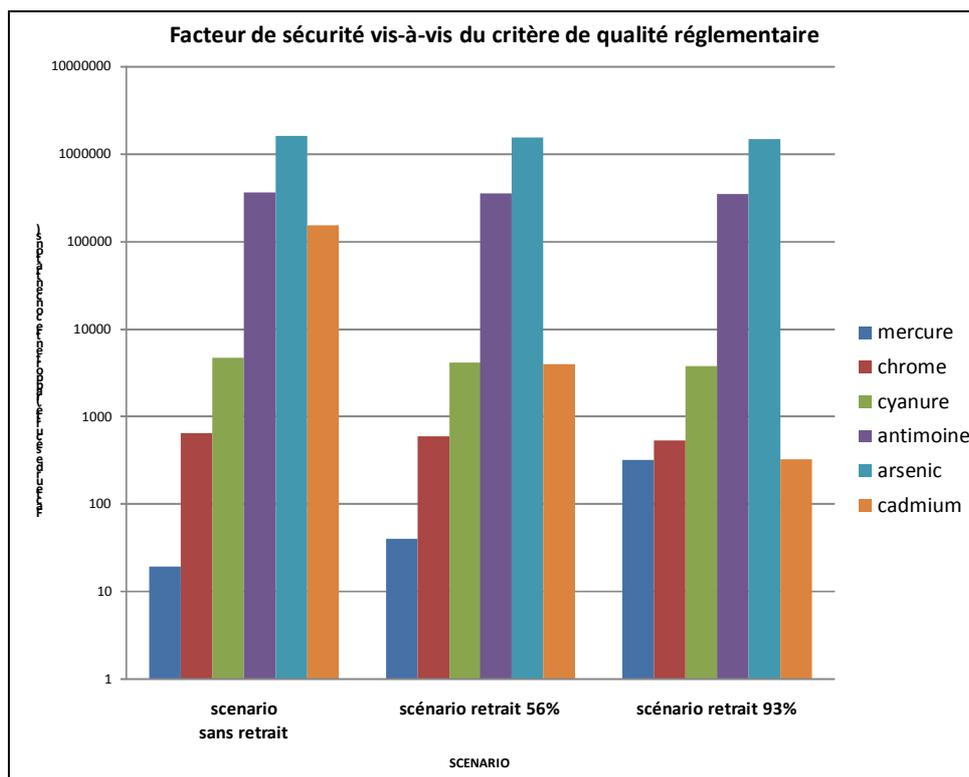


Figure 11 : « Facteur de sécurité » vis-à-vis du critère de qualité environnemental

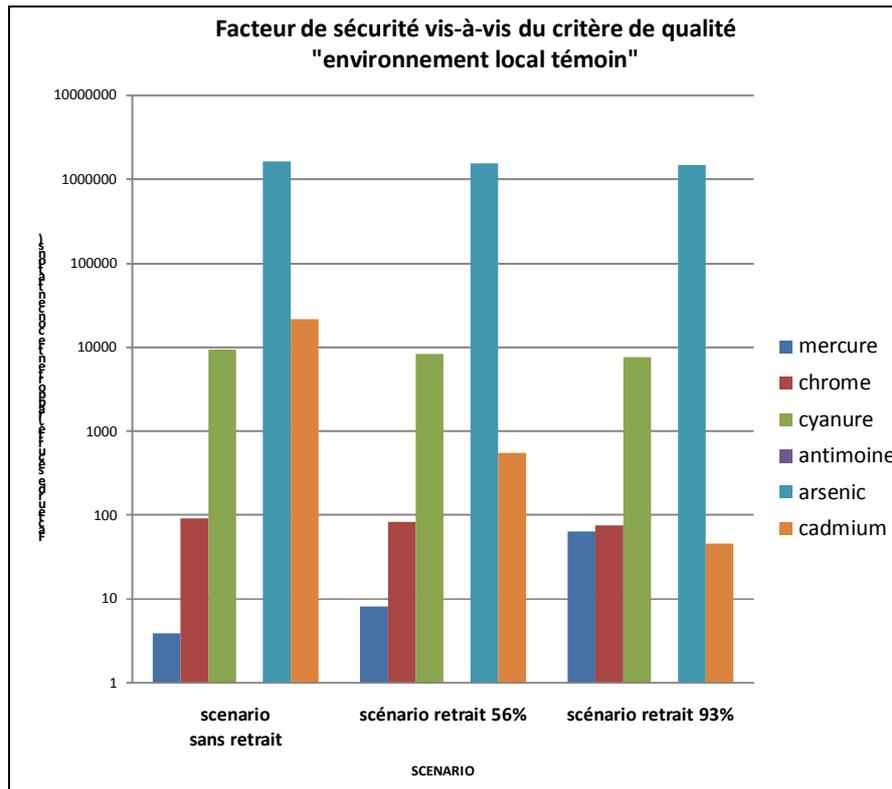


Figure 12 : « Facteur de sécurité » vis-à-vis du critère de qualité « environnement local témoin »

A noter que l'antimoine n'étant pas mesuré dans l'environnement local témoin, son facteur de sécurité n'est pas évalué dans ce contexte.

Le « facteur de sécurité » le plus faible reste celui du mercure, avec une valeur de 4, quel que soit le scénario et le contexte réglementaire sur lequel on s'appuie. Il est suivi par celui du cadmium qui vaut plus de 40 pour le critère de qualité « environnement local témoin ».

Au-delà d'une incertitude de 50 ou 20% sur les analyses, le dispositif permettant de retarder la saumure polluée de 1000 ans assure une sécurité minimale de 4 pour le mercure si l'on compare la concentration de pic dans la première maille, la plus impactée par rapport à l'environnement local témoin.

2.3.2 TRANSFERT DANS L'AIR

En termes d'impact potentiel du stockage sur la santé des populations riveraines (dans le cadre de l'étude, hors travailleurs durant les travaux de déstockage), la prise en compte d'une exposition potentielle associée au transfert dans l'air sous forme particulière de métaux et métalloïdes issus du stockage n'est pas réalisée au regard de leur comportement dans le futur, au sein du stockage confiné et dans le sous-sol.

La réalisation actuelle de prélèvements de métaux et métalloïdes sous forme particulière dans l'air au sein des galeries et la prise en compte des résultats associés ne permettraient pas d'évaluer de manière pertinente une contamination de l'air en surface en termes d'expositions futures des populations riveraines.

Par ailleurs, les prélèvements réalisés en 2010 dans les galeries rentraient dans le cadre d'une exposition potentielle des travailleurs du stockage et non des populations riveraines, expliquant les seuils de quantification plus particulièrement adaptés aux exposition professionnelle et non au regard de valeurs toxicologiques de référence pour la population générale

2.3.3 EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIÉS AUX USAGES DE L'EAU

L'impact potentiel du stockage sur la ressource dans la nappe alluviale d'Alsace, a été réévalué sur la base de nouvelles données d'entrée comme présenté en section 2.1.2.

Les concentrations calculées selon les trois scénarios étudiés (sans déstockage, avec 56% de déstockage et 93% de déstockage), en considérant une sortie de saumure contaminée à 1000 ans dans la couche 3 au droit des 5 puits de la mine Amélie, sont synthétisées dans le Tableau 3.

Au regard des usages potentiels de la nappe, comme des AEP ou des puits domestiques au droit de parcelles privées, ces concentrations sont comparées aux limites de qualité pour les substances chimiques dans les eaux destinées à la consommation humaine (Annexe I de l'arrêté du 11 janvier 2007). Ces limites sont classiquement retenues dans le cadre des évaluations des risques pour les usages domestiques de la nappe.

L'examen de ce tableau indique qu'aucune des concentrations modélisées ne dépasse les critères de qualité dans les eaux destinées à la consommation humaine.

En ce qui concerne le mercure, la Figure 3, la Figure 4 et la Figure 5 illustrent que la limite de qualité est également respectée au droit des panaches.

Cependant pour le mercure, élément le plus impactant, il a été réalisé un affinage de la représentation graphique du panache à proximité immédiate des 5 puits par interpolation des valeurs issues du modèle (voir chapitre 2.2). Les résultats obtenus conduisent à des concentrations dans la nappe d'Alsace, en couche 3 et à 1000 ans, supérieures au critère de potabilité de 1 µg/L à l'aval hydrogéologique des 5 puits : la dimension du panache (couleurs rouge, orange et jaune) se situe dans une gamme d'une dizaine à une centaine de mètres selon le puits étudié (voir Figure 7, Figure 8, Figure 9 et Figure 10). Au droit de ces panaches apparaissent des zones actuellement habitées.

Il serait illusoire d'imposer des restrictions d'usage aujourd'hui au droit de ces panaches potentiels. Seul le suivi coordonné de l'ennoyage de la mine et de la qualité de la nappe au droit de ces panaches pourra conduire à l'adoption ultérieure de restrictions d'usage, tenant compte de probables mises à jour des limites de qualité.

3. ANALYSE DES RÉSULTATS DES ESSAIS SUR LE PYRAL

StocaMine a stocké des déchets contenant des produits phytosanitaires arséniés (Pyral) en provenance de l'usine de la Société d'Exploitation Pyrométallurgique de Salsigne (SEPS) de la Combe du Saut. Ces déchets avaient fait l'objet du CAP n° 010221 daté du 8 février 2001. Ce CAP fait état d'une quantité de 100 t d'arsénite de soude devant subir un pré-traitement de neutralisation à la chaux avant conditionnement en fût métallique de 220 l avec une housse intérieure en polyéthylène et la mise en place d'un bouchon de plâtre.

3.1 CARACTÉRISTIQUES DU DÉCHET AVANT TRAITEMENT

Le déchet brut avant pré-traitement a été déclaré comme étant un produit phytosanitaire dénommé Pyral. Le catalogue des produits phytopharmaceutiques⁴ mentionne trois spécialités contenant l'appellation Pyral, toutes les trois renfermant de l'arsénite de soude. L'une d'elle, le « Pyral REP double » renferme également une autre substance active, le « zirame⁵ ». Les clichés réalisés lors du prétraitement (voir Annexe A) ainsi que les données de composition rassemblées dans la Fiche d'Identification Déchet (FID) permettent de conclure que le déchet considéré est bien du Pyral REP double.

Les substances actives présentes dans cette spécialité sont d'une part l'arsénite de soude (300 g/l, exempt de carbone organique) et le zirame (300 g/l, avec une concentration en carbone organique de 23,5%). De plus la FID fait état de la présence de :

- 16% de tensio-actif Soprophor, famille de produits actuellement composés de 28 références et commercialisés par Rhodia (ex Rhône Poulenc) ; le laboratoire du Dr Marx GmbH a retenu pour ses calculs un phosphate de tristiryphénol éthoxylé (concentration estimée en carbone organique de l'ordre de 70%) ;
- 1% de Rhodopol, famille de produits à base de gomme de xanthane, commercialisés par Rhodia (ex Rhône Poulenc) et utilisés pour leurs propriétés épaississantes et stabilisantes (concentration estimée en carbone organique de 45%) ;
- 8% d'antimousse, sans précision sur le type de formulation utilisée ; dans les gammes de produits proposés par le même fournisseur (Rhodia), les formulations possibles sont basées sur des polyméthylsiloxanes ; le chlorure de benzalkonium⁶ retenu par Curium (2016) est habituellement utilisé comme désinfectant ; les concentrations en carbone organique sont sensiblement différentes entre le chlorure de benzalkonium (74%) et les polyméthylsiloxanes (environ 32%).

⁴ Site <http://e-phy.agriculture.gouv.fr/> transféré depuis le 1/7/2015 à l'adresse suivante <https://ephy.anses.fr/>

⁵ dénommé « ziram » en anglais

⁶ Par ailleurs cette substance n'a pas d'usage phytopharmaceutique autorisé (<https://ephy.anses.fr/>).

Compte tenu de la composition annoncée dans la FID, la concentration en carbone organique du déchet Pyral avant traitement à la chaux est de l'ordre de 20% (estimation de Curium comprise entre 21 et 25%).

3.2 CARACTÉRISTIQUES DU PRÉ-TRAITEMENT AVANT LIVRAISON SUR LE SITE DE STOCAMINE

Un des objectifs du traitement à la chaux était de solidifier le déchet qui comportait initialement une phase liquide. Un autre objectif de ce traitement était de neutraliser le déchet afin d'insolubiliser l'arsenic : les composés de l'arsenic en présence de chaux ont en effet une solubilité décroissante quand le pH augmente.

La chaux utilisée pour le traitement est une chaux hydraulique (chaux hydraulique naturelle SOCLI, voir clichés en Annexe A).

La chaux hydraulique peut faire prise lorsqu'elle est mélangée à une quantité réduite d'eau du fait de la présence de silicate de calcium (base du ciment Portland). Dans le cas présent les données relatives à la composition de la chaux hydraulique naturelle SOCLI⁷ sont les suivantes :

- Dihydroxyde de calcium entre 15 et 65%, valeur typique 30% ;
- Silicate de calcium⁸ entre 10 et 45%, valeur typique 30% ;
- Carbonate de calcium entre 10 et 40%, valeur typique 25%.

Il n'y a pas d'impuretés relevant de la classification ni de l'étiquetage.

L'utilisation de ce type de chaux pour le traitement des déchets permet d'une part d'augmenter le pH jusqu'à une valeur supérieure à 12 (solubilisation de la chaux) et d'autre part d'avoir une prise lente (pouvant s'étaler sur plusieurs semaines), résultant de l'hydratation du silicate de calcium. Par la suite, l'exposition à l'atmosphère entraîne la carbonatation de la chaux, initialement présente et résultant de l'hydratation des silicates de calcium, contribuant aussi à la prise du matériau mais avec une cinétique plus lente. La carbonatation entraîne également une baisse lente du pH à plus longue échéance.

Dans le cas présent, le déchet traité est enfermé dans une sachet en polyéthylène placée dans un fût métallique fermé par un bouchon de plâtre empêchant celui-ci d'être en contact avec l'atmosphère et donc de subir la carbonatation. La présence de carbonates évoquée par le laboratoire du Dr Marx peut provenir des carbonates initialement présents dans la chaux hydraulique.

Il faut noter qu'en l'absence de chaux vive (CaO) le mélange de la chaux hydraulique avec le déchet n'entraîne pas de dégradation significative de la matière organique présente dans le déchet. La seule action possible de ce traitement sur la matière organique est une encapsulation (constitution d'une enveloppe autour des polluants) au sein du matériau cimentaire formé ou une adsorption à la surface de celui-ci.

⁷ Source : Fiche de Données de sécurité (FDS) relative aux chaux hydrauliques naturelles NHL, version 8 du 01/06/2015 – SOCLI / Italcementi Group.

⁸ Le numéro CAS fourni par le producteur de la chaux correspond à celui du silicate dicalcique $\text{SiO}_2(\text{CaO})_2$

Par ailleurs, les clichés relatifs au traitement du déchet montrent que le mélange semble avoir été réalisé pour partie à l'aide d'un malaxeur de type bétonnière et pour partie directement dans les fûts. Il est donc possible qu'il y ait une hétérogénéité dans la composition et la qualité du mélange d'un fût à l'autre.

Après traitement, la concentration moyenne en carbone organique du déchet correspond à la concentration dans le déchet brut affectée d'un facteur de dilution correspondant à l'ajout de chaux. La quantité de chaux correspond approximativement à 20 t pour 100 t de déchet brut, sur la base des quantités des déchets à traiter (100 t) et des déchets acceptés (120,74 t). La concentration en carbone organique ainsi calculée est d'environ 17%.

3.3 CONDITIONS D'ACCEPTATION DES DÉCHETS SUR LE SITE DE STOCAMINE

Les conditions d'acceptation des déchets par l'installation de stockage souterrain de StocaMine sont prescrites au Titre II de l'arrêté d'autorisation n° 970157 de la préfecture du Haut Rhin daté du 03/02/1997.

Lors de l'autorisation du site de stockage souterrain de StocaMine, la réglementation nationale relative au stockage de certains déchets industriels spéciaux était l'arrêté ministériel du 18 décembre 1992 modifié par l'arrêté du 18 février 1994. Le champ d'application de cet arrêté est limité « ... *aux installations de stockage permanent des déchets industriels spéciaux..., mises en services postérieurement à sa date de publication* ». L'article 7 de l'arrêté d'autorisation de l'installation de StocaMine prévoit que, d'une part, le stockage doit être réversible et que, d'autre part, il y a une obligation de déstockage à la fin de la période d'exploitation. **Ces activités ne relèvent donc pas du champ d'application de l'arrêté ministériel du 18 décembre 1992.**

La réglementation Européenne relative à la mise en décharge des déchets (directive 99/31/CE du 29 avril 1999) est postérieure à la publication de l'arrêté d'autorisation de l'installation de StocaMine. La publication de la décision européenne établissant les critères et procédures d'admission des déchets dans les décharges (décision 2003/33 du 19 décembre 2002) est quant à elle postérieure à l'acceptation sur site des déchets considérés.

L'article 11 de l'arrêté d'autorisation énumère les critères d'exclusion pour les déchets qui ne peuvent pas faire l'objet d'une procédure d'acceptation préalable. Comme cela est analysé par CURIUM (2016), le déchet Pyral, tel qu'il a été livré, n'appartient à aucune des catégories exclues. L'article 12 décrit les déchets admissibles et les catégories auxquelles ces déchets doivent appartenir. En fonction des informations contenues dans la FID mise à notre disposition, le déchet Pyral peut appartenir aux catégories 3 (déchets arséniés) ou 10 (produits phytosanitaires non organiques).

Dans la FID, le déchet est désigné (encadré 2) comme étant de l'arsénite de soude (Pyral) stabilisé avec de la chaux, ce qui correspond à un mélange minéral. Cependant les caractéristiques chimiques données dans l'encadré 6 montrent que l'arsénite de soude et la chaux ne représentent que respectivement 25% et 26,8% en moyenne du déchet brut et que 48,2% du déchet brut est constitué de molécules organiques : Zirame, tensioactif, stabilisant et antimousse. Le déchet

admis sur le site de StocaMine est donc majoritairement composé de substances minérales bien que contenant une part importante de molécules organiques.

L'arrêté d'autorisation et les procédures auxquelles l'INERIS a pu avoir accès ne contiennent pas de critère précis permettant de statuer sur le caractère organique ou non des déchets pouvant être admis sur le site de StocaMine. Le seul critère réglementaire dans le domaine du stockage des déchets industriels spéciaux permettant de statuer sur le caractère organique ou minéral d'un déchet se trouve dans les critères généraux d'admission des déchets à l'annexe 1 de l'arrêté ministériel du 18 décembre 1992. Ce critère est une concentration en carbone organique total inférieur à 10 g/kg de déchet, soit 1% en masse. Le site de stockage de StocaMine n'entrant pas dans le champ d'application de cet arrêté, ce critère n'est pas directement applicable.

Les éléments en possession de StocaMine à l'époque **étaient donc insuffisants pour permettre de valider l'acceptation ou le refus du déchet Pyral** sur le site de stockage. L'existence d'un critère précis pour statuer sur le caractère organique ou non des déchets acceptables aurait permis de lever le doute.

3.4 ETUDE DE LA NEUTRALISATION DU PYRAL

Comme cela a été indiqué précédemment, StocaMine a stocké des déchets contenant des produits phytosanitaires arséniés (Pyral) en provenance de la Société d'Exploitation Pyrométallurgique de Salsigne (SEPS) de la Combe du Saut.

Le certificat d'acceptation faisait état d'une quantité de 100 t d'arsenite de soude soumis à un prétraitement de neutralisation à la chaux avant conditionnement en fûts métalliques de 220 l.

Comme cela a également été vu précédemment, le déchet considéré correspond à du Pyral REP double, spécialité contenant de l'arsenite de soude (300 g/l) et du zirame (300 /g/l).

La question qui se pose ici concerne le degré de contamination des eaux souterraines suite à un éventuel relarguage de zirame dans celles-ci.

Pour cela deux aspects ont été envisagés : d'une part, la persistance du zirame dans les conditions de stockage et, d'autre part, sa solubilisation dans la saumure suite à l'envoyage de la mine.

Selon la bibliographie⁹, le zirame est peu persistant dans les sols avec des taux de minéralisation au laboratoire de 50 à 60% en 28 jours dans des sols sablo-limoneux à pH = 5,9, limoneux-sableux à pH = 7,5 et limoneux à pH = 8,2. Les vitesses de dégradation sont rapides avec des temps de demi-vie DT_{50} ¹⁰ inférieurs à 1 heure dans ces mêmes types de sol.

⁹ www.agritox.anses.fr

¹⁰ La demi-vie DT_{50} désigne le temps nécessaire pour que 50% de la masse de la substance disparaisse du sol ou de l'eau à la suite de transformations essentiellement de nature biologique (biodégradation) et physico-chimique (hydrolyse, photolyse, etc.).

De plus, le zirame est relativement peu mobile dans les sols avec un coefficient d'adsorption K_{oc}^{11} de 3732 dans les argiles.

Dans l'eau, les vitesses d'hydrolyse sont variables en fonction du pH mais toujours rapides, DT_{50} de 0,17 heure à 25 °C à pH = 5, de 17,7 heures à pH = 7 et de 6,3 jours à pH = 9.

Pour vérifier la persistance du zirame dans les conditions de stockage, c'est-à-dire après neutralisation à la chaux et stockage pendant environ 15 ans, des analyses chimiques ont été réalisées sur un échantillon de déchet.

Un échantillon de déchet classé B10 (résidu phytosanitaire non organique) a donc été transmis au laboratoire du Dr. Marx GmbH. Le but de l'analyse est de vérifier la persistance du zirame dans le déchet et, le cas échéant, si le zirame présent dans le déchet est susceptible de passer en solution dans une saumure saturée.

Les méthodes d'analyse classiquement utilisées pour mesurer les dithiocarbamates, classe chimique à laquelle appartient le zirame, procèdent par une hydrolyse en milieu acide pour décomposer la molécule et déterminer le bisulfure de carbone formé selon la réaction présentée en Figure 13 :

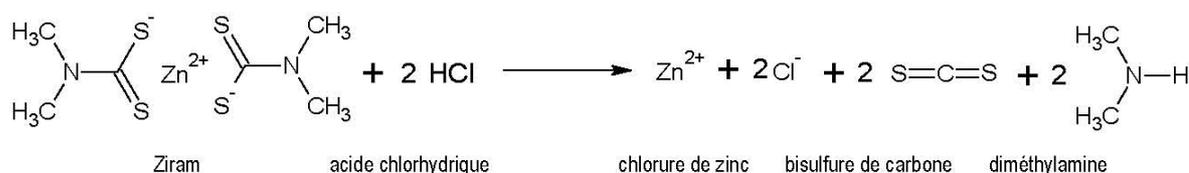


Figure 13 : Réaction d'hydrolyse du Zirame (ou Ziram) en milieu acide

Ces méthodes ne sont pas appropriées parce qu'elles ne permettent pas de prouver que la molécule était présente avant analyse. Dans ce cas-là, les bisulfures de carbone issus de ce traitement à la chaux auraient été extraits et déterminés. Les bisulfures de carbone éventuellement formés lors du traitement à la chaux devraient rester en phase liquide adsorbés dans le déchet puisque le point d'ébullition est de 46,3°C même si les fûts ne sont pas tout à fait étanches.

Toute autre méthode de détermination du zirame par Chromatographie en Phase Gazeuse (CPG) est également inappropriée puisqu'elle nécessite une évaporation du produit à analyser et qu'il n'est pas possible d'évaporer le zirame sans le détruire.

Dans ces conditions, le laboratoire s'est inspiré d'une méthode par chromatographie liquide haute pression (HPLC) développée par l'OSHA (Occupational Safety and Health Administration) pour mesurer le zirame dans l'air.

¹¹ coefficient de partage carbone organique/eau.

La méthodologie suivie paraît appropriée. Les vérifications ont été faites pour assurer que le pic correspondait bien au zirame par son spectre UV. Il aurait pu être intéressant de faire un ajout dosé de zirame dans l'échantillon à la fois pour confirmer que le pic détecté dans l'échantillon correspondait bien au zirame et pour évaluer le rendement d'extraction. Les essais de dilution dans l'acétonitrile paraissent également appropriés pour vérifier l'extraction complète du zirame par cette extraction douce aux ultrasons.

Selon les analyses réalisées le taux de dégradation du zirame dans le déchet est de 39% (entre 20% et 57% en tenant compte de l'incertitude de mesure), soit un taux beaucoup plus faible que ce qui pouvait être prédit à partir des essais de laboratoire sur la matière active pure.

Pour modéliser la solubilisation du zirame contenu dans les déchets après ennoyage de la mine par la saumure, un essai de lixiviation avec de la saumure a été effectué. Les analyses ont été faites sur la base du ratio correspondant aux masses et volumes mis en jeu : 44 000 t de déchets et entre 7 000 et 70 000 m³ de saumure, soient des rapports liquide/solide de respectivement 0,16 ml/g et 1,59 ml/g. Les études ont été réalisées pour le ratio liquide/solide de 1,59 ml/g, le rapport 0,16 ml/g ne permettant pas de récupérer une phase liquide après lixiviation.

Cette étude conclut que seul 0,094% du zirame présent dans le déchet étudié a été solubilisé par la saumure soit, compte tenu de la persistance de la matière active dans le déchet, 0,153% du zirame initialement mis dans le stockage.

La concentration en zirame dans la nappe d'Alsace suite à un ennoyage du stockage sera donc estimée à environ 3.10^{-5} µg/l sur la base de :

- une quantité de déchet initiale de 121 t pour un volume de 7000 m³ ;
- un pourcentage de zirame dans le déchet de 10,4% ;
- un taux de solubilisation de 0,159% ;
- un facteur de dilution entre la concentration dans le stockage (terme source) et celle de la nappe dans la première maille du modèle (Amélie 1 couche 3) d'environ 8.10^7 .

Cette concentration est à comparer à la norme de qualité pour les eaux souterraines pour les substances actives de pesticide¹² soit 0,1 µg/l soit un « facteur de sécurité » de l'ordre de 3000.

¹² Directive 2006/118/CE du Parlement Européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

4. ANALYSE DE LA DÉGRADATION D'UN BARRAGE ET IMPACT SUR LA NAPPE

4.1 MODES DE DÉGRADATION ENVISAGEABLE

Plusieurs modes de dégradation des barrages prévus pour être mis en place peuvent être envisagés. Les modes de dégradation plausibles peuvent avoir une origine mécanique, hydraulique ou chimique.

Rappelons au préalable que :

- les barrages devront être mis en place dans des galeries après terrassement de la zone endommagée, de manière à les situer au plus près de la zone saine ;
- une fois les barrages en place, les vides vont continuer leur convergence (fermeture) ce qui va conduire, au droit des barrages, à une augmentation des contraintes sur ceux-ci (12 MPa en fin de convergence) et, en dehors des barrages, à la poursuite de la fermeture des vides ; donc, à terme, le matériau constituant le barrage, dont la résistance mécanique sera adaptée à la contrainte verticale finale, sera immobilisé de part et d'autre ;
- les barrages seront en place bien avant que le niveau d'envoyage n'arrive à leur hauteur (prévu dans plus de 200 ans sur le scénario initial) ;
- aucun phénomène d'envoyage rapide (type rupture d'ouvrage) n'étant envisageable dans le contexte local, la mise en pression brutale de la face des barrages extérieure au stockage n'est pas plausible ; en revanche, la fermeture totale (au sens de l'annulation de toute ouverture hydraulique) de toutes les fractures/fissures présentes dans le massif encaissant les barrages et éventuellement au sein des barrages pourrait ne pas être garantie¹³ et la matière qui constituera les barrages devra être adaptée aux fluides avec lesquels elle sera en contact (saumure saturée dans la phase de remplissage et saumure polluée dans la phase d'expulsion) ; la dissolution ou l'attaque chimique ne semble *a priori* pas plausible.

Compte tenu de ces éléments, la dégradation la plus plausible pourrait être une malfaçon qui entraînerait une baisse significative de la performance d'un des

¹³ Il est bien connu en génie civil qu'une bonne compaction (remblai, milieu granulaire, etc.) ne peut être obtenue sous une contrainte isotrope (comme c'est le cas dans le sel) ni avec un chargement statique ou quasi-statique (comme c'est le cas d'une galerie souterraine). Bien au contraire, un bon état de compaction nécessite des sollicitations dynamiques (voir l'essai dynamique de Proctor qui est utilisé en mécanique des sols pour l'étude de compaction). Le recours à des rouleaux compresseur pour compacter des couches du sol est d'ailleurs motivé pour exercer des sollicitations dynamiques, tout en mobilisant des contraintes déviatoriques de faible amplitude. Enfin, il est bien connu, en particulier pour le sel, que la bonne compaction nécessite la présence d'humidité : elle ne peut pas être obtenue à l'état sec (comme c'est le cas dans une mine de sel, loin de l'entrée d'air).

ouvrages. Cela pourrait survenir malgré le barrage pilote prévu, les divers contrôles envisagés et surtout, l'augmentation de contrainte qui est un élément favorable à la fermeture des vides et au resserrement des matériaux.

Le scénario étudié dans la suite est un barrage dont la perméabilité est 10 fois supérieure à celle initialement prévue.

4.2 IMPACT DE LA DÉGRADATION D'UN FACTEUR 10 DE LA PERMÉABILITÉ D'UN BARRAGE

Ce point est abordé dans le chapitre 5 au 5.2 remarque 4.

5. EXPLICITATION DE LA MÉTHODE DE CALCUL CONVERGENCE/CONSOLIDATION

Ce chapitre a pour objectif de présenter la démarche adoptée par l'INERIS pour l'évaluation du risque de pollution de la nappe aquifère d'Alsace, lié au stockage de déchets de StocaMine. Les phénomènes physiques régissant le transport de contaminants sont d'abord présentés avant de procéder à une description qualitative du scénario retenu pour l'évaluation du risque. Les ordres de grandeur intervenant dans une analyse quantitative du risque sont enfin discutés à partir d'une approche autant que possible simple, tout en se reportant aux encarts 1 et 2, situés en fin de chapitre, pour plus de détails sur la modélisation théorique et numérique. La note s'appuie sur les résultats déjà rapportés dans les différents documents et supports de présentations de l'INERIS, dans le cadre des études réalisées sur le stockage de StocaMine.

5.1 PHÉNOMÈNES RÉGISSANT LE RISQUE DE POLLUTION DE LA NAPPE

5.1.1 MÉCANISMES PRIS EN COMPTE DANS LES ÉTUDES ANTÉRIEURES À CELLES DE L'INERIS

Le piégeage à l'échelle géologique des gisements de gaz et d'hydrocarbures dans les formations protégées par des bancs de sel atteste de l'étanchéité de cette roche. Toutefois, cette propriété peut être compromise dans le contexte d'exploitations souterraines du fait notamment de la réalisation des puits verticaux mettant en communication le sel et les niveaux aquifères. Par ailleurs, des perturbations induites par des exploitations minières (endommagement des terrains lié au creusement des ouvrages et au foudroyage du toit de l'exploitation) sont de nature à compromettre l'étanchéité du sel, de la potasse et d'autres évaporites.

Le secteur ouest des MDPAs dans lequel se trouve le site de StocaMine est accessible par 15 puits. 13 d'entre eux ont été fermés dans le passé par des techniques habituelles sans précaution particulière, leur fermeture datant d'avant la réalisation de StocaMine. Seuls deux puits (Joseph et Else) situés à proximité du site de StocaMine sont encore ouverts.

Ainsi, les études antérieures à celles menées par l'INERIS sur le site de StocaMine ou dans le contexte de fermeture des MDPAs ont considéré la possibilité, dans le temps, d'une circulation d'eau à travers les puits. Ce scénario a été retenu pour évaluer le risque d'une contamination de la nappe d'Alsace, dès la première étude réalisée en 1996 par l'École des Mines de Paris pour le dossier d'autorisation de StocaMine (rapport de MM. Combes et Ledoux).

Cette étude a considéré l'envoyage progressif du secteur ouest à travers les puits. L'eau infiltrée deviendrait entièrement saturée au contact du sel créant ainsi une interface « saumure-eau douce » au toit du sel dans chacun des puits. Comme par ailleurs, la cote d'interface varie d'un puits à l'autre du fait du pendage des bancs de sel, un écart de pression des fluides (colonne de saumure et eau douce) apparaîtrait entre les puits les plus éloignés qui sont distants d'une dizaine de km. Le gradient hydraulique ainsi généré étant très faible, le débit de circulation d'eau entre le(s) puits d'entrée d'eau douce et de sortie de saumure serait également très faible. Cela serait aussi le cas du flux de contaminants susceptibles d'être transportés par cet écoulement.

5.1.2 MÉCANISME PRÉPONDÉRANT PRIS EN COMPTE PAR L'INERIS

Un autre mécanisme de transport, à notre avis largement prépondérant, a été considéré par l'INERIS : il s'agit de l'expulsion de la saumure présente dans les espaces vides sous l'effet de la fermeture progressive des ouvrages souterrains. Il résulte du phénomène de fluage, bien connu pour le sel, la potasse et d'autres évaporites. En effet, il est unanimement admis que toute cavité réalisée dans le sel se ferme entièrement à long terme. De nombreux exemples existent à travers le monde, y compris aux MDPAs, mais la vitesse de fermeture de l'ouvrage souterrain varie considérablement selon la profondeur, la température, la méthode d'exploitation ou de creusement, la nature du sel, etc.

En général, les parements d'un ouvrage souterrain réalisé dans les formations évaporitiques convergent presque linéairement dans le temps, si l'ouvrage est vide. En revanche, la présence d'un matériau au sein de l'ouvrage s'oppose à cette fermeture et ralentit la convergence des parements, puisque des pressions croissantes se développent au sein de ce matériau consécutivement à sa compression progressive, imposée par le fluage du sel.

C'est le cas des chantiers d'exploitation aux MDPAs où le foudroyage du toit a été pratiqué après l'exploitation des couches de potasse (descente des terrains fracturés de recouvrement dans les tailles exploitées). C'est aussi le cas des ouvrages de StocaMine remplis de déchets. Dans les deux cas, du fait de la compaction progressive des matériaux, la vitesse de fermeture des ouvrages diminue progressivement. Toutefois, ce phénomène se poursuit jusqu'à la fermeture complète de tout espace vide, puisque la pression développée au sein des terrains foudroyés ou des déchets reste inférieure à la pression naturelle des terrains (dite lithostatique) : le phénomène de fluage se poursuit alors du fait de la subsistance d'un écart de pression, même très faible. Il n'y a qu'après la fermeture totale des vides que le fluage s'arrête entièrement (état naturel des gisements non exploités).

La pression de saumure liée à l'ennoyage de la mine conduit également au ralentissement de la fermeture des cavités salines. Comme la densité de la saumure vaut pratiquement la moitié de celle des terrains salifères, tout se passe comme si l'ouvrage ennoyé se trouvait à une profondeur deux fois plus faible. Sachant par ailleurs que la vitesse de fluage du sel dépend fortement de l'état de contrainte lié à la profondeur (loi de puissance de Norton), lorsque la profondeur est divisée par deux, la vitesse de fluage diminue d'un ordre de grandeur. Cela va dans le sens d'une réduction de la vitesse de remontée de la saumure contaminée, dans l'hypothèse d'une communication hydraulique entre l'eau d'ennoyage et les déchets.

5.2 SCÉNARIO RETENU POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE DE CONTAMINATION DE LA NAPPE

Pour évaluer le risque d'une contamination de la nappe d'Alsace par les déchets stockés sur le site de StocaMine dans la mine Amélie, l'INERIS s'est basé sur le scénario suivant :

- 1- Ennoyage à travers les puits : les 15 puits du secteur Ouest des MDPA constituent des chemins préférentiels d'infiltration d'eau dans la mine. L'eau douce infiltrée se charge en sel au contact de ce matériau et la saumure saturée remplit progressivement tout l'espace vide notamment au sein des terrains foudroyés. Le niveau de la saumure saturée remonte progressivement et atteint celui de la nappe d'Alsace, au bout d'un temps relativement long. La durée de cette période d'ennoyage dépend essentiellement de deux facteurs : le volume des vides disponibles et le débit d'eau introduite dans le secteur ouest.
- 2- Remontée de la saumure par le fluage : à la fin de l'ennoyage, la saumure infiltrée dans les espaces vides remonte vers la surface du fait de la fermeture progressive des vides, imposée par le fluage du sel. Dans ce cas, une certaine masse de sel est susceptible d'être introduite à long terme dans la nappe d'Alsace. Il s'agit d'un risque de pollution distinct de celui des déchets et dont l'occurrence est indépendante de la présence ou non du stockage et de la communication hydraulique entre l'eau d'ennoyage et les déchets.
- 3- Mise en place des barrages autour du stockage : le risque d'une contamination de la saumure ennoyant le secteur ouest par les déchets dépend de la perméabilité des matériaux encaissant le stockage. L'INERIS a préconisé la mise en place de barrages à très faible perméabilité. Cette disposition a pour objectif de retarder autant que possible la sortie de la saumure contaminée par les déchets, dans le cas d'ennoyage du stockage. L'idée est de mettre à profit la diminution progressive de la vitesse de fluage du stockage sous l'effet de la compaction des déchets, pour que le moteur de transport de la saumure contaminée vers la nappe soit le moins puissant possible.

- 4- Possibilité de défaillance d'un barrage : tout en préconisant la mise en place des barrages, l'INERIS a considéré que cette disposition ne garantirait pas, à long terme, l'absence totale de communication hydraulique entre la saumure et les déchets. En effet, la fermeture de toutes les voies d'accès au stockage nécessite la construction de 21 barrages dans des galeries majoritairement doubles, séparées par des piliers peu larges. Ces galeries présentent un état de stabilité médiocre (décollement des bancs de toit, soufflage du mur), leurs parements sont fracturés et leur perméabilité est importante (d'après les mesures *in situ* réalisées à la suite des études de l'INERIS). Dans ces conditions, l'INERIS a retenu la possibilité d'une introduction de saumure dans le stockage à travers quelques fractures qui ne seraient pas colmatées au sein ou autour d'au moins un des 21 barrages. Si la possibilité d'un colmatage de toutes les fissures comprimées par le fluage du sel et devenues entièrement étanches nous semble peu plausible, tant que l'environnement du stockage est sec, cela peut se produire après l'envoyage. En effet, le phénomène de dissolution-précipitation de sel (« *pressure solution* »), en présence d'humidité ou de saumure est bien connu, compris et expliqué scientifiquement : il a été mis en évidence par des expériences de laboratoire et observé *in situ*. Ce fait a conduit l'INERIS à considérer qu'une fois les vides du stockage remplis de saumure, la sortie de la saumure contaminée par les déchets se ferait très lentement à travers la faible perméabilité matricielle des matériaux constituant les barrages. Là encore, le moteur de transport de la saumure contaminée vers l'extérieur est le fluage du sel, ralenti par la pression développée au sein des déchets et des matériaux de remplissage éventuel des blocs qui ne contiennent pas de déchets, et ce consécutivement à leur compaction.
- 5- Dilution de la saumure contaminée : la saumure contaminée sortant des barrages remonte vers la surface en se mélangeant avec la saumure non contaminée provenant des travaux miniers et qui n'a pas traversé le stockage. La forte concentration initiale en contaminants de la saumure au sein du stockage (terme source de pollution) se réduit donc considérablement par cette dilution, dans la mesure où le débit de la saumure non contaminée est nettement plus important que celui sortant des barrages dotés d'une très faible perméabilité.
- 6- Dispersion dans la nappe : une deuxième dilution va ensuite se produire, dans l'hypothèse d'une arrivée de la saumure dans la nappe d'Alsace. Là encore, le débit de la saumure remontant du secteur ouest est négligeable devant le débit important de cette nappe. Les différents contaminants se dispersent donc considérablement dans la nappe d'Alsace et leur concentration diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne des puits concernés. Cette dispersion a été évaluée par un modèle hydrodynamique de la nappe d'Alsace, en trois dimensions, en considérant l'hypothèse de la

sortie de la saumure contaminée par plusieurs puits parmi les 5 plus proches du site de StocaMine.

5.3 MODÉLISATION DU TRANSPORT DES CONTAMINANTS

Pour évaluer le risque d'une contamination de la nappe d'Alsace, dans l'hypothèse de l'ennoyage du stockage, le recours à une modélisation utilisant les codes de calcul numérique s'est avéré indispensable. Nous avons considéré l'ensemble des phénomènes interagissant : mécaniques (fluage du sel), hydrauliques (écoulement de la saumure), géochimiques (interactions chimiques entre les déchets et la saumure) et hydrodynamiques (écoulement de la nappe d'Alsace). Il s'agit d'une modélisation transitoire tenant compte de l'évolution dans le temps des différents paramètres. C'est un modèle de milieu poreux dans lequel la compaction non linéaire des déchets et des vides miniers ainsi que l'écoulement à travers les barrages ont été modélisés à l'aide du code de calcul 3D aux éléments finis, Comsol Multiphysics.

Les équations régissant les phénomènes intervenants sont présentées dans l'encart 1.

Les résultats obtenus par le modèle numérique en régime transitoire, en termes de concentrations en différents contaminants, ont été ensuite introduits, en tant que données d'entrée, dans un autre code de calcul numérique adapté à la modélisation hydrodynamique 3D de la nappe d'Alsace. Il s'agit du code « MARTHE » du BRGM, déjà mis en œuvre pour l'étude de la pollution de cet aquifère, dans un contexte différent de celui de StocaMine.

Si le modèle de transport hydrogéochimique et celui de fluage de sel sont bien connus, nous ne disposons d'aucune expérience de laboratoire ou *in situ* sur la compaction des déchets, pour définir avec certitude leur modèle de comportement mécanique et les paramètres qui interviennent. Ainsi, en s'inspirant des modèles utilisés en Génie Civil pour la compaction des remblais et des matériaux granulaires, nous avons retenu un modèle robuste qui reproduit bien qualitativement l'interaction mécanique entre les déchets et le fluage du sel.

Pour prendre en compte l'incertitude susceptible de peser sur les résultats de la modélisation, une étude paramétrique a été réalisée en considérant plusieurs valeurs de la raideur des déchets.

Les résultats de la modélisation indiquent que la vitesse de convergence des galeries de stockage est susceptible de se réduire considérablement dans le temps, du fait de la réaction mécanique des déchets qui, en se comprimant, s'opposent progressivement à la convergence des galeries. Ainsi, la vitesse de convergence du stockage, actuellement, de l'ordre de 1% par an, est susceptible de se réduire à 0,1% par an au maximum, au bout d'environ trois siècles mais cette diminution est ralentie ensuite par la compaction importante des déchets et en cas d'ennoyage du stockage.

Les résultats des calculs suggèrent que la vitesse de convergence pourrait difficilement atteindre des valeurs inférieures à 0,001% par an (10^{-5} an^{-1}), même à très long terme, au bout d'une dizaine de milliers d'année. Une plage de variation comprise entre 10^{-5} et 10^{-4} an^{-1} nous semble plausible, si l'on considère une période d'ennoyage allant de 300 à 1000 ans.

Ces vitesses bien que très faibles et imperceptibles à la surface du sol, sont susceptibles de générer un transport de contaminants vers la nappe d'Alsace. Ce phénomène a été évalué par l'INERIS selon plusieurs hypothèses, en particulier compte tenu des différentes masses de déchets contenant du mercure. Les résultats obtenus ont fait l'objet de différents rapports (les derniers résultats étant présentés dans ce rapport). Ils indiquent que les concentrations en différents contaminants dans la première maille du modèle BRGM de la nappe d'Alsace restent bien inférieures aux seuils réglementaires. C'est aussi le cas du mercure, principale source potentielle de pollution.

Ces résultats étant issus d'une modélisation numérique complexe (calculs hydromécaniques et géochimiques transitoires et non linéaires), une estimation simplifiée est proposée dans la suite, dans l'objectif d'identifier facilement les principaux paramètres intervenant et leurs ordres de grandeur.

5.4 ESTIMATION DES ORDRES DE GRANDEUR INTERVENANT DANS UNE ANALYSE QUANTITATIVE DU RISQUE

Comme nous l'avons déjà précisé, les Mesures de Maîtrise des Risques (MMR) préconisées par l'INERIS, en particulier la mise en place de barrages suffisamment longs et à très faible perméabilité, ont pour objectif de retarder autant que possible la sortie de la saumure contaminée par les déchets. En effet, aussi bien le temps de transport de la saumure à travers un barrage que le débit de cette saumure dépendent de la longueur et de la perméabilité des barrages¹⁴. Ainsi, le temps de remplissage des espaces vides du stockage et le temps de sortie de la saumure contaminée sont d'autant plus longs que le stockage est protégé par des barrages longs et faiblement perméables.

Si les caractéristiques des barrages sont déterminantes pour la maîtrise des risques de pollution en cas d'ennoyage à moyen terme (durant quelques siècles), elles n'interviennent plus dans le transport à très long terme, au-delà d'une période liée notamment à l'écoulement transitoire de la saumure sortant des barrages. Ce fait permet d'identifier facilement les paramètres régissant le risque de pollution à long terme de la nappe et d'évaluer l'ordre de grandeur des facteurs intervenant.

¹⁴ Dans un écoulement en milieu poreux régi par la loi de Darcy, le temps de transport est proportionnel au carré de la longueur du milieu traversé (ici, un barrage) et inversement proportionnel à sa perméabilité, tandis que le débit est proportionnel à la perméabilité et inversement proportionnel à la longueur.

Ainsi, une approche simplifiée d'évaluation du risque de pollution à long terme de la nappe d'Alsace est présentée dans l'encart 2, en considérant le risque de contamination par les déchets contenant du mercure. Comme indiqué plus haut, il s'agit du principal risque mis en évidence par l'étude géochimique précédemment réalisée par l'INERIS.

Plusieurs constats importants peuvent être faits sur la base du calcul simple présenté dans l'encart 2 :

- 1- le flux massique de mercure est indépendant du volume des vides du stockage. Ce point a été souligné dans la présentation de l'INERIS faite au Copil StocaMine du 1^{er} avril 2011. Toutefois, nous avons préconisé le remplissage des blocs qui ne contiennent pas de déchets dans le seul objectif d'empêcher la progression du décollement du toit du stockage, phénomène susceptible d'impacter la perméabilité du toit ;
- 2- les caractéristiques des vides miniers en particulier leur volume et leur vitesse de fermeture n'interviennent pas dans la contamination de la nappe sur le long terme ;
- 3- la concentration à long terme du mercure dans la nappe dépend exclusivement de trois paramètres : la masse de mercure, la vitesse de fluage du sel au niveau du stockage et le débit de la nappe d'Alsace.

D'un point de vue quantitatif, l'évaluation simplifiée du risque de pollution au mercure de la nappe d'Alsace, présentée dans l'encart 2, confirme les résultats de la modélisation numérique 3D : compte tenu de l'estimation actuelle de la masse de mercure (26 t), des valeurs de vitesse de convergence du stockage inférieures à 0,01% par an permettraient de s'assurer que les seuils réglementaires liés à la présence de mercure dans la nappe d'Alsace seront respectés à long terme. Cette condition peut être réunie compte tenu de l'importance de trois temps caractéristiques qui influent sur le risque de pollution :

- le temps d'envoyage des MDPAs ;
- le temps de remplissage du stockage entouré par des barrages ;
- le temps nécessaire à la sortie de la saumure saturée au travers des barrages faiblement perméables.

Encart 1 – Modèle hydromécanique-transport de StocaMine

Equations intervenant dans le modèle

A- Conservation de la masse fluide (m_f):

$$\partial m_f / \partial t = \text{div} (q_f)$$

q_f : débit du fluide (m^3/an) $q_f = K / \eta \text{ grad } P$ (dans les barrages)

K: perméabilité intrinsèque des barrages: (m^2)

η : viscosité dynamique de la saumure (voisine de 10^{-3} Pa.s)

P: pression de fluide (Pa)

div : divergence ; grad : gradient

A1- Dans le stockage: $\Phi_1 \beta \partial P_1 / \partial t + 2(1 + \Phi_1) \partial \varepsilon / \partial t = q_{f1}$ (débit entrant dans les barrages)

A2- Dans les barrages: $\Phi_2 \beta \partial P_2 / \partial t = \text{div}(q_f) = K / \eta \partial^2 P_2 / \partial x^2$

Φ_1 : porosité des déchets (de l'ordre de 0,35) , Φ_2 : porosité des barrages (estimée à 0,05-0,1)

β : compressibilité de la saumure = 4.10^{-5} MPa $^{-1}$

K: perméabilité intrinsèque des barrages (m^2), prise entre 10^{-19} et 10^{-18} m 2

η : viscosité dynamique de la saumure: 10^{-3} Pa.s

$\partial \varepsilon / \partial t$: vitesse de fluage du stockage

B- Fluage:

$$\partial \varepsilon / \partial t = A (\sigma_d - \langle \sigma_{\text{déchets}} - P_{\text{saumure}} \rangle)^n$$

σ_d : contrainte déviatorique in situ

$\langle \quad \rangle$: valeur positive de

A et n : paramètres du fluage de sel, déterminés en laboratoire par des essais de fluage et ajustés par des mesures de convergence réalisées sur le site de StocaMine (voir le rapport INERIS sur l'étude géomécanique, INERIS-DRS10-108130-14273A du 23/12/2010) :

$A = 0,022 \exp(-4700/T) j^{-1}$, T : température en Kelvin et n = 4

C- Débit de fuite des barrages :

$q_f = K / \eta . \partial P / \partial x$: loi de Darcy

D- Flux massique de contaminants :

$q_m = \text{flux convectif} + \text{flux diffusif (négligeable)} = C \cdot q_f + D \cdot S \cdot \text{grad } C$ (loi de Fick)

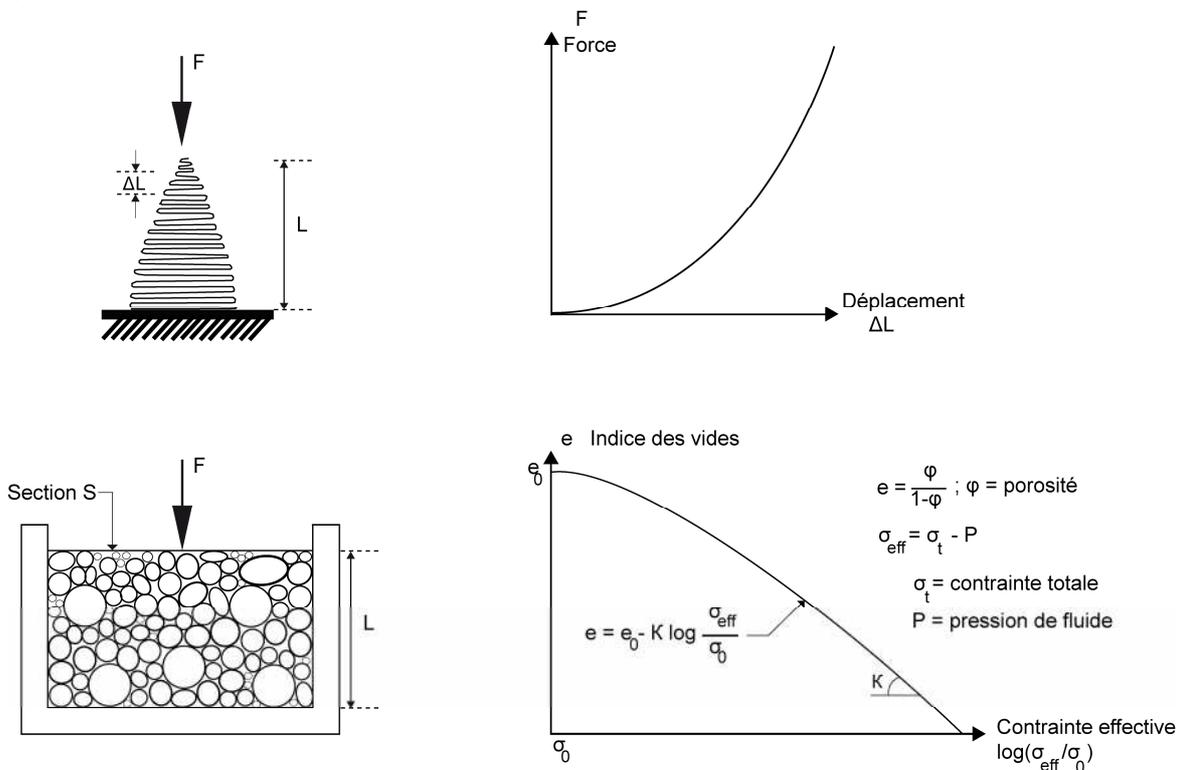
C : concentration en contaminant (ici le mercure)

D : Diffusivité (voisine de $10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$)

S: Aire de section des barrages

E- Modèle de compaction des déchets

Le modèle de compaction des déchets est présenté ci-dessous. C'est un modèle élastique non linéaire permettant d'exprimer l'augmentation de la raideur des déchets avec leur compaction. Ce type de modèle est fréquemment utilisé en Génie Civil pour l'étude de la compaction (remblais, sables, matériaux granulaires...).



Modèle de compaction des déchets

Ce modèle reproduit bien la diminution non linéaire de l'indice des vides (e) lié à la porosité (ϕ). De plus, il présente l'avantage d'être caractérisé seulement par deux paramètres : indice des vides initial (e_0) et raideur (k). Le premier est lié à la porosité initiale des déchets qui peut être estimé entre 30 et 40% (valeurs habituelles pour des matériaux non compactés et plausibles étant donné vu le remplissage des galeries par des big bags et des fûts). C'est une porosité de 33% ($1/3$) qui a été retenue dans plusieurs études INERIS (nous verrons toutefois dans l'encart 2, ci-après, que la porosité du stockage n'intervient pas dans la concentration du mercure dans la nappe).

Quant à la valeur du paramètre caractérisant la raideur, elle a été déterminée en considérant qu'à très long terme, tout l'espace vide du stockage sera rempli du fait du fluage du sel. La contrainte moyenne au sein du stockage atteindra alors sa valeur limite donnée par la contrainte lithostatique dans le massif soit environ 12 MPa à la profondeur moyenne du stockage (520 m). On obtient $k = 0,2$ si $e_0=0,5$.

Principaux résultats

La figure A ci-dessous présente les résultats de la modélisation de la convergence des galeries de stockage remplies de déchets. Il s'agit d'un calcul fait dans l'hypothèse du remplissage des vides au bout de 1000 ans (d'autres hypothèses ont également été étudiées).

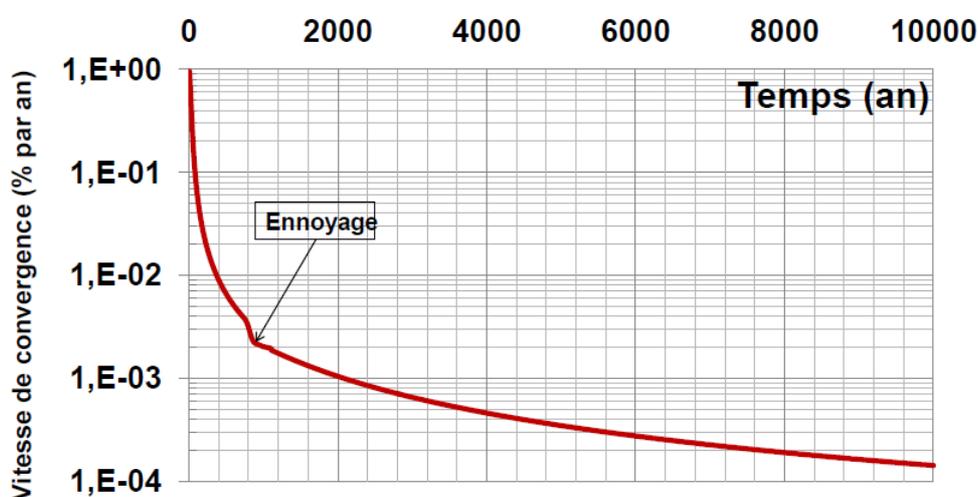


Figure A - Résultats du modèle de compaction retenu (l'ordonnée est en % par an)

Cette figure montre que la vitesse de convergence du stockage, actuellement voisine de 1% par an en moyenne (d'après les mesures *in situ*), se réduit considérablement avec le temps et ce d'une manière fortement non linéaire : elle est divisée pratiquement d'un facteur 100 au bout de 200 ans, d'un facteur 1000 au bout de 2000 ans.

Comme la vitesse de convergence constitue potentiellement le principal moteur de transport des contaminants en cas d'ennoyage du stockage, on conçoit l'intérêt de retarder autant que possible ce phénomène pour que cette vitesse devienne suffisamment faible.

Pour cerner l'influence du modèle de compaction des déchets sur les résultats du calcul, nous avons utilisé par ailleurs un modèle très simple considérant un comportement élastique linéaire des déchets, caractérisé par leur module d'élasticité. Le calcul a été fait avec une très large gamme de valeurs du module allant de 1 à 1000 MPa.

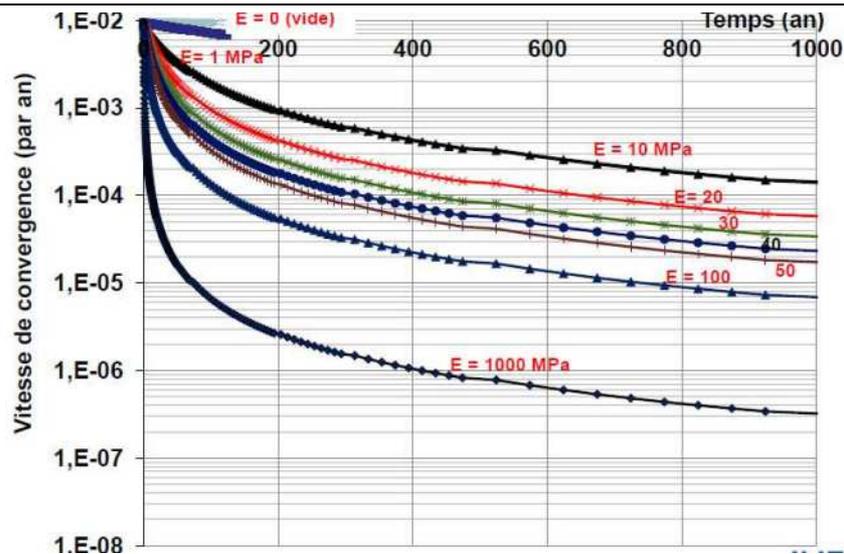


Figure B - Résultats du modèle simplifié de compaction utilisé pour étude paramétrique (*l'ordonnée est ici en vitesse de déformation*)

Les résultats présentés sur la figure B sont qualitativement les mêmes que ceux obtenus avec le modèle non linéaire (plus réaliste et représentatif du comportement mécanique des déchets) : la vitesse de convergence diminue fortement dans le temps, d'une manière non linéaire. Les mêmes ordres de grandeur de vitesse sont d'ailleurs globalement retrouvés malgré la différence entre les deux modèles. Dans une période d'ennoyage allant de 300 à 1000 ans et dans un intervalle des valeurs du module d'élasticité des déchets compris entre 10 et 100 MPa, la vitesse de convergence du stockage varie d'un facteur 10 pour un temps donné. En considérant des valeurs vraisemblables du module de quelques dizaines de MPa pour les déchets, la vitesse de convergence varie entre 10^{-5} et 10^{-4} an^{-1} . Elle reste donc inférieure ou égale à 0,01% par an. Cette estimation est cohérente avec celle du modèle non linéaire et justifie le choix de la valeur de vitesse de convergence de 0,01% (10^{-4} an^{-1}), retenue par l'INERIS dans les premières études réalisées en 2011. Elle permet également d'affirmer que cette valeur est affectée d'une incertitude significative d'un facteur 10, ce qui justifie de prendre une marge de sécurité d'un ordre de grandeur par rapport aux résultats de la modélisation effectuée avec des valeurs moyennes.

Encart 2 - Facteurs intervenant dans l'évaluation du risque de pollution de la nappe d'Alsace

La concentration à la source (C_{Hg} en kg/m^3) au sein du stockage isolé par les barrages est estimée en considérant que tout le mercure (la masse M_{Hg} en kg) passe en solution : c'est une hypothèse plausible compte tenu de la grande solubilité du mercure :

$$C_{Hg} = M_{Hg}/V_{videsStock}^{15} \text{ où } V_{videsStock} \text{ est le volume des vides du stockage. (1)}$$

Par ailleurs, le flux massique du mercure (q_{Hg} en kg/an) sortant des barrages peut être estimé¹⁶ par $q_{Hg} = C_{Hg} \times q_{stockage}$ où $q_{stockage}$ désigne le débit de la saumure contaminée sortant du stockage à travers les barrages.

Or, le débit de la saumure peut être approchée par la relation $q_{stockage} = V_{videsStock} \times \varepsilon^{\circ}_{volStock}$ dans laquelle $\varepsilon^{\circ}_{volStock}$ correspond à la vitesse de la variation de volume du stockage, donnée par la vitesse de convergence du stockage ou encore celle du fluage du sel.

En remplaçant cette relation dans celle du flux massique, on obtient :

$$q_{Hg} = C_{Hg} \times q_{stockage} = (M_{Hg}/V_{videsStock}) \times (V_{videsStock} \times \varepsilon^{\circ}_{volStock}) = M_{Hg} \times \varepsilon^{\circ}_{volStock} \quad (2)$$

Cette relation indique que le flux massique de mercure est indépendant du volume des vides du stockage. Il dépend exclusivement de deux facteurs : la masse de mercure et la vitesse de déformation volumique du stockage (sensiblement proportionnelle à la vitesse de convergence).

La concentration de la saumure contaminée après dilution dans la saumure non contaminée remontant des vides miniers ($C_{Hg\dil}$) est donnée par le rapport du débit à la sortie du stockage ($q_{stockage}$) sur le débit de la saumure non contaminée remontant des vides miniers (q_{minier}) :

$$C_{Hg\dil} = C_{Hg} \times q_{stockage} / q_{minier} \quad (3)$$

De même, la concentration de la saumure contaminée après dilution dans la nappe ($C_{HgNappe}$) est essentiellement donnée par le rapport du débit de la saumure remontant des vides miniers (q_{minier}) sur le débit de la nappe (q_{nappe}), le débit de la saumure contaminée sortant du stockage ($q_{stockage}$) étant négligeable devant le débit des vides miniers (q_{minier}) :

$$C_{HgNappe} = C_{Hg\dil} \times q_{minier} / q_{nappe} = C_{Hg} \times q_{stockage} / q_{minier} \times q_{minier} / q_{nappe} \\ \text{ou encore : } C_{HgNappe} = C_{Hg} \times q_{stockage} / q_{nappe} \quad (4)$$

¹⁵ Cette relation est bornée par la concentration à la saturation qui est élevée pour le mercure.

¹⁶ En négligeant le transport par diffusion, phénomène très lent et effectivement négligeable dans ce contexte.

Cette relation montre que la concentration du mercure dans la nappe est indépendante du débit de la saumure remontant des vides miniers et donc des caractéristiques de ces vides, en particulier leur volume et leur vitesse de fermeture.

En considérant que $C_{Hg} = M_{Hg}/V_{\text{videsStock}}$ et $q_{\text{stockage}} = V_{\text{videsStock}} \times \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}}$ et en les remplaçant dans la dernière relation ci-dessus, on obtient :

$$C_{\text{HgNappe}} = C_{\text{Hg}} \times q_{\text{stockage}} / q_{\text{nappe}} = (M_{\text{Hg}}/V_{\text{videsStock}}) \times (V_{\text{videsStock}} \times \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}}) / q_{\text{nappe}}$$

$$C_{\text{HgNappe}} = M_{\text{Hg}} \times \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}} / q_{\text{nappe}} \quad (5)$$

Cette relation indique qu'à long terme, la concentration du mercure dans la nappe dépend exclusivement de trois paramètres : la masse de mercure, la vitesse de fluage du stockage et le débit de la nappe d'Alsace.

Application numérique

Prenons des valeurs de vitesse d'écoulement de 3 à 5 m/j pour la nappe d'Alsace, dans le secteur des puits proches de StocaMine¹⁷ et un volume local autour du puits, de taille identique à celle d'une maille du modèle MARTHE du BRGM, utilisé par l'INERIS pour l'évaluation de la pollution de la nappe d'Alsace, soit 125 m x 125 m X 10 m (cette hauteur varie dans le modèle). Le débit local est donc estimé à travers une surface de $S = 125 \times 10 = 1250 \text{ m}^2$:

$$q_{\text{nappe}} = (3-5) \times 1250 = 3750-6250 \text{ m}^3/\text{j} = (1,4-2,3) \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$$

Prenons par ailleurs la valeur de la masse de mercure estimée actuellement à 25,7 tonnes (25700 kg).

L'introduction des valeurs de débit (q_{nappe}) et de masse (M_{Hg}) dans la relation (5) donne:

$$C_{\text{HgNappe}} = 25700 \times \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}} / (1,4-2,3 \cdot 10^6) \quad (6)$$

Retenons en outre la valeur réglementaire actuelle du seuil de concentration en mercure pour les aquifères d'eau potable (AEP) qui est de 1 µg/L soit 10^{-6} g/L ou 10^{-6} kg/m^3 . Ainsi :

$$10^{-6} = 25700 \times \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}} / (1,4-2,3 \cdot 10^6) \text{ ou } 25700 \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}} = 1,4 - 2,3$$

$$\text{soit } \varepsilon^{\circ}_{\text{volStock}} = 5-9 \cdot 10^{-5} \text{ an}^{-1} \quad (7)$$

On retient comme ordre de grandeur, une vitesse de convergence de $2-5 \cdot 10^{-5} \text{ an}^{-1}$ (la déformation volumique est environ deux fois la convergence verticale étant donné l'expansion des piliers), dans l'hypothèse où toute la saumure contaminée sort d'un seul puits. Cette valeur est multipliée par 5 si cette saumure sort de

¹⁷ Valeurs obtenues par le modèle MARTHE du BRGM dans le secteur des puits proches de StocaMine, en prenant une perméabilité de $6-8 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ et un gradient local de 5-6% (valeurs extraites des isovaleurs présentés dans le rapport du BRGM).

l'ensemble de 5 puits du secteur StocaMine.

Dans tous les cas, il s'agit d'une valeur critique de vitesse de convergence du stockage, au-delà de laquelle, le seuil réglementaire peut localement être dépassé.

Le même raisonnement peut être fait en prenant la valeur de l'Environnement Local Témoin (ELT) pour la nappe d'Alsace, donnée dans le rapport INERIS (2011), soit 0,2 g/L pour le mercure. La vitesse de convergence du stockage doit alors être 5 fois plus faible.

Ces vitesses de convergence de quelques 10^{-5} an^{-1} (supérieures à 0,001% par an) sont à comparer à celles obtenues par la modélisation numérique et présentées en annexe B. On retrouve les mêmes ordres de grandeur ce qui permet de conclure que, dans l'hypothèse d'un transport de saumure contaminée au bout de 1000 ans, les concentrations en contaminants à la sortie des puits seraient bien plus faibles que les valeurs réglementaires actuellement en vigueur.

Toutefois, les valeurs calculées par la modélisation peuvent être affectées par des incertitudes pesant sur les paramètres du modèle. Seuls les ordres de grandeurs sont à retenir, les valeurs numériques étant susceptibles de varier d'un ordre de grandeur selon les paramètres d'entrée du modèle

6. RÉFÉRENCES

HENNEBERT P., 2010. « STOCAMINE. Évaluation du terme source dans le scénario du stockage illimité : calculs des quantités de contaminants stockés, et des concentrations potentielles en solution et en phase gazeuse en cas d'ennoyage ». Rapport INERIS DRC-10-108130-12610B du 3 novembre 2011, 113 p.

HENNEBERT P et QUIOT F., 2013. « STOCAMINE. Modélisation complémentaire du terme source en fonction des scénarios de déstockage étudiés (5) – Tracé des panaches consécutifs à ces 5 scénarios ». Rapport INERIS DRC-13-140901-10732A du 25 octobre 2013, 41 p.

CURIUM, 2016. Rapport « MDPA à Wittelsheim (68) Maîtrise d'œuvre pour le déstockage partiel des déchets stockés dans l'ancien site de STOCAMINE – Evaluation de la pertinence de la procédure d'acceptation du lot de déchets arséniés Pyral ». CURIUM, 21 mars 2016.

QUIOT F, 2012. Stockage souterrain de STOCAMINE (68). Impact potentiel du stockage sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité. Rapport INERIS DRC-12-108130-00744B du 19 avril 2012.

7. ANNEXES

Nom	Libellé	Pages
Annexe A	Reconditionnement du Pyral et de l'arsenite de soude (documents ICF Environnement, 2001)	2 A4

Annexe A

**Reconditionnement du Pyral et de
l'arsenite de soude**

(documents ICF Environnement, 2001)

Archives mensuelles\0201\Pyral\934



Archives mensuelles\0201\Pyral\930



Le pyral est vidé dans les fûts de 200 l, et mélangé avec de la chaux

Archives mensuelles\0201\Pyral\932



Stockage des fûts de pyral, dans le local Expédition (196 fûts)

Reconditionnement du pyral

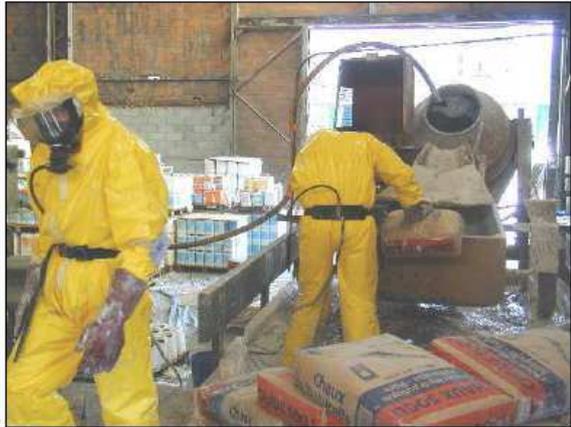
Source : ICF Environnement, 2001. Rapport d'activité : Site de la Combe de Saut.
FEVRIER 2001\Travaux réalisés\Pyral

Archives mensuelles\0101\Arsénite\687



Stockage de la chaux

Archives mensuelles\0101\Arsénite\739



Les bidons sont découpés, et l'arsénite est vidée dans le malaxeur avec de la chaux

Archives mensuelles\0101\Arsénite\718



Le mélange chaux/arsénite de soude, est ensuite conditionné en fûts de 200 l

Archives mensuelles\0101\Arsénite\719



Reconditionnement de l'arsénite de soude

*Source : ICF Environnement, 2001. Rapport d'activité : Site de la Combe de Saut.
JANVIER 2001\Travaux réalisés\Recond pyral*