

Etude technique et financière de la faisabilité de la poursuite d'un déstockage partiel, en parallèle de la poursuite du confinement

Volet hydrogéologique

Projet n°ALSP190266 – 30 septembre 2020

Rapport n°104806/C



Fiche signalétique

Etude technique et financière de la faisabilité de la poursuite d'un déstockage partiel, en parallèle de la poursuite du confinement

Volet hydrogéologique

CLIENT	SITE
MDPA	MDPA
Avenue Joseph Else – BP 50 68 310 Wittelsheim	Avenue Joseph Else – BP 50 68 310 Wittelsheim
Détails du client	Mme Céline Schumpp Liquidatrice amiable et Secrétaire Générale Tél : +33 3 89 57 87 32 Mail : c.schumpp@mdpa.fr

RAPPORT D'ANTEA GROUP	
Direction de projet	Stéphane HEUDE Sophie JANVIER (adjoite)
Rapport n°	A104806 - Volet hydrogéologique
Version n°	C
Votre commande et date	Marché n° 2019-MF001 - A.E. du 03/09/2019
Projet n°	ALSP190266

	Nom	Fonction	Date	Signature
Rédaction	Matthias LECHENARD	Ingénieur de projet, hydrogéologue	30/09/2020	
Approbation	Norbert KLEINMANN	Chef de projet, hydrogéologue	30/09/2020	
Relecture qualité	Christine MAXANT	Secrétariat	30/09/2020	

Suivi des modifications

Indice Version	Date de révision	Nombre de pages	Nombre d'annexes	Objet des modifications
A	17 juillet 2020	61	1	Création
B	3 septembre 2020	60	1	Prise en compte des remarques techniques des MDPAs
C	30 septembre 2020	60	1	Version définitive

Sommaire

1. Contexte et objectif de l'avis sur la modélisation de l'épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace.....	7
1.1. Contexte général	7
1.2. Objectif du présent avis.....	8
1.3. Documents soumis au présent avis	9
1.4. Documents liés du groupement Antea Group - Tractebel	10
2. Historique de la procédure concernant le volet hydrogéologique	11
3. Rappels généraux	15
3.1. Contexte géologique	15
3.1.1. Stratigraphie	15
3.1.1.1. Formation du secondaire.....	15
3.1.1.2. Formations du tertiaire.....	15
3.1.1.2.1. Eocène.....	15
3.1.1.2.2. Oligocène	15
3.1.1.2.3. Plio-quadernaire	18
3.1.2. Contexte structural	19
3.1.2.1. Tectonique	19
3.1.2.2. Sismicité et mouvements futurs.....	19
3.1.2.3. Diapirisme	19
3.2. Contexte hydrogéologique	20
3.2.1. Aquifères des formations Secondaires	20
3.2.2. Aquifères des formations du Tertiaire	20
3.2.2.1. Le sannoisien	20
3.2.2.2. Le Stampien	20
3.2.2.3. Le Chattien.....	20
3.2.3. Aquifère alluvial du Quaternaire.....	21
3.2.3.1. Caractéristiques principales.....	21
3.2.3.2. Piézométrie.....	21

3.2.3.3. Qualité des eaux	24
3.2.3.3.1. Captages en eau potable	24
3.2.3.3.2. Suivi réalisé par StocaMine (MDPA).....	25
3.2.3.3.3. Projet ERMES 2016.....	27
3.3. Etude du terme source	30
3.4. Environnement minier.....	33
3.5. Voies potentielles et débits d'infiltration	35
3.5.1. Les sondages d'exploration.....	35
3.5.2. Puits.....	35
3.5.3. Failles.....	36
3.5.4. Débits d'infiltration	36
3.6. Ennoyage et arrivée de la saumure saine au niveau du stockage	37
3.7. Données concernant la saturation du stockage par la saumure saine et la sortie de saumure contaminée par les barrages	40
3.8. Remontée de saumure vers la nappe alluviale	42
4. Avis sur la modélisation de l'épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace	43
4.1. Principe général	43
4.2. Calcul du débit et des concentrations en saumure contaminée	44
4.3. Dispersion de la saumure contaminée dans la nappe d'Alsace.....	45
4.3.1. Modèle utilisé.....	45
4.3.2. Extension et géométrie du modèle.....	45
4.3.3. Données et hypothèses du modèle hydrodynamique.....	47
4.3.4. Calage du modèle hydrodynamique	47
4.3.5. Données et hypothèses du modèle hydrodispersif	49
4.3.6. Calage du modèle hydrodispersif.....	49
4.3.7. Modélisation du scénario de référence	49
4.4. Evaluation quantitative du risque par une estimation des ordres de grandeur.....	57
5. Avis sur le bénéfice environnemental local sur la nappe d'Alsace (aspect hydrogéologique) des 3 scénarios envisagés	59

Table des figures

Figure 1 :	Localisation générale des travaux miniers et du site StocaMine (<i>source : MDPA</i>)14
Figure 2 :	Coupe générale nord-sud des terrains dans la région de Mulhouse et coupe statigraphique synthétique du bassin potassique (<i>source [2]</i>).....16
Figure 3 :	Coupe géologique au droit des travaux miniers (<i>source : [17]</i>)17
Figure 4 :	Carte géomorphologique de la plaine du Rhin.....18
Figure 5 :	Distribution des perméabilités au sein des 3 couches de la nappe d'Alsace (<i>source : MDPA</i>).....22
Figure 6 :	Carte piézométrique du 06 novembre 2018 (<i>source : APRONA</i>).....23
Figure 7 :	Carte des panaches de concentration en chlorures en 2016 (<i>sources : ERMES et ARS</i>)28
Figure 8 :	Carte de concentration en arsenic en 2016 (<i>source : ERMES et ARS</i>)29
Figure 9 :	Organisation des travaux miniers des secteurs ouest et est (<i>source : MDPA</i>).....33
Figure 10 :	Positionnement du Stot par rapport au site de StocaMine et localisation du stockage par rapport au gisement de potasse déjà exploité (<i>sources : [4] et StocaMine</i>).....34
Figure 11 :	Isolement entre le secteur est et ouest (<i>source : [8]</i>)34
Figure 12 :	Localisation des deux sondages VAPB2 et VLPB2 (<i>source : [24]</i>)38
Figure 13 :	Schéma de principe de la fuite de saumure au droit de la nappe d'Alsace (<i>source : [18]</i>)43
Figure 14 :	Maillage du modèle en plan (en haut) et en coupe (en bas) (BRGM [13]).....46
Figure 15 :	Charges simulées en régime permanent (en m) avec isovalues simulées (en bleu) et observées (en rouge) et corrélation entre charges observées et simulées (<i>source : [7]</i>)48
Figure 16 :	Panaches de la concentration en saumure en mg/l calculée à 10 ans (à gauche) et 1 000 ans (à droite) suivant le début de l'épanchement en nappe de saumure non contaminée par les 5 puits dans la couche 3 du modèle (<i>source : [13]</i>)51
Figure 17 :	Concentrations moyennes en Hg, Cr, Sb, As, Cd, Pb, Ni, Ba, Cu, calculées selon le scénario dit « 93 % » au droit des 5 puits de mine dans les 3 couches du modèle du BRGM au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans (avec t_0 la date de mise en place des barrages de confinement) et comparaison à l'environnement local témoin et aux limites de qualité pour une eau de consommation humaine (<i>source : [21]</i>)52
Figure 18 :	Panaches de mercure dans la couche 3 du modèle dans la configuration de déstockage actuelle au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans (<i>source : [21]</i>)53
Figure 19 :	Extension du panache selon la tierce expertise [18]55
Figure 20 :	Panache de mercure dans la couche 3 du modèle dans la configuration de déstockage actuelle au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans (<i>source : [21]</i>)56

Table des tableaux

Tableau 1 :	Bilan de la qualité des eaux souterraines de la nappe d'Alsace (<i>source : [17]</i>).....	26
Tableau 2 :	Réévaluation du terme source pour 3 scénarios et évolution des concentrations en g/l (<i>source : [21]</i>).....	30
Tableau 3 :	Comparaison des valeurs d'ennoyage des vides miniers obtenues par l'INERIS [11], la tierce expertise [18] et CESAME [24].....	39
Tableau 4 :	Tableau récapitulatif des données concernant la saturation du stockage par la saumure saine et la sortie de saumure contaminée par les barrages.....	40
Tableau 5 :	Evaluation du bénéfice environnemental local sur la nappe d'Alsace (aspect hydrogéologique) de chaque scénario en comparaison avec le scénario S1	60

Table des annexes

Annexe I	Glossaire
----------	-----------

1. Contexte et objectif de l'avis sur la modélisation de l'épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace

1.1. Contexte général

Le projet StocaMine, autorisé en février 1997, prévoyait de stocker des déchets dangereux pendant une durée de trente ans et dans des conditions réversibles en exploitation, dans des galeries creusées à cet effet dans les couches de sel gemme situées sous les anciennes couches du gisement de potasse exploité par les Mines De Potasse d'Alsace (MDPA) à Wittelsheim (68).

L'incendie survenu dans le bloc 15 en septembre 2002 a mis un terme à la poursuite de l'exploitation, alors qu'environ 44 000 tonnes de déchets ultimes avaient été stockées.

Un déstockage partiel de déchets mercuriels et de déchets phytosanitaires contenant du zirame, représentant environ 2 400 tonnes et contenant 95 % du mercure, a été achevé fin 2017.

Le confinement définitif des déchets non déstockés a été autorisé par arrêté préfectoral du 23 mars 2017. Les MDPA sont le maître d'ouvrage de la fermeture du stockage.

L'opération de confinement comprend la réalisation de douze barrages (ouvrages de scellement de galeries). Elle doit être achevée fin 2023 dans le scénario actuel et au plus tard en 2027.

A la demande de l'Etat, le BRGM a réalisé en 2018 une étude dont l'objet était l'analyse de la faisabilité technique et le délai d'une opération de déstockage total (hors bloc 15) sans en juger de la pertinence. L'étude du BRGM a conclu que le déstockage total (hors bloc 15) est envisageable et conduirait à un confinement définitif terminé aux environs de mi-2030.

Le Ministre de la Transition Écologique et Solidaire a alors annoncé en février 2019 le lancement d'une étude technique et financière de la faisabilité de la poursuite d'un déstockage partiel, en parallèle de la poursuite du confinement, pouvant se dérouler jusqu'à 2027.

Les MDPA ont confié cette étude au groupement Antea Group – Tractebel Engie.

Trois scénarios, intitulés S2, S3 et S4, sont analysés :

- S2 : déstockage de 100% des déchets hormis ceux du bloc 15, option dont la faisabilité a été développée par le BRGM,
- S3 : déstockage de l'ensemble des déchets hormis ceux du bloc 15, à l'exclusion des résidus d'incinération, des déchets amiantés et des déchets générés par le chantier de déstockage achevé en 2017, solution alternative également développée par le BRGM dans son rapport,
- S4 : déstockage supplémentaire de déchets à définir en qualité et en quantité dans le cadre de la présente étude

Pour chacun de ces scénarios, seront évalués les conditions de sécurité, le bénéfice environnemental et les coûts.

L'étude comprend neuf volets définis dans le cahier des charges :

- Volet 1 : Elimination des déchets déstockés
- Volet 2 : Evaluation des risques sécurité et environnementaux
- Volet 3 : Etude des techniques à mettre en œuvre et de leur sécurisation – prise en compte des contraintes de la mine
- Volet 4 : Etude logistique et planification
- Volet 5 : Analyse des conséquences sur le projet de confinement
- Volet 6 : Mise en situation des équipements existants pour un horizon 2027
- Volet 7 : Etude des risques généraux et de leurs barrières
- Volet 8 : Inventaire des démarches administratives, de leurs délais et des conditions de réussite de ces démarches
- Volet 9 : Elaboration du budget

Le présent rapport concerne l'avis sur les conclusions des études hydrogéologiques de l'impact sur la nappe rhénane du volet 2 – Evaluation des risques sécurité et environnementaux.

1.2. Objectif du présent avis

La connaissance des impacts du projet sur la ressource en eau souterraine de la nappe d'Alsace a été abordée dans de nombreuses études détaillées et exhaustives qui ont eu pour but d'identifier les mécanismes qui régissent le devenir de l'eau du stockage de StocaMine à la suite de son ennoyage. Ces impacts ont été pris en compte dans le Dossier de Demande d'Autorisation et le mémoire complémentaire répondant aux demandes du préfet et de l'avis de l'Autorité Environnementale sur ce Dossier de Demande d'Autorisation. Cette demande a abouti à l'obtention de l'autorisation de confinement définitif des déchets non déstockés par arrêté préfectoral du 23 mars 2017.

Le Ministre de la Transition Écologique et Solidaire a annoncé en février 2019 le lancement d'une étude technique et financière de la faisabilité de la poursuite d'un déstockage partiel, en parallèle de la poursuite du confinement, pouvant se dérouler jusqu'à 2027. Cette décision fait suite à l'étude du BRGM commandée par l'Etat dont l'objet était l'analyse de la faisabilité technique, le délai et le coût d'une opération de déstockage total (hors bloc 15 incendié en 2002) sans en juger de la pertinence.

Les MDPA demandent, sur instruction de l'Etat (unique actionnaire des MDPA), au groupement Antea Group – Tractebel Engie d'évaluer le bénéfice environnemental de l'opération de déstockage selon les scénarios S2, S3 et S4 sur la qualité de la nappe phréatique d'Alsace en comparaison avec le scénario S1. Le scénario S1, défini dans l'arrêté préfectoral du 23 mars 2017, comprenait le déstockage du mercure et de phytosanitaires contenant du zirame (terminé fin 2017) et le confinement du site par remblayage et construction de barrages dont le planning prévoit l'achèvement en 2023 sans déstockage supplémentaire.

L'objectif du présent avis est de réaliser une revue critique des documents soumis à l'avis et de répondre aux interrogations des MDPA. La présente étude a pour objectif de détecter, dans les documents soumis à l'avis, et eu égard à la réglementation en vigueur et aux règles de l'art, ce qui est conforme, ce qui manque et les incertitudes qui subsistent.

1.3. Documents soumis au présent avis

- [1]. IPG – Estimation des mouvements sismiques à la cote de -500 m en haute Alsace.
- [2]. ENSMP – LHM/RD/90/60 – Mines de Potasse d'Alsace - Etude de sûreté d'un projet de stockage de déchets toxiques dans la mine Amélie - Approche des problèmes liés à l'hydrogéologie
- [3]. BRGM – RR-40335-FR – Modèle de la nappe d'Alsace - Projet de développement 312 - Rapport final – décembre 1998
- [4]. MICA & ISPS – n°04-69 – Etude géologique, hydrogéologique et géotechnique du centre de stockage de StocaMine à Wittelsheim (Haut-Rhin) – mai 2004
- [5]. CESAME – L'ennoyage de la mine de potasse - Secteur Ouest – septembre 2006
- [6]. BRGM – RP-55056-FR – Modélisation des langues salées du Bassin potassique – novembre 2006
- [7]. BRGM – RP-54389-FR – Modélisation de la salure profonde au droit et en aval du bassin potassique – juin 2006
- [8]. CESAME – AB/1143/04/08 – L'ennoyage des mines de potasse - Dossier commun : secteurs Est et Ouest – avril 2008
- [9]. BRGM – Les effondrements dus à l'exploitation du sel – 2009
- [10]. INERIS – DRS-10-108130-03801A – Stockage souterrain de StocaMine (68) - Synthèse critique des études hydrogéologiques sur l'ennoyage du site – 30 mars 2010
- [11]. INERIS – DRS-10-108130-12810B – Stockage souterrain de StocaMine (68) - Etude hydrogéologique de l'ennoyage du site – 09 mars 2011
- [12]. INERIS – DRC-10-108130-12610B – StocaMine - Evaluation 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 – 03 novembre 2011
- [13]. BRGM – RP-60256-FR – Modélisation d'une fuite de saumure à partir du site de stockage souterrain de StocaMine : simulation d'un 5^{ème} scénario – octobre 2011
- [14]. INERIS – DRC-12-108130-00744B – Stockage souterrain de StocaMine (68) - Impact potentiel du stockage souterrain sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité – 19 avril 2012
- [15]. INERIS – DRC-13-140901-10732A – Modélisation complémentaire du terme source en fonction des scénarios de déstockage étudiés (5) - Tracé des panaches consécutifs à ces 5 scénarios – 25 octobre 2013
- [16]. ITASCA – 14R-028/A1 – Stockage de Wittelsheim - Etude de comparaison entre les barrages en bentonite et les barrages en béton Sorel – 22 décembre 2014
- [17]. CESAME – 1758-AB/DL/2015 – Annexe 4 du Dossier de Demande d'Autorisation de prolongation du stockage souterrain de déchets dangereux StocaMine pour une durée illimitée situé à Wittelsheim - Bilan écologique - Etude d'impact – 01 juillet 2015
- [18]. ARTELIA, K-UTEC & IfG – n°8410973 – Dossier de prolongation pour une durée illimitée de l'autorisation du 03 février 1997 relative au stockage souterrain de produits dangereux non radioactifs - Tierce expertise - Rapport hydraulique – mai 2016
- [19]. K-UTEC – Evaluation des données, rapports et expertises d'inventaire existants pour les substances dangereuses stockées dans l'ancien site de stockage souterrain de déchets StocaMine, et leur potentiel de mobilisation après le confinement/la fermeture du site minier – 2 mai 2016
- [20]. ARTELIA, K-UTEC & IfG – n°8410973 – Dossier de prolongation pour une durée illimitée de l'autorisation du 03 février 1997 relative au stockage souterrain de produits dangereux non radioactifs - Tierce expertise - Note relative à la réévaluation des quantités en contaminants – avril 2016

- [21]. INERIS – DRS-16-157108-05017A – Réponse aux sollicitations de l'Autorité Environnementale et du tiers expert – 01 juin 2016
- [22]. ITASCA – 16R-006A1 – Evaluation des flux potentiels de saumure contaminée en considérant le remplissage des blocs vides du stockage avec des havrits de sel et des barrages en béton spécial – 03 juin 2016
- [23]. MDPA – Dossier de demande d'autorisation pour la prolongation, pour une durée illimitée, de l'autorisation de stockage souterrain en couches géologiques profondes de produits dangereux non radioactifs (StocaMine, Wittelsheim) - Mémoire complémentaire répondant aux demandes du Préfet et à l'avis de l'Autorité Environnementale – 29 juin 2016
- [24]. CESAME – ABLA_DoL/MIN_2143 (V3) – Mines de Potasses d'Alsace - Secteur Ouest - Rapport d'analyse des données du suivi des niveaux de surface et des niveaux d'ennoyage – juin 2020

1.4. Documents liés du groupement Antea Group - Tractebel

- [25]. Rapport d'étude Antea Group – Tractebel A104101 – Volet 1 – Elimination des déchets déstockés, version C du 30/09/2020
- [26]. Rapport d'étude Antea Group - Tractebel A106472 – Définition du scénario S4, version C du 30/09/2020

2. Historique de la procédure concernant le volet hydrogéologique

Les MDPA ont déposé le 9 janvier 2015 un dossier de demande de transformation du site de stockage en site de stockage à durée illimitée. L'arrêté préfectoral du 23 mars 2017 autorise les MDPA à prolonger pour une durée illimitée le stockage en couches géologiques profondes sur le ban de la commune de Wittelsheim (68) après déstockage partiel du mercure.

La localisation des travaux miniers, du site StocaMine et des limites des concessions est reportée sur la **Figure 1**. **A noter que seuls 5 puits de mine, sur les 15 au total pour le secteur ouest, susceptibles d'épancher de la saumure contaminée sont représentés sur cette carte, les 10 autres n'étant pas directement concernés par la présente étude.**

Le Dossier de Demande d'Autorisation, qui prévoit la transformation du stockage temporaire en stockage permanent, se base sur les deux hypothèses suivantes :

- Retrait partiel du mercure avec un objectif fixé à 93 % ;
- Confinement autour des déchets restants.

Cette configuration correspond au scénario S1 en cours de préparation par les MDPA. Le déstockage du mercure et de phytosanitaires contenant du zirame a été terminé fin 2017. Le confinement du site sans déstockage supplémentaire (remblayage et construction de barrages) est prévu en 2023.

Les sujets développés dans l'annexe 4 du Dossier de Demande d'Autorisation [17] liés à l'hydrogéologie sont résumés selon les points suivants :

- Le contexte géologique et hydrogéologique est développé à partir des nombreuses études qui ont été menées dans le secteur. La géométrie des couches géologiques est bien connue notamment à partir des sondages réalisés dans le cadre de l'exploitation minière. La problématique des venues d'eau lors des phases d'exploration du gisement de potasse a été particulièrement suivie car elle constitue un risque lors de l'exploitation des mines de sel souterraines. Un bilan des venues d'eau est réalisé par aquifère potentiel traversé. La nappe d'Alsace est largement décrite à partir des données des forages exploités pour l'alimentation en eau potable et industrielle. La géométrie, les caractéristiques hydrodynamiques et la piézométrie de cet aquifère sont bien connues. Un modèle hydrodynamique et hydrodispersif a été développé par le BRGM en 1998 [3] puis repris successivement en 2006 ([6] et [7]) et 2011 [13] ;
- Le bilan qualitatif de la nappe d'Alsace est réalisé à partir de 6 forages AEP localisés autour du site de StocaMine et à partir du suivi réalisé par StocaMine / MDPA ;
- L'ennoyage des travaux miniers constitue l'un des sujets principaux du dossier. Suite à l'arrêt des travaux miniers incluant le rebouchage des puits, un débit très faible, notamment à l'extrados des puits, peut s'infiltrer de la nappe alluviale vers la mine puis cheminer vers les points bas et remplir les travaux miniers. En parallèle, le fluage du massif salifère entraîne la convergence des parois des galeries, la compaction des terrains foudroyés et des déchets. Lorsque la totalité des vides souterrains seront remplis de saumure, le fluage des terrains entraînera la migration progressive de saumure vers la nappe alluviale. La durée d'ennoyage

dépend des vides miniers, de leur évolution dans le temps et du débit d'ennoyage. A la fin de l'ennoyage, plusieurs scénarios de migration progressive de la saumure sont abordés :

- Remontée de saumure par diapirisme : remontée de sel vers la surface suite à la formation d'un dôme de sel ;
- Epanchement de saumure du fait d'un déséquilibre hydrostatique : la cote du toit des terrains salifères est plus élevée au nord qu'au sud du secteur ouest du fait du pendage des couches vers le nord-ouest. Le gradient hydraulique de la nappe d'Alsace est également plus élevé au sud du secteur ouest. En conséquence le déséquilibre de pression hydrostatique sera compensé par une remontée de l'interface eau douce/eau salée. La remontée de cette interface au droit de terrains perméables pourrait entraîner un épanchement de saumure ;
- Ecoulement de saumure par poursuite de la compaction : du fait de la compaction des vides miniers (y compris après leur ennoyage), la saumure pourrait être remobilisée et serait poussée vers la surface soit par l'intermédiaire des puits de la mine, des failles ou des sondages de reconnaissance qui ont été réalisés historiquement lors de l'exploitation des mines de potasse ;
- Le terme source constitue le deuxième sujet principal du dossier, il constitue en effet la donnée d'entrée pour le modèle hydrodispersif et le calcul de l'impact qualitatif sur la nappe d'Alsace. Une modélisation géochimique a été mise en œuvre pour calculer les concentrations à l'équilibre dans la saumure à partir de la composition des déchets. Les résultats de ces premières études ont permis de mettre en place une réflexion sur le confinement des déchets afin de retarder une sortie potentielle des contaminants du stockage d'environ 1 000 ans. Un modèle hydromécanique-transport a été ensuite développé pour calculer le débit de fuite à travers les barrages du stockage et les concentrations en éléments de la saumure contaminée. Ces données constituent les données d'entrée du modèle hydrodynamique et hydrodispersif développé par le BRGM ;
- L'évaluation des impacts sur la nappe d'Alsace est appréhendée à l'aide du modèle développé par le BRGM.

En application des dispositions de l'article R. 515-13 du code de l'environnement, le Préfet du Haut-Rhin a demandé aux MDPA de faire procéder à une tierce expertise du Dossier de demande. Une tierce expertise a été constituée par le groupement des sociétés ARTELIA EAU et ENVIRONNEMENT, K-UTEC et IfG.

La tierce expertise est notamment constituée d'un rapport hydraulique abordant les points suivants :

- La première partie du rapport analyse les voies potentielles d'infiltration et les débits associés. Cette partie aborde le rôle du Stot dans la séparation du secteur ouest puis détaille les possibles voies de transfert de l'eau dans les travaux miniers (failles réactivées, sondages et puits) pour enfin évaluer le débit d'infiltration à partir des volumes d'exhaure mesurés ;
- La seconde partie du rapport s'attache à considérer l'ennoyage des travaux miniers et l'arrivée de la saumure saine au niveau du stockage de StocaMine. Ce paragraphe expose les phénomènes qui contribuent à l'ennoyage des travaux miniers puis évalue les valeurs physiques associées que sont le débit d'infiltration (abordé en première partie), les vides initiaux, les phénomènes de dissolution et les phénomènes de réduction des vides. Enfin la tierce expertise évalue la date d'arrivée de la saumure saine au niveau du stockage de StocaMine et la compare aux valeurs du Dossier de Demande ;
- La troisième partie aborde la cinétique de saturation du stockage par la saumure en évaluant l'évolution des vides du stockage, les débits d'infiltration dans le stockage au travers des

barrages de confinement (en considérant que la perméabilité du sel sera rapidement négligeable voire nulle) et le temps de saturation du stockage ;

- Dans une quatrième partie, le rapport analyse le transfert de saumure vers la nappe d'Alsace, c'est-à-dire le débit de saumure contaminée en sortie du stockage et la prise en compte de la dilution avec le débit de saumure saine en provenance des vides miniers ;
- Enfin, la dernière partie est consacrée à la dilution dans la nappe d'Alsace. La tierce expertise expose les hypothèses prises en compte pour modéliser le panache de pollution dans la nappe d'Alsace. Afin d'évaluer la pertinence des résultats du Dossier de Demande, une modélisation (éléments finis) a été développée par la tierce expertise.

La tierce expertise a également réévalué les quantités en contaminants stockés à partir des résultats d'analyses réalisées en octobre 2015 et en février 2016 sur l'ensemble des déchets (à l'exception des déchets amiantés). Le tiers expert conclut que la quantité de mercure stockée est évaluée à environ 26 tonnes alors que l'évaluation de l'INERIS conduisait à une quantité de 53 tonnes.

Suite aux rapports de la tierce expertise, l'INERIS a rendu un rapport répondant aux sollicitations de l'Autorité Environnementale et du tiers expert sur le Dossier de Demande de stockage illimité de Wittelsheim. Les points fondamentaux, traitant de l'hydrogéologie, abordés dans ce rapport sont les suivants :

- Réévaluation du terme source selon trois scénarios : 1) sans déstockage, 2) avec retrait de 93% (95% selon l'inventaire de 2016) de la masse de mercure originellement en place, 3) avec retrait d'environ 56% de la masse du mercure (57% selon l'inventaire de 2016), **sachant que le scénario dit « 93% » (scénario S1) correspond à la situation actuelle concernant la masse de mercure déstockée ;**
- Evaluation de l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau à partir des concentrations résultantes dans la nappe d'Alsace et des cartes des panaches de mercure ;
- Affinage de la représentation graphique des résultats du BRGM en utilisant la méthode d'interpolation de la triangulation de Delaunay avec interpolation linéaire ;
- Présentation de la démarche utilisée par l'INERIS pour évaluer le risque de pollution de la nappe d'Alsace.

Un déstockage partiel du mercure et de déchets phytosanitaires contenant du zirame, représentant environ 2 400 tonnes et contenant 95 % du mercure, a été achevé fin 2017. La quantité de mercure retirée a été supérieure à celle envisagée dans le scénario S1 et donc l'état actuel est, a minima, équivalent à celui de l'annexe 4 du Dossier de Demande d'Autorisation [17] et du mémoire complémentaire répondant aux demandes du préfet et à l'avis de l'Autorité Environnementale [23] puisque l'objectif avait été fixé à 93 % de déstockage du mercure.

Le Ministre de la Transition Écologique et Solidaire a annoncé en février 2019 le lancement d'une étude technique et financière de la faisabilité de la poursuite d'un déstockage partiel, en parallèle de la poursuite du confinement, et étalé jusqu'à 2027. Cette décision fait suite à l'étude du BRGM commandée par l'Etat dont l'objet était l'analyse de la faisabilité technique et le délai d'une opération de déstockage total (hors bloc 15 incendié en 2002) sans en juger de la pertinence.

Les scénarios S2, S3 et S4 qui sont envisagés comme pouvant aboutir à une situation plus favorable vis-à-vis de l'impact environnemental local sur les eaux souterraines de la nappe d'Alsace, en ne considérant que l'aspect hydrogéologique, devront être comparés au scénario S1.

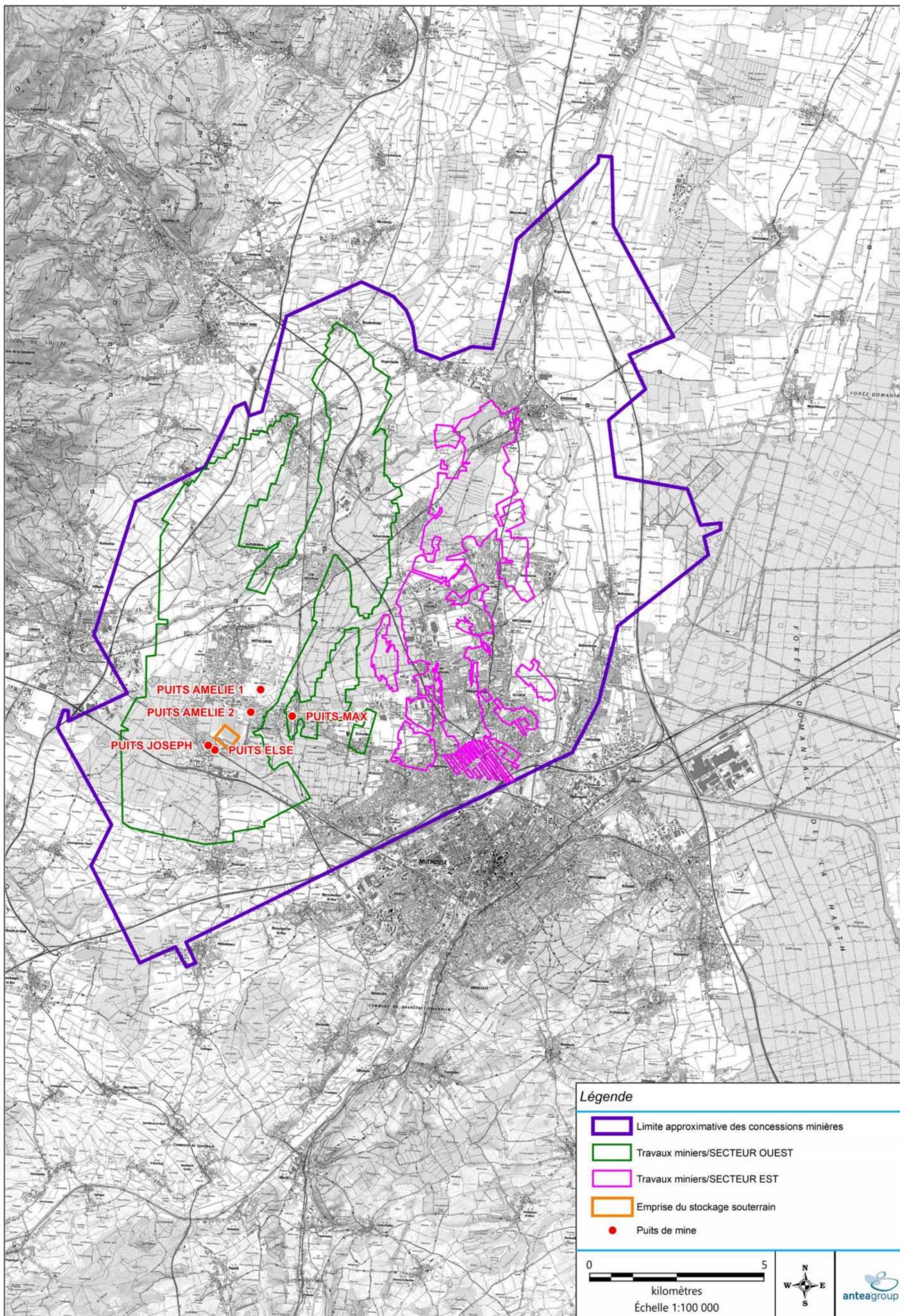


Figure 1 : Localisation générale des travaux miniers et du site StocaMine (source : MDPA)

3. Rappels généraux

3.1. Contexte géologique

3.1.1. Stratigraphie

La succession stratigraphique des terrains est reportée sur la **Figure 2**. Une coupe géologique au droit du site de stockage est reportée sur la **Figure 3**.

Le site de stockage se localise au sein de la série salifère du Tertiaire et se trouve à 20 m sous la couche inférieure de potasse référencée « Cl » soit à une profondeur d'environ 550 m par rapport à la surface.

3.1.1.1. Formation du secondaire

D'après [4], le substratum du bassin de Mulhouse-Wittelsheim est constitué d'un socle granitique, recouvert par endroits d'une faible couche de terrains d'âge Permien. La série secondaire qui le recouvre est épaisse de 1 300 m avec des terrains du Trias au Jurassique supérieur. Cette série est essentiellement composée d'argiles et de marnes. Il est distingué quatre niveaux gréseux ou calcaires potentiellement aquifères : les grès du Buntsandstein, les calcaires du Muschelkalk, du Dogger et du Malm [2].

3.1.1.2. Formations du tertiaire

3.1.1.2.1. Eocène

Les terrains de l'Eocène ont des épaisseurs variables de 0 à 115 mètres sur les sondages recoupant cette formation et ont un faciès micro-conglomératique.

3.1.1.2.2. Oligocène

Cette formation renferme les couches de potasse exploitées depuis 1904. La succession lithologique est la suivante [4] :

- Sannoisien : cette unité comprend les terrains de la zone salifère inférieure, moyenne et supérieure. La zone salifère inférieure a une épaisseur totale de 800 à 900 m dont une épaisseur cumulée de sel de 250 m répartie entre le grand banc (100 à 200 m à lui seul) et les 57 autres bancs bien individualisés. La zone salifère moyenne a une épaisseur moyenne de 300 m dont 80 m de sel en 22 bancs individualisés. La zone salifère supérieure, d'une épaisseur totale de 450 m, contient le gisement de potasse avec deux couches de 6 et 4 m d'épaisseur ;
- Stampien : il est divisé en 3 séries :
 - Le Stampien inférieur, d'une épaisseur comprise entre 7 et 29 m, est constitué de marnes ;
 - Le Stampien moyen, épais de 300 m, est constitué de marnes grises et micacées où sont rencontrés quelques niveaux de calcaires oolithiques peu épais (moins de 10 cm) et des niveaux de grès à ciment calcaire d'une épaisseur de 40 à 50 m vers la base de la série ;
 - Le Stampien supérieur, d'une puissance de 100 m, est constitué d'une alternance de marnes finement sableuses et de couches de grès tendres mal consolidés.
- Chattien : cette formation ne se rencontre qu'à 5 km au nord du site de stockage. Elle est constituée de marnes bariolées à horizons gréseux mal consolidés. Vers le sommet de la série apparaissent des niveaux de calcaires vacuolaires et les marnes contiennent du gypse en gros cristaux.

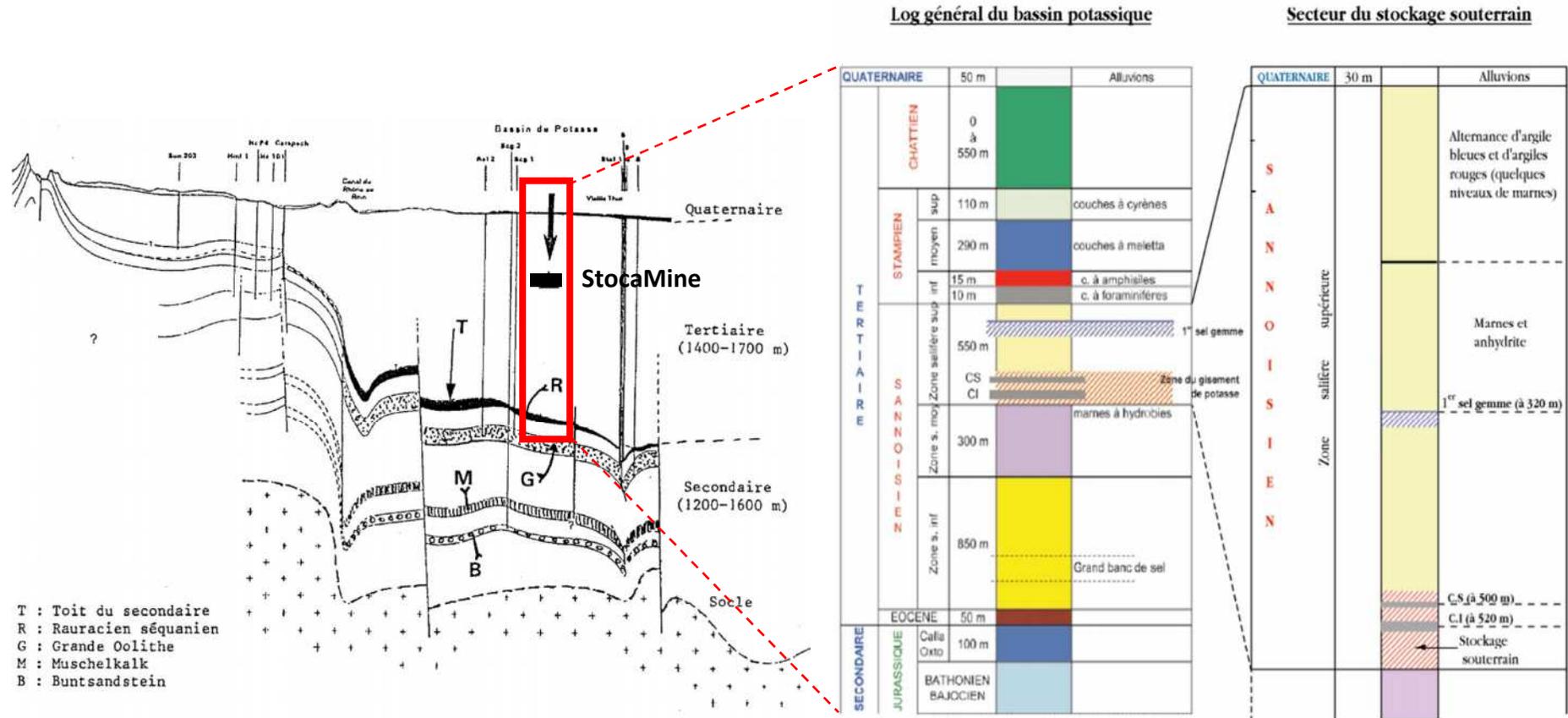


Figure 2 : Coupe générale nord-sud des terrains dans la région de Mulhouse et coupe stratigraphique synthétique du bassin potassique (source [2])

3.1.1.2.3. Plio-quaternaire

Le Pliocène est peu représenté mais le Quaternaire correspond à un ensemble alluvial complexe, épais de 20 à 50 m, formé de dépôts à dominante sableuse renfermant des lentilles de dépôts fins et des chenaux plus grossiers. Ce complexe alluvial est doublement structuré :

- Dans le plan horizontal (cf. **Figure 4**) avec l'important cône alluvial de déjection de la Thur à l'ouest du site (épais de 80 m environ en bordure de l'Ill à 20-30 m à proximité de Mulhouse) et le domaine des alluvions rhénanes à l'est (épaisses de 20 m près de Mulhouse à plus de 200 m vers Neuf-Brisach). Bien que séparés par la plaine d'épandage de l'Ill (en brun sur la **Figure 4**), ces deux domaines alluviaux se recouvrent sur 2 à 3 km avec une interstratification des alluvions vosgiennes et rhénanes ;

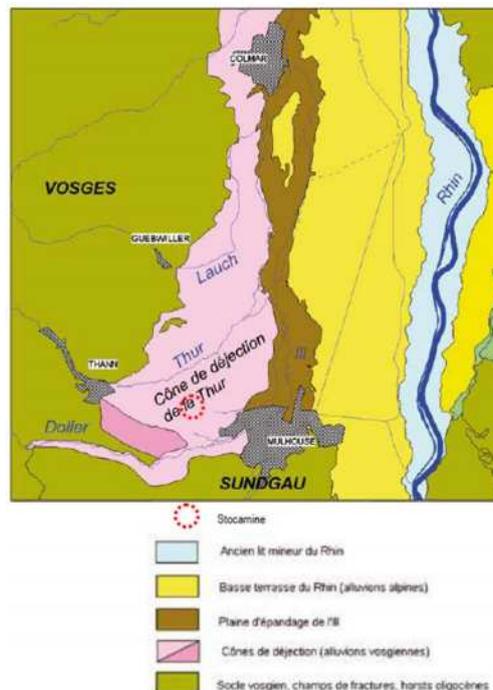


Figure 4 : Carte géomorphologique de la plaine du Rhin

- Dans le plan vertical, l'aquifère alluvial est constitué de 3 couches d'alluvions d'épaisseur variable et dont les caractéristiques sont définies d'après les dernières connaissances hydrogéologiques du secteur à savoir de haut en bas :
 - les alluvions récentes (vosgiennes, perméables dans l'Ochsenfeld ; alpines, très perméables dans la plaine rhénane) ;
 - les alluvions basales (vosgiennes, perméables dans l'Ochsenfeld ; alpines, peu perméables dans la plaine.). Dans le domaine vosgien à l'ouest, ces alluvions se résument à des chenaux d'alluvions basales un peu plus perméables que les alluvions anciennes sus-jacentes.

3.1.2. Contexte structural

3.1.2.1. Tectonique

Le bassin potassique de Mulhouse se trouve dans le fossé d'effondrement rhénan. Ce dernier est orienté Nord-nord-est/Sud-sud-ouest et limité de part et d'autre par une série de failles de même direction datant de l'orogénèse hercynienne et disposées en baïonnette.

A l'exception de ces accidents bordiers qui sont synsédimentaires, les autres failles sont en général post-sédimentaires [4].

Dans le secteur du stockage, la structure est monoclinale avec un pendage de 6 à 10° vers le nord-ouest qui correspond au flanc d'un bombement anticlinal d'axe NE-SW. Cette déformation souple à grand rayon de courbure (donc non fracturée) est interrompue près du puits Max, à 1,5 km à l'est du site de stockage, par une faille subméridienne de 170 m de rejet qui affaisse le bloc ouest par rapport au bloc est.

3.1.2.2. Sismicité et mouvements futurs

Le site de stockage se trouve « dans une région réputée sismiquement active (à l'échelle nationale) » [1].

Une étude de l'impact de la sismicité sur le stockage a été menée par l'institut de Physique du Globe de Strasbourg [1] : les prédictions d'accélération du sol à 500 m de profondeur ont été conduites en considérant un séisme de magnitude 5,5 à une distance de 8 km du site (équivalent au séisme de Remiremont de 1685) et de 6,5 à une distance de 32 km (équivalente au séisme de Bâle de 1356). Il ressort [1] :

- d'une part que les accélérations au fond seraient « inférieures d'un facteur 4 à 5 par rapport aux accélérations de surface » avec, dans les hypothèses les plus pessimistes, « des accélérations horizontales inférieures à 0,1 g à la profondeur de 500 m et des accélérations verticales au moins deux fois plus faibles » ;
- d'autre part, que « les probabilités d'occurrence de ces séismes à des distances aussi rapprochées du site de stockage sont faibles » ; ainsi la probabilité d'occurrence d'un séisme de magnitude 6,5 au sud du fossé rhénan peut être estimée à environ 10^{-3} .

3.1.2.3. Diapirisme

Du fait de sa faible masse volumique par rapport aux terrains surincombants et de son comportement viscoplastique, le sel peut migrer vers le haut à travers les terrains sus-jacents et former un dôme de sel ou un diapir. Celui-ci déséquilibre alors l'encaissant et favorise l'émergence d'autres dômes de sel ou diapirs, généralement alignés.

Dans le fossé rhénan, il existe quelques diapirs à Ensisheim, à 10 km à l'est du site de stockage, le long de l'III : une remontée du substratum liée à des phénomènes de diapirisme y est à l'origine du dôme de Hettenschlag et de la crête de Meyenheim.

Les conditions les plus favorables à l'apparition de dômes ou de diapirs sont une épaisseur de sel d'au moins 500 m et une profondeur d'enfouissement de 1 à 2 km minimum : sa vitesse d'ascension est alors de l'ordre de 0,1 à 0,5 mm/an [2].

Dans le secteur d'étude, toutefois, les conditions sont assez peu favorables à la formation de diapirs car le sel est peu épais et situé à faible profondeur : cela est d'ailleurs confirmé par la régularité des couches [2] attestée par les données des nombreux puits et sondages. C'est ainsi que l'absence d'un diapir « est en soi une preuve convaincante que le risque de formation d'un nouveau diapir est pratiquement inexistant » [11].

3.2. Contexte hydrogéologique

3.2.1. Aquifères des formations Secondaires

Comme il a été vu précédemment (cf. **3.1.1.1**), quatre formations géologiques sont potentiellement aquifères sous la formation salifère, elles correspondent aux grès du Buntsandstein, aux calcaires du Muschelkalk, du Dogger et du Malm. Les données piézométriques existantes [2] montrent que ces aquifères sont artésiens au droit du stockage. Les teneurs en sel de ces aquifères sont élevées et varient de 5 à 50 g/l de NaCl.

Ces aquifères sont séparés par une épaisseur importante de formations marneuses du Tertiaire.

3.2.2. Aquifères des formations du Tertiaire

3.2.2.1. Le sannoisien

Lors de la création des puits de mine qui ont été réalisés dans le cadre de l'exploitation, il a été constaté que sous le site de stockage aucun aquifère n'a été rencontré. Au-dessus du site de stockage, les 200 premiers mètres de la partie basale qui ont été interceptés par les puits n'ont pas fait l'objet de venues d'eau.

Sur la partie intermédiaire, soit une épaisseur de 180 m, 6 puits sur 22 ont rencontré des venues d'eau (< 4l/min) avec un tarissement rapide et une salinité stable de 30-32 g/l environ.

Sur la partie supérieure, d'une puissance de 100 m, des suintements sur les puits ont été observés dans la zone à gypse. Seules des venues d'eau ont été observées sur les puits Joseph et Amélie II avec des débits respectivement de 15 et 31 l/min.

3.2.2.2. Le Stampien

Cette formation, localisée sous la nappe alluviale, n'est pas présente au droit du stockage souterrain. D'une manière générale, le Stampien inférieur est marneux et imperméable lorsqu'il est intègre. La présence de faille peut conduire à des venues d'eau comme cela a été le cas sur le puits Amélie I, où le recoupement d'une petite faille a conduit à un débit de 7 l/min. Le Stampien moyen et supérieur marneux renferme des horizons sablo-gréseux aquifères mais dont la productivité est très faible. A noter que cette formation n'est pas présente au droit du stockage souterrain (cf. **Figure 3**).

3.2.2.3. Le Chattien

Dans cette formation, localisée sous la nappe alluviale d'Alsace, des venues d'eau ont été observées sur le puit Alex avec des débits de 1 à 500 l/min au droit de niveaux gréseux. Sur ce puits la puissance du Chattien atteint 300 m. Sur les puits Marie, Marie-Louise et Rodolphe, aucune venue d'eau n'a été observée. Sur ces puits l'épaisseur du Chattien est comprise entre 20 et 51 m. A noter que cette formation n'est pas présente au droit du stockage souterrain (cf. **Figure 3**).

3.2.3. Aquifère alluvial du Quaternaire

3.2.3.1. Caractéristiques principales

Les alluvions du Quaternaire contiennent la nappe d'eau souterraine d'Alsace très productive et constituent le principal aquifère de la plaine du Rhin. Il est fortement exploité pour l'alimentation en eau potable, en eau industrielle et pour l'irrigation.

Dans cet ensemble, trois unités distinctes ont été mises en évidence à partir des études hydrogéologiques qui ont été menées sur cet aquifère, leurs caractéristiques géologiques sont rappelées au paragraphe **3.1.1.2.3**.

La distribution des perméabilités est reportée sur la **Figure 5**. Globalement la perméabilité des alluvions diminue d'est en ouest, elle varie entre $2 \cdot 10^{-3}$ m/s en bordure du Rhin et 10^{-4} m/s à proximité des Vosges.

Dans les années 1970, un traçage a été réalisé au droit du site (Fried, 1975), les valeurs de dispersivité obtenues sont les suivantes :

- α_L : 15 m ;
- α_T : 5 m.

Le réseau hydrographique, complexe, comprend le Rhin, doublé par le grand canal d'Alsace, pratiquement déconnecté de la nappe, la Fecht, l'Ill et ses affluents la Lauch, la Thur, la Vielle-Thur et la Doller, les canaux (Vauban, Widensolen, Hardt, Rhône au Rhin, Huningue) ainsi qu'un réseau de drains très superficiels.

3.2.3.2. Piézométrie

La piézométrie Aprona du 06 novembre 2018, reportée en **Figure 6**, montre des écoulements de l'ouest vers l'est avec des niveaux compris entre 260 et 264 m NGF.

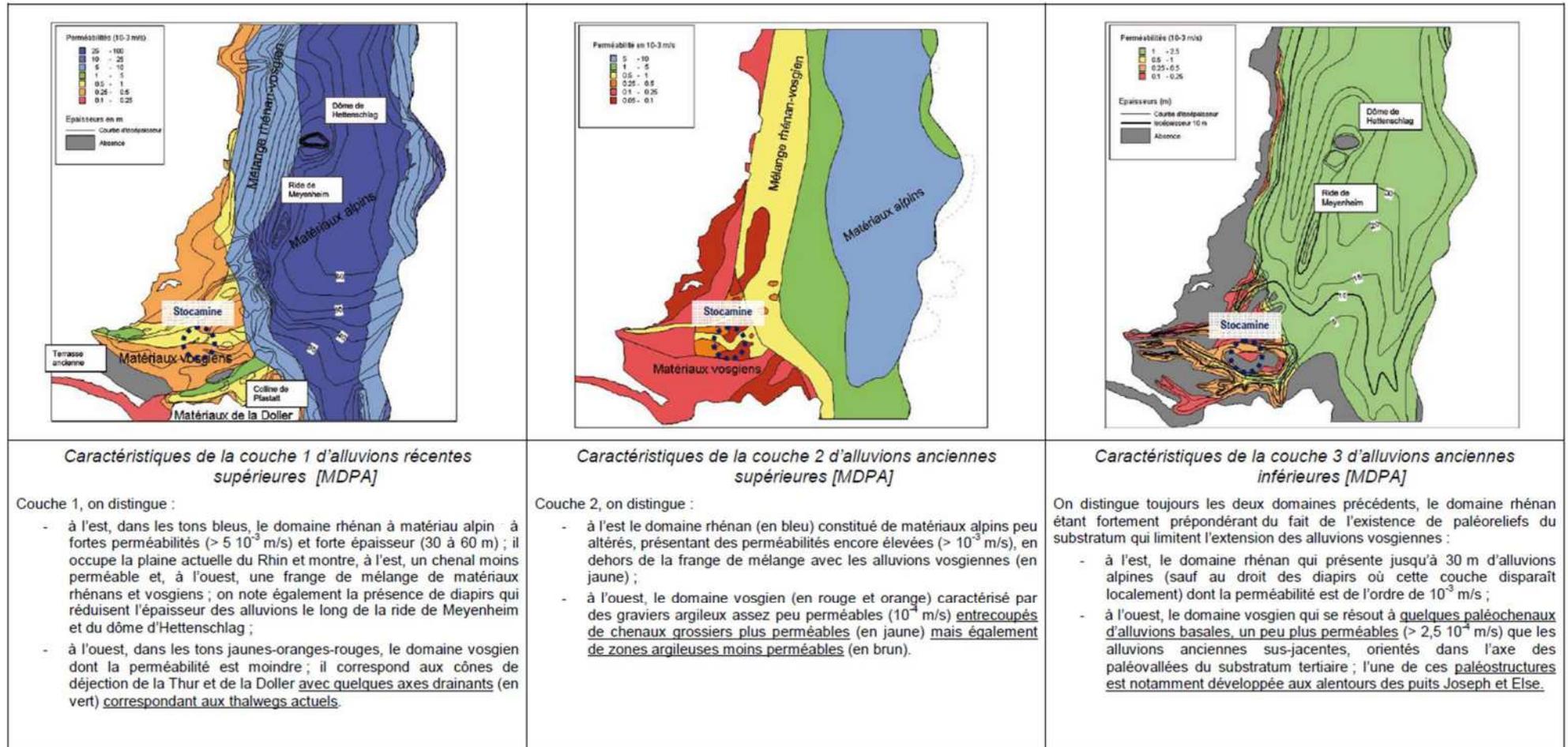


Figure 5 : Distribution des perméabilités au sein des 3 couches de la nappe d'Alsace (source : MDPa)

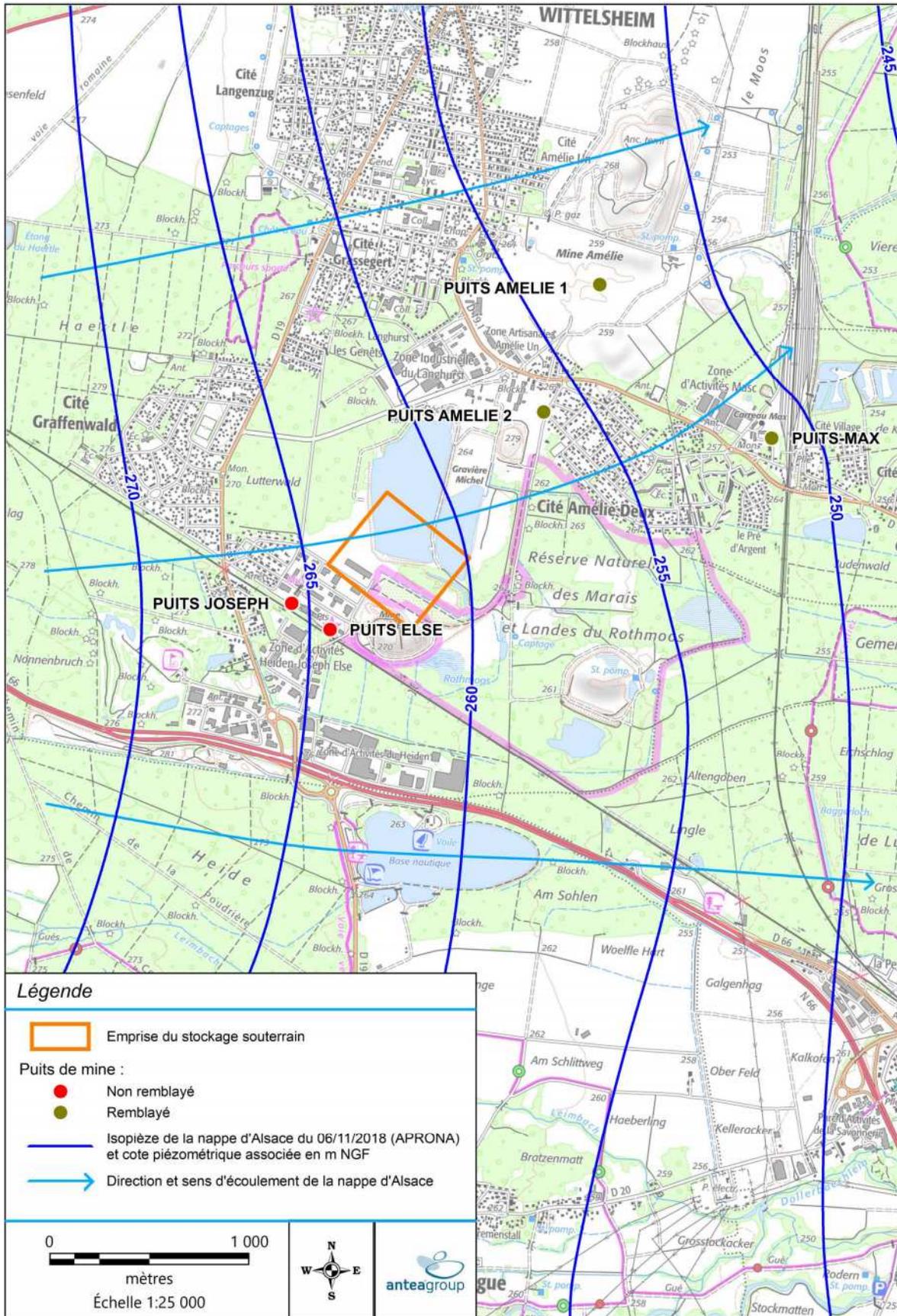


Figure 6 : Carte piézométrique du 06 novembre 2018 (source : APRONA)

3.2.3.3. Qualité des eaux

Le bilan de la qualité des eaux souterraines de la nappe d'Alsace constitue l'état initial sans l'influence du stockage.

3.2.3.3.1. Captages en eau potable

La qualité des eaux de la nappe d'Alsace a été abordée dans l'Annexe 4 du Dossier de Demande d'Autorisation [17] à partir des résultats d'analyse sur 11 paramètres de 6 captages destinés à l'alimentation en eau potable. Le bilan qualitatif des eaux souterraines est reporté au **Tableau 1**.

La qualité des eaux pompées est globalement bonne pour les paramètres du bilan à l'exception, pour certains puits, de la somme des pesticides et/ou des chlorures.

La somme des pesticides dépasse la limite de qualité pour une eau de consommation humaine fixée à 0,5 µg/l sur le puits de Pulversheim en 2012 et le puits C de Wittelsheim sur la période de 2006 à 2010 et sur le puits D en 2011.

La teneur en chlorures dépasse la référence de qualité pour une eau de consommation humaine fixée à 250 mg/l sur le puits de Pulversheim sur la période de 2006 à 2010 et en 2011.

La teneur en nitrates est moyenne avec des valeurs comprises entre 7,1 et 36,45 mg/l pour les puits de Cernay, Pulversheim et Reiningue, elles sont cependant élevées sur les 2 puits de Wittelsheim avec des teneurs comprises entre 45,77 et 48,68 mg/l soit légèrement inférieures à la limite de qualité pour une eau de consommation humaine fixée à 50 mg/l.

Les teneurs en arsenic, plomb, cadmium et mercure sont faibles dans l'ensemble et inférieures aux limites de qualité pour une eau destinée à la consommation humaine.

L'ensemble des puits, à l'exception de celui de Reiningue, ont rencontré des concentrations en Arsenic supérieures à la limite de quantification avec une valeur maximale de 6,75 µg/l sur le puits de Pulversheim sur la période de 2006 à 2010. La limite de qualité pour une eau de consommation humaine est fixée à 10 µg/l pour l'arsenic.

Les concentrations en plomb sont supérieures à la limite de quantification sur les puits de Pulversheim (2006 à 2012, 2011 et 2012) avec des valeurs comprises entre 1,63 µg/l et 4,62 µg/l et sur les puits de Wittelsheim (2006 à 2010 pour les 2 puits et 2011 pour le puits D) avec des valeurs comprises entre 0,41 et 1,5 µg/l. La limite de qualité pour une eau de consommation humaine est fixée à 10 µg/l pour le plomb.

Les concentrations en cadmium sont inférieures à la limite de quantification sur l'ensemble des puits à l'exception du puits de Pulversheim qui enregistre des concentrations comprises entre 0,11 et 0,15 µg/l sur la période de 2006 à 2012. La limite de qualité pour une eau de consommation humaine est fixée à 5 µg/l pour le cadmium.

Pour le mercure seul le puits de Pulversheim a mesuré une teneur supérieure ou égale à la limite de quantification en 2012 avec une valeur de 0,01 µg/l. La limite de qualité pour une eau de consommation humaine est fixée à 1 µg/l pour le mercure.

Les teneurs en trichloroéthylène et tétrachloroéthylène sont inférieures à la limite de quantification sur l'ensemble des puits à l'exception du puits à Cernay. Les valeurs sur la période de 2006 à 2012 sont comprises entre 0,45 et 0,85 µg/l pour le Trichloréthylène et entre 2,23 et 4,74 µg/l sur la même période pour le tétrachloroéthylène. La limite de qualité pour une eau de consommation humaine est fixée à 10 µg/l pour ces deux composés.

3.2.3.3.2. Suivi réalisé par StocaMine (MDPA)

Le suivi de 1998 à 2013 sur 3 piézomètres localisés au droit du site de StocaMine et implantés dans la nappe alluviale, dont les analyses sont synthétisées dans l'annexe 4 du Dossier de Demande d'Autorisation [17], ne montre pas d'anomalie particulière sur la qualité des eaux souterraines. Les valeurs mesurées restent toujours inférieures aux critères de qualité réglementaires. La qualité des eaux souterraines sur les 3 piézomètres est toujours suivie actuellement.

			Alluvions de la plaine d'Alsace à Cemay (04124XX0059)				Alluvions de la plaine d'Alsace à Pulversheim (04131X0138)				Alluvions quat. de la plaine d'Alsace à Wittelsheim (04131X0173)		Alluvions quat. de la plaine d'Alsace à Wittelsheim (04131X0174)		Alluvions de la plaine d'Alsace à Reiningue (04135X0060=0335)			Alluvions de la plaine d'Alsace à Reiningue (04135X0063)			
Localisation (cf. carte)			A				B				C		D		E			F			
Paramètre	unité	VS	2006-2010	2011	2012	2013	2006-2010	2011	2012	2013	2006-2010	2011	2006-2010	2011	2006-2010	2011	2012	2006-2010	2011	2012	2013
Chlorures	mg/l	200	84,6	80,2	n.m.	n.m.	1012	1037	n.m.	n.m.	75,13	75,67	62,25	70,33	19,7	19	n.m.	35,15	42	n.m.	n.m.
Sulfates	mg/l	250	42,17	43,19	n.m.	n.m.	51,7	59,9	n.m.	n.m.	41,2	41,87	41,14	40,57	16	16,63	n.m.	16,74	14,15	n.m.	n.m.
NO3	mg/l	50	36,4	36,45	n.m.	n.m.	7,1	21,53	n.m.	n.m.	48,68	47,77	47,54	45,77	21,89	20,17	n.m.	15,6	20,7	n.m.	n.m.
NH4	mg/l	0,5	0,02	< 0,03	n.m.	n.m.	0,03	0,03	n.m.	n.m.	0,02	< 0,03	0,02	< 0,03	0,02	< 0,03	n.m.	< 0,03	< 0,03	n.m.	n.m.
As	µg/l	10	1,16	1,1	0,8	n.m.	6,75	1,53	1,25	n.m.	0,76	< 1	0,7	1,17	0,54	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	n.m.
Pb	µg/l	10	< 0,64	< 0,4	< 1	n.m.	4,62	1,63	< 1	n.m.	0,57	< 0,4	0,41	1,5	< 0,4	< 0,4	< 1	< 0,64	< 0,4	< 1	n.m.
Cd	µg/l	5	< 0,13	< 0,08	< 0,03	n.m.	0,15	0,12	0,11	n.m.	0,05	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,03	< 0,13	< 0,08	< 0,03	n.m.
Hg	µg/l	1	< 0,13	n.m.	< 0,01	n.m.	< 0,2	n.m.	0,01	n.m.	< 0,05	n.m.	< 0,05	n.m.	< 0,05	n.m.	< 0,01	< 0,13	n.m.	< 0,01	n.m.
Somme des pesticides	µg/l	0,5	0,06	n.m.	0,28	0,14	0,05	0,15	0,54	0,31	0,4	0,49	0,23	1,66	0,04	n.m.	0,04	0,04	0,02	0,1	0,04
Trichloroéthylène	µg/l	10	0,81	0,45	0,85	n.m.	< 0,2	< 0,2	< 0,2	n.m.	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	n.m.	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	n.m.
Tétrachloroéthène	µg/l	10	3,98	2,23	4,74	n.m.	< 0,2	< 0,2	< 0,2	n.m.	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	n.m.	< 0,2	< 0,16	< 0,2	< 0,2	n.m.

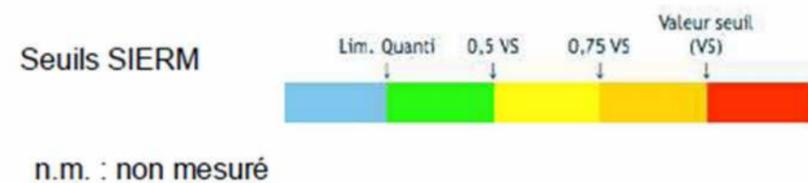
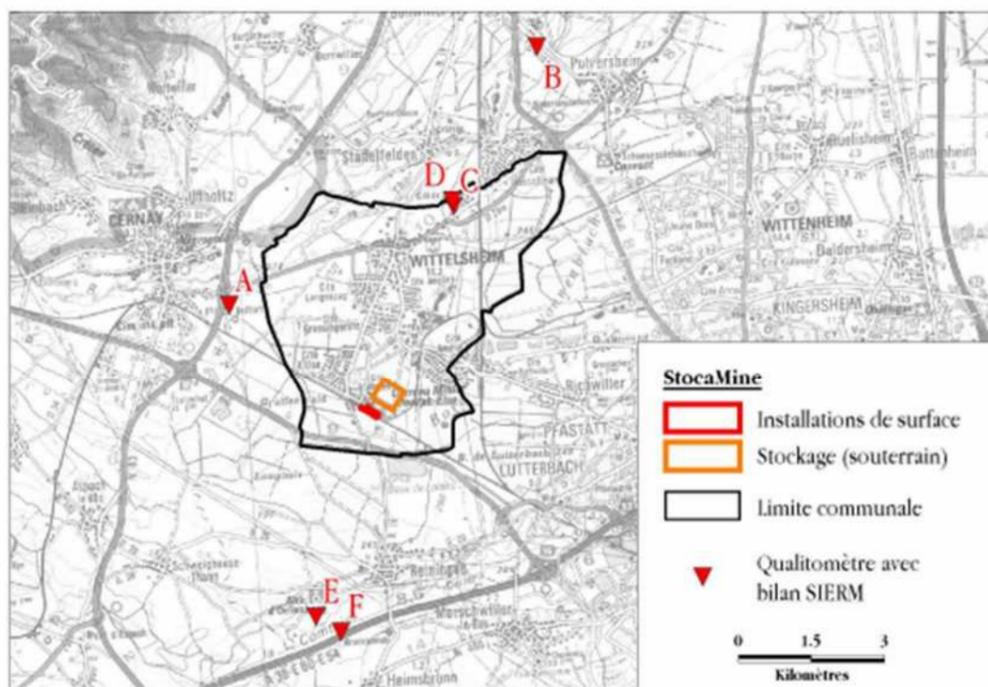


Tableau 1 : Bilan de la qualité des eaux souterraines de la nappe d'Alsace (source : [17])

3.2.3.3.3. Projet ERMES 2016

Le projet ERMES (Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux Souterraines) s'inscrit dans la continuité des « inventaires généraux de la qualité des eaux souterraines » initiés en 1973.

Le suivi porte notamment sur les concentrations en chlorures et en arsenic. La carte du panache des chlorures (tracée dans le cadre du projet ERMES) avec les points de mesure associés et complétée par les périmètres de protection des captages en eau potable est reportée en **Figure 7**. La carte de concentration en arsenic avec les points de mesure associés est reportée en **Figure 8**. Ces deux cartes montrent que :

- La pollution de la nappe d'Alsace par les chlorures issus des terrils des mines de potasse est mise en évidence par trois langues salées dont la concentration est supérieure à la limite de qualité pour une eau de consommation humaine fixée à 250 mg/l. Du nord au sud, la première langue salée, d'orientation sud-sud-ouest/nord-nord-est commence à 500 m au nord de Staffelfelden jusqu'à Merxheim sur une distance d'environ 9 km. La deuxième langue salée, d'orientation ouest-est au départ puis sud-ouest/nord-est ensuite, débute en bordure ouest de Wittelsheim jusqu'à Ensisheim sur une distance d'environ 13 km. Enfin la troisième langue salée débute légèrement au sud du stockage souterrain jusqu'à Richwiller sur une distance de 3 km. En aval hydraulique du stockage, les concentrations en chlorures sont donc élevées ;
- Concernant l'arsenic, la nappe d'Alsace contient de l'arsenic de façon homogène sur sa bordure ouest avec des teneurs souvent comprises entre 0,5 et 5 µg/l. Ponctuellement des concentrations en arsenic sont mesurées entre 5 et 10 µg/l. Plus à l'ouest les concentrations sont plus faibles et sont inférieures à 0,5 µg/l.
En aval hydraulique du stockage, les concentrations sont comprises entre 0,5 et 5 µg/l.

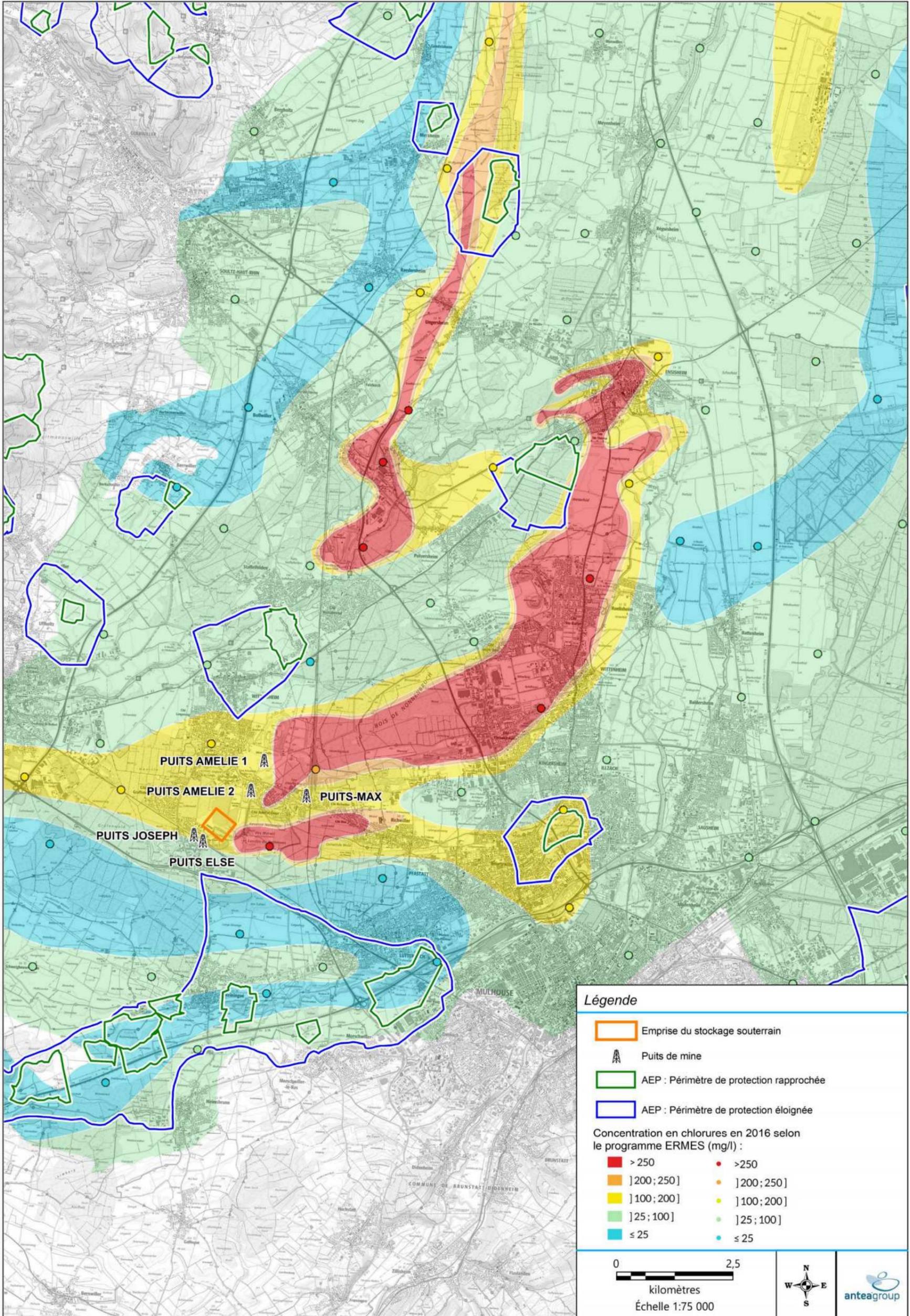


Figure 7 : Carte des panaches de concentration en chlorures en 2016 (sources : ERMES et ARS)

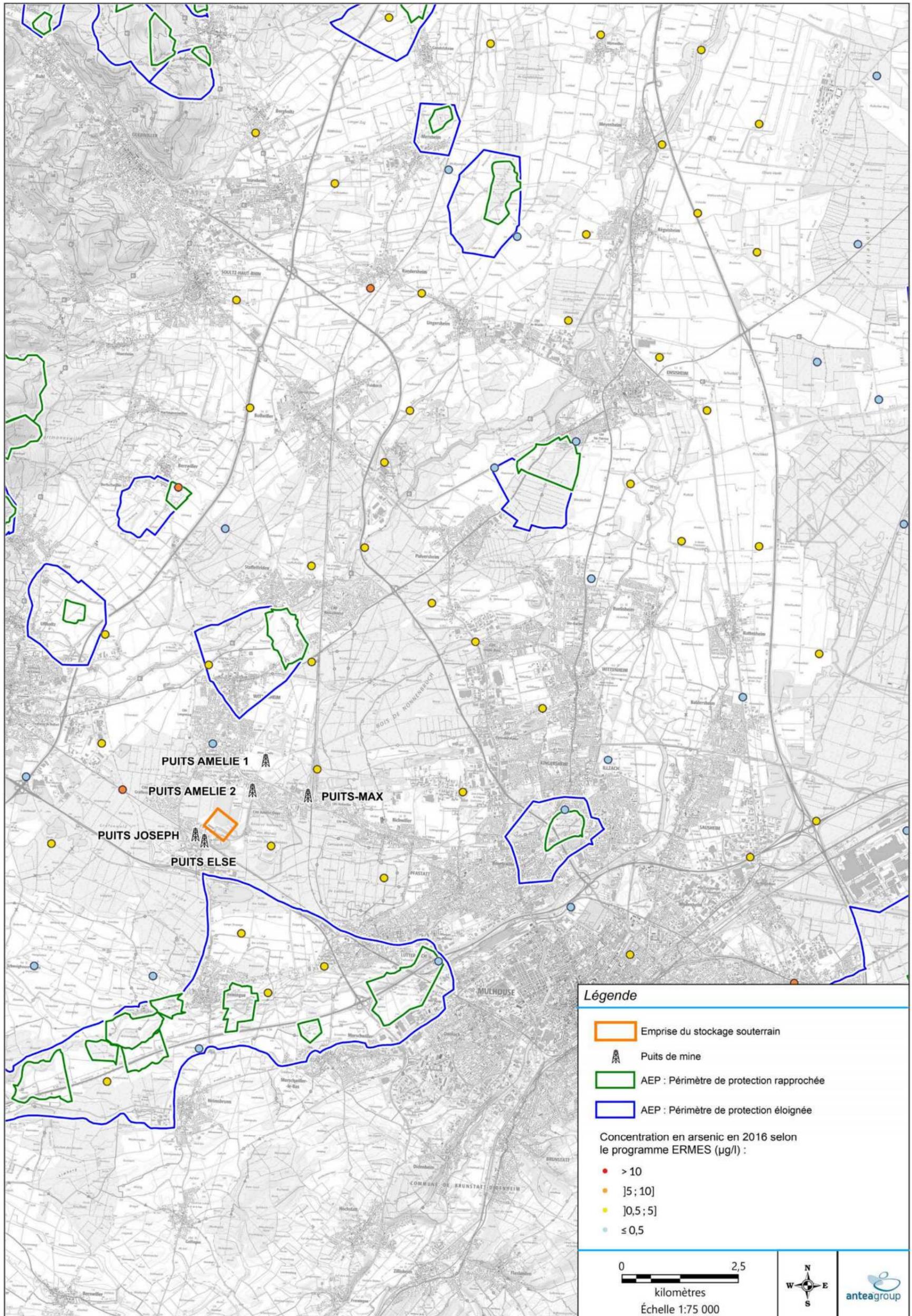


Figure 8 : Carte de concentration en arsenic en 2016 (source : ERMES et ARS)

3.3. Etude du terme source

L'évaluation du terme source a fait l'objet des rapports de l'INERIS [12] et [15]. A partir des données d'archives de StocaMine (certificats d'acceptation préalable et analyses de composition et de masse de chaque lot ou arrivage de déchets), l'INERIS a effectué des calculs de mobilisation par la saumure de substances dangereuses contenues dans les déchets stockés. Les résultats de ces calculs aboutissent à l'élaboration du terme source.

L'approche retenue par l'INERIS a consisté à évaluer, par modélisation géochimique à l'aide du logiciel MINTEQ v3.0, les concentrations à l'équilibre avec des phases minérales secondaires influençant la composition de la saumure circulant au sein du stockage.

En 2016 [21], l'INERIS a modélisé à nouveau le terme source à partir des résultats obtenus à la suite de la réévaluation des quantités d'éléments issues des analyses des déchets réalisées dans le cadre de la tierce expertise ([19] et [20]). Trois scénarios ont été étudiés :

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

Les hypothèses de calculs ont été conservées par rapport aux études antérieures. Les résultats des concentrations du terme source sont reportées dans le tableau suivant :

Élément	Scénario avant déstockage	Scénario dit «93 %»	Scénario dit «56 %»	Evaluation tierce-expertise [A6] (laboratoire) Tonnes
Bi	Absent de l'inventaire 2016			-
Ag	Absent de l'inventaire 2016			-
Pb	2,10E-07	2,10E-07	2,10E-07	250
Cu	6,60E-07	1,30E-06	9,30E-07	104
Ni	7,20E-07	1,20E-03	1,20E-03	24
Ba	6,10E-06	5,60E-06	5,80E-06	79
Co	1,10E-05	2,20E-02	1,70E-03	-
As	4,50E-04	4,90E-04	4,70E-04	1 747
Sb	1,00E-03	1,00E-03	1,00E-03	100
Cd	2,30E-03	1,10E+00	9,10E-02	33
CN	7,70E-01	9,60E-01	8,70E-01	4,4
Hg	4,50E+00	2,80E-01	2,20E+00	25,7
Cr	5,60E+00	6,70E+00	6,10E+00	32

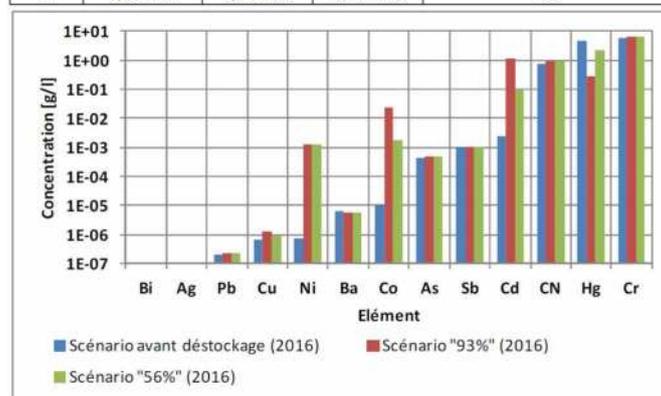


Tableau 2 : Réévaluation du terme source pour 3 scénarios et évolution des concentrations en g/l (source : [21])

En rapportant ces concentrations aux limites de qualité réglementaires de l'eau potable et aux critères de qualité environnementale, l'INERIS a estimé un facteur de sécurité vis-à-vis de ces critères qui priorise le déstockage du mercure, puis du cadmium et enfin du chrome, dans un faible intervalle.

Le scénario dit « 93% » correspond à la situation actuelle et représente donc l'état initial de notre étude (scénario S1). Aucune modélisation du terme source n'a été réalisée depuis 2016 pour estimer l'incidence d'un déstockage supplémentaire. Dans le cadre de notre étude, il n'est pas prévu de réaliser de nouvelles modélisations, conformément à nos échanges avec les MDPAs (réunion d'avancement du 9 janvier 2020).

Dans les cas de déstockage partiel du mercure, l'INERIS a souligné l'influence sur les résultats de modélisation, de la variation relative des tonnages des éléments mais également celle des modifications des équilibres chimiques induites. L'INERIS précise [21] notamment que dans le cas d'un retrait du mercure, si le cyanure se retrouve en excès par rapport au mercure, le cyanure peut se complexer avec d'autres métaux et alors augmenter leur concentration dans le terme source ; c'est le cas notamment du cadmium, du cobalt et du nickel.

Dans son rapport « Définition du scénario S4 » (annexe 1 de [26]), CURIUM a analysé la méthodologie d'évaluation du terme source par l'INERIS et apporté une approche complémentaire basée sur l'étude des interactions entre catégories de déchet, deux à deux (en considérant deux espèces chimiques représentatives de chaque catégorie de déchet). Ces deux approches très différentes nous ont permis néanmoins d'arriver aux mêmes préconisations : donner la priorité au déstockage des éléments mercure, cadmium, chrome ; cela permettant dans le même temps de retirer l'arsenic (déchet à la fois cadmié et arsénié). Le scénario S4 [26] correspond aux modalités de retrait suivantes :

- 89,1% du Hg ;
- 77,1% du Cr ;
- 56,4% du Cd ;
- 95,3% de As.

Le déstockage plus faible du cadmium (56,4%) résulte de sa présence pour partie dans le bloc B15 inaccessible. Quel que soit le scénario S2, S3 ou S4, il restera un équivalent d'environ 12 T de cadmium contenu dans B15, alors que ces mêmes scénarios impliquent le retrait quasi total du mercure. En rapport aux remarques de l'INERIS sur ce sujet, CURIUM a estimé que le retrait du mercure pouvait conduire à une augmentation du tonnage de cadmium pouvant être solubilisé de 12,2 % à 14,5 % (estimation sécuritaire, en considérant la formation et la solubilisation totales des complexes cyanurés de cadmium). Cet écart de 2,3 % ne nous semble pas significatif, ni représenter un impact environnemental local sur la nappe d'Alsace.

Le scénario S2 correspond au déstockage total des déchets. Il ne restera alors que les déchets contenus dans le bloc B15, concentrés majoritairement en cadmium ; les déchets cyanurés ayant été retirés intégralement, il n'y aura donc pas d'augmentation de la solubilité du cadmium par effet de complexation avec les cyanures. Les quantités résiduelles de mercure, de chrome et d'arsenic dans B15 sont faibles (individuellement inférieures à 1 T).

Le scénario S3 comprend le déstockage total des déchets à l'exclusion des résidus d'incinération, des déchets amiantés et des déchets générés lors du déstockage 2015-2017. Les résidus d'incinération contiennent principalement du zinc, du plomb, du baryum et du cuivre. Leur maintien dans la mine représentera des quantités limitées en mercure (environ 0,1 T), cadmium (1,4 T), chrome (3,6 T) et arsenic (0,6 T). Nous ne disposons pas d'analyses pour les deux autres catégories de déchet, mais elles

représentent probablement de faibles quantités d'éléments dangereux ; en effet les déchets amiantés ont un caractère majoritaire inerte et les déchets générés correspondent à des matériaux souillés par les déchets déplacés ou déstockés ou encore à des fractions de résidus de déchets reconditionnés [25].

Le scénario S4 implique des quantités restant dans la mine de 0,1 T de mercure, 14 T de cadmium, 7 T de chrome et 2,6 T d'arsenic.

Les scénarios S2, S3 et S4 impliquent tous la réduction quantitative significative des éléments représentant le risque le plus élevé pour l'homme et l'environnement : mercure, cadmium, chrome et arsenic. Même si les équilibres géochimiques et les solubilités se trouvent modifiés par les quantités relatives de ces éléments, il est probable que la différence d'ordre de grandeur entre leur quantité initiale (quelques dizaines à milliers de tonnes) et les quantités résiduelles (quelques tonnes) prime sur les autres paramètres, dans l'estimation d'un impact sur le milieu.

Comparativement au scénario S1, l'impact environnemental local sur la nappe d'Alsace des scénarios S2, S3 et S4 sera donc a minima égal ou peut-être inférieur.

- ⇒ **Le déstockage complémentaire de déchets dans le cadre des scénarios S2, S3 et S4 entraînera une modification des tonnages élémentaires et des équilibres géochimiques conduisant à des concentrations du terme source différentes**
- ⇒ **L'impact environnemental local sur la nappe d'Alsace des scénarios S2, S3 et S4, en ne considérant que l'aspect hydrogéologique, sera faible et a priori du même ordre de grandeur que celui quantifié dans l'étude du scénario S1**

3.4. Environnement minier

L'organisation des travaux miniers est reportée sur la **Figure 9**.

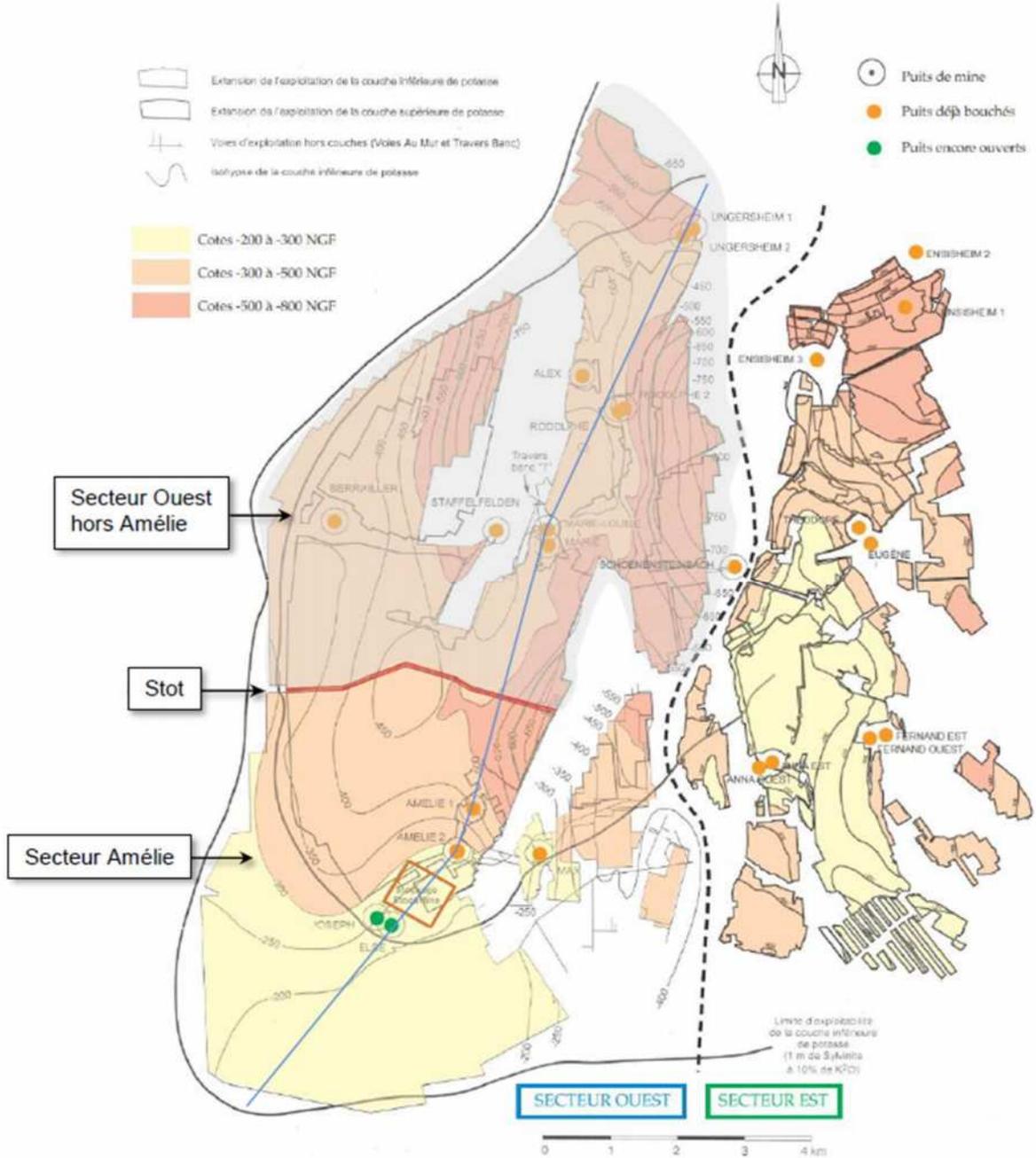


Figure 9 : Organisation des travaux miniers des secteurs ouest et est (source : MDPa)

La zone de stockage de StocaMine est située dans le secteur Ouest au droit de la mine Amélie, accessible lors de son exploitation par les puits Amélie I et II, Max, Joseph et Else. La mine Amélie est séparée du reste du secteur ouest (Mine Marie-Louise) par un stot (épaisseur de minerai non exploité) dont la localisation et le principe sont reportés en **Figure 10** et en **Figure 11**.

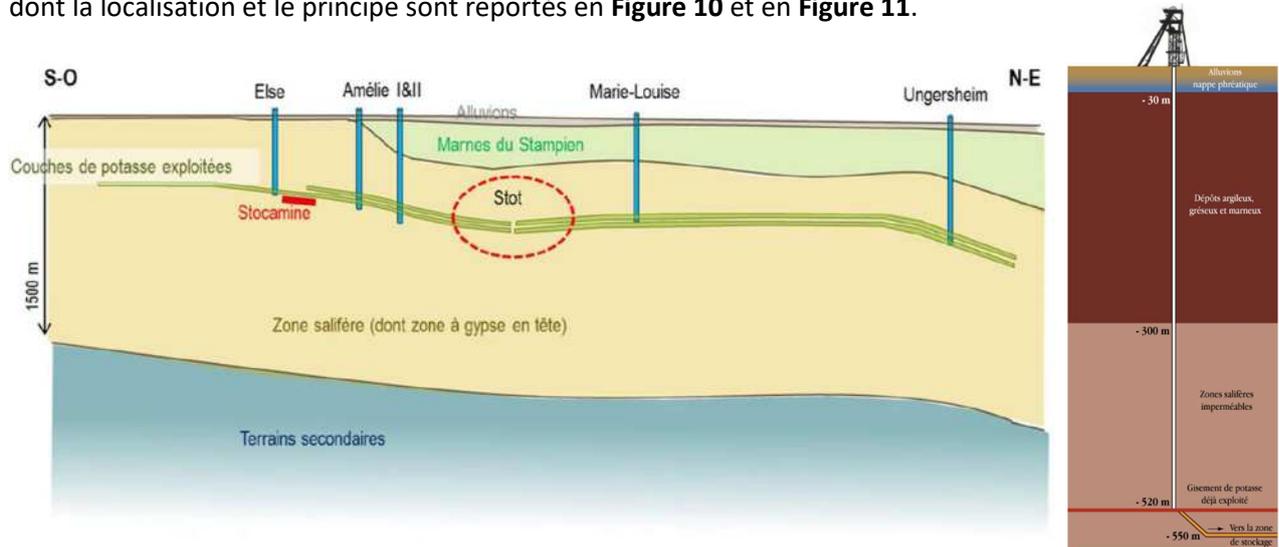


Figure 10 : Positionnement du Stot par rapport au site de StocaMine et localisation du stockage par rapport au gisement de potasse déjà exploité (sources : [4] et StocaMine)

Le secteur ouest est isolé du secteur est par une faille de rejet 150 m rendant les couches inexploitable sur une largeur de près de 300 m [8] comme le montre la **Figure 11**.

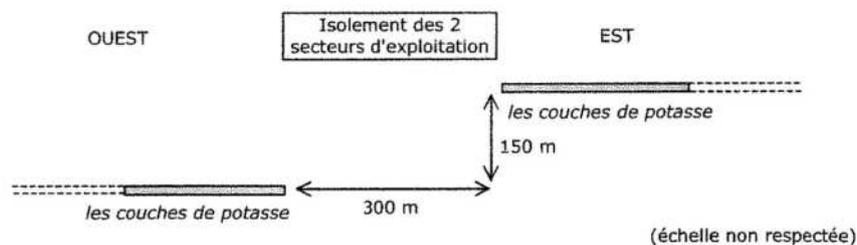


Figure 11 : Isolement entre le secteur est et ouest (source : [8])

L'intégrité du Stot, entre la mine Amélie et le reste du secteur Ouest, est remise en question par plusieurs études (notamment [5] et [10]) dont une synthèse est réalisée par l'INERIS [11]. L'INERIS [14] considère que, quel que soit le rôle de ce stot, la saumure saine s'épanchera par l'intermédiaire des 15 puits du secteur Ouest et que la saumure potentiellement contaminée s'épanchera très probablement par les 5 puits de la mine Amélie. Il s'agit en effet des ouvrages d'exploitation les plus proches du site de stockage et au droit desquels la cote du toit du sel est la plus élevée. Les 5 puits de la mine Amélie sont les puits Joseph, Else (les deux puits les plus proches situés à 300 m du stockage, qui sont encore ouverts), Amélie 1, Amélie 2 et Max. **Cette hypothèse est retenue pour évaluer l'impact sur la nappe alluviale.**

Les résultats obtenus sur les mesures des niveaux d'eau et de pression sur les deux forages VAPB2 et VLPB2 [24] montrent que :

- Le niveau d'eau dans les deux forages est différent ce qui implique qu'à ce stade de remplissage les deux forages sont indépendants hydrauliquement ;

- Les résultats obtenus sur les mesures de pression dans les deux forages suggèrent que les deux forages sont séparés l'un de l'autre et que le Stot séparant les mines Marie-Louise et Amélie serait étanche sans pour autant en avoir la certitude.

3.5. Voies potentielles et débits d'infiltration

Sans perturbations humaines, les formations salifères et apparentées (potasse) possèdent comme propriété remarquable une capacité à fluer très significative. Du fait de sa capacité de fluage, le sel se déforme de manière souple sous des efforts variant lentement, sans qu'apparaissent de fractures et s'il peut se briser d'une manière soudaine sous l'effet d'une sollicitation rapide, il va le plus souvent jusqu'à « cicatriser » spontanément les fractures qui y apparaissent. C'est pourquoi les fractures ouvertes sont très rares dans les masses de sel tant qu'elles ne sont pas perturbées par l'homme. Sans discontinuités permettant les circulations d'eau, les formations salines sont très imperméables, d'où la possibilité d'y stocker des déchets [9].

Comme il a été vu précédemment, l'exploitation des mines de potasse a détruit l'intégrité de la formation salifère par la création de sondages, galeries et puits. D'autre part une exploitation minière ou un séisme peut engendrer la réactivation de failles. Ainsi les voies potentielles de l'eau jusqu'au stockage sont :

- Les sondages d'exploration ;
- Les puits ;
- Les failles.

Enfin la présence du Stot a son importance sur les relations hydrauliques entre la mine Amélie et le reste du secteur Ouest.

3.5.1. Les sondages d'exploration

L'INERIS [11] a étudié la circulation potentielle de l'eau à travers les sondages d'exploration rebouchés (181 au total entre 1904 et 1967 selon les MDPAs).

⇒ La tierce expertise [18], en accord avec l'INERIS, estime qu'au vu de la façon de reboucher les sondages après 1913 (scellement avec du béton) et aux faibles apports d'eau pour ceux réalisés avant 1913 (ou à la réalisation d'un nouveau rebouchage dans le cas d'un défaut du rebouchage initial) il peut être considéré qu'il n'y a pas d'apport d'eau significatif via les anciens sondages

3.5.2. Puits

Le secteur ouest comporte 15 puits dont 13 sont rebouchés, les deux puits Joseph et Else ne le sont pas.

⇒ La tierce expertise [18] estime que l'hypothèse d'un ennoyage de la mine principalement par les puits, via l'extrados de ceux-ci, est satisfaisante
 ⇒ Le groupement Antea Group - Tractebel Engie précise que l'étude de faisabilité prévoit le bouchage des puits Joseph et Else en fin de travaux

3.5.3. Failles

⇒ La tierce expertise [18], en accord avec l'INERIS, estime que du fait du contexte géologique et tectonique, la contribution éventuelle à l'ennoiement de failles réactivées par un séisme significatif peut être considérée comme négligeable.

3.5.4. Débits d'infiltration

Les débits d'infiltration ont été évalués par l'INERIS [11], à partir de calculs basés sur l'estimation de la perméabilité du bouchon et de l'extrados des puits, des observations des débits d'infiltration à la base des puits et des observations des débits d'exhaure lors de l'exploitation. Dans son rapport, l'INERIS retient le débit cumulé de 105 000 m³/an pour une estimation des vides résiduels dans les travaux anciens de 20 % (en réalité 114 847 m³/an suite à une erreur de sommation) soit le maximum des estimations. ITASCA [16] prend en compte deux hypothèses dans ses travaux, l'hypothèse de l'INERIS et une hypothèse d'un ennoyage moins rapide avec une estimation des vides résiduels dans les travaux anciens de 30 % associés à un débit d'arrivée de saumure de 58 000 m³/an. Ces hypothèses sont reprises dans leur étude de 2016 [22]. Les débits d'infiltration ont été réévalués par CESAME [24] à partir des résultats du suivi sur les forages VAPB2 et VLPB2.

- ⇒ La tierce expertise [18] conclut que les estimations basées sur un calcul hydraulique et un paramètre de perméabilité de bouchon ne peuvent pas être retenues pour l'ensemble des puits. Selon le tiers expert, le choix des débits d'exhaure pour évaluer le débit d'infiltration est cohérent et sécuritaire. Le débit total pour l'ensemble du secteur ouest est d'environ 72 000 m³/an
- ⇒ Dans son scénario de référence, l'INERIS considère que le débit d'infiltration va augmenter au court du temps pour atteindre la valeur seuil de 114 847 m³/an. L'INERIS mentionne également deux hypothèses, moyenne et basse, de débit d'infiltration qui sont respectivement de 58 000 m³/an et 22 000 m³/an
- ⇒ L'analyse de CESAME sur les mesures effectuées sur les forages VAPB2 et VLPB2 [24] montre que les débits de remplissage moyens sont très inférieurs aux débits retenus par l'INERIS dans son scénario de référence et qu'ils se rapprochent de l'hypothèse basse évoquée par l'INERIS (22 000 m³/an)

3.6. Ennoyage et arrivée de la saumure saine au niveau du stockage

L'ennoyage des travaux miniers dépend du débit d'infiltration, dont une estimation est donnée dans le paragraphe 3.5.4, et des volumes des vides disponibles. Les vides miniers vont évoluer en relation avec les caractéristiques géomécaniques des formations salifères.

Les processus qui régissent les phénomènes liés à l'ennoyage de la mine sont décrits par la tierce expertise [18] et sont résumés ci-dessous :

- La vitesse d'ennoyage dépend des voies d'accès à la mine et des débits d'infiltrations associées mais également des volumes disponibles.
- Les volumes disponibles dépendent des volumes initiaux de l'excavation des tailles, des galeries et des puits, des phénomènes de dissolution (création de vides par dissolution du sel lors de l'arrivée de la saumure) et des phénomènes de réduction des vides (convergence des terrains par foudroyage, tassement résiduel et fluage) ;
- Les phénomènes de réduction des vides dépendent du tassement initial des tailles foudroyées, de la profondeur (la convergence augmente avec la profondeur), de la présence d'humidité (la convergence augmente avec la présence d'humidité) et de la saturation des vides par un fluide (qui va ralentir la convergence).

Dans l'étude menée par l'INERIS [11], les effets potentiels dus à la compressibilité de l'eau et de l'air sont négligés car considérés comme étant faibles.

⇒ **La tierce expertise [18] estime que l'ensemble des phénomènes pour évaluer la vitesse d'ennoyage sont pris en compte à l'exception de l'humidité**

La progression de l'ennoyage dans le secteur ouest se fera alors comme suit :

- Tant que les mines Marie-Louise et Amélie sont indépendantes [24] le niveau de saumure va augmenter plus rapidement dans la mine Marie-Louise. Lorsque la cote du niveau de saumure atteindra le Stot, les niveaux de saumure dans les mines d'Amélie et de Marie-Louise vont s'équilibrer, le niveau va alors monter progressivement jusqu'à atteindre les barrages de confinement. La saumure va alors commencer à rentrer dans le stockage via les barrages de confinement ;
- Lorsque la mine est totalement ennoyée, la saumure continue à entrer dans le stockage jusqu'à le remplir entièrement, la saumure saine se mélange alors avec les déchets pour s'enrichir en métaux solubles, le terme source est alors constitué ;
- A partir de ce moment-là, la convergence des terrains résiduelle va provoquer la migration progressive de la saumure saine de la mine via les puits mais également de la saumure contaminée via les barrages de confinement. La saumure contaminée issue du stockage StocaMine va alors se diluer dans la saumure saine des travaux miniers.

- ⇒ La tierce expertise [18] émet les remarques suivantes sur l'évaluation des valeurs des paramètres associés aux phénomènes d'ennoyage :
- L'estimation des vides miniers à la fin de l'exploitation est pertinente ;
 - Le taux de dissolution du sel de 24 % estimé par l'INERIS est cohérent avec d'autres références ;
 - Le taux de compaction initial retenu par l'INERIS (80 %) n'est pas argumenté ;
 - Le taux de convergence résiduelle pour les tailles foudroyées est sous-estimé (0,1 %/an) conduisant à des volumes résiduels pour l'ennoyage de la saumure plus grands ayant pour conséquence une vitesse d'ennoyage plus faible. La date d'arrivée de la saumure au droit de la zone de stockage sera plus éloignée dans le temps. Les mesures effectuées sur le sondage VAPB2 montrent des taux de convergence résiduelle de 2,5 %/an pour une compaction initiale de 60 % et de 0,7 %/an pour une compaction initiale de 80 % ;
 - Pour la convergence des galeries, la loi considérée est appropriée ;
 - Une réduction de la convergence des vides est prise en compte lorsque les vides sont saturés de saumure ;
 - La durée d'ennoyage des vides miniers (hors site de stockage) a été estimée par l'INERIS à 300 ans [11]. D'après la tierce expertise [18], l'INERIS n'a pas pris en compte l'évolution des vides miniers en fonction de la profondeur.

CESAME [24] a récemment (juin 2020) réalisé l'analyse des données issues du suivi de l'évolution des niveaux de surface et des niveaux d'ennoyage sur deux forages (VAPB2 et VLPB2). La localisation des deux sondages est reportée sur la figure suivante :

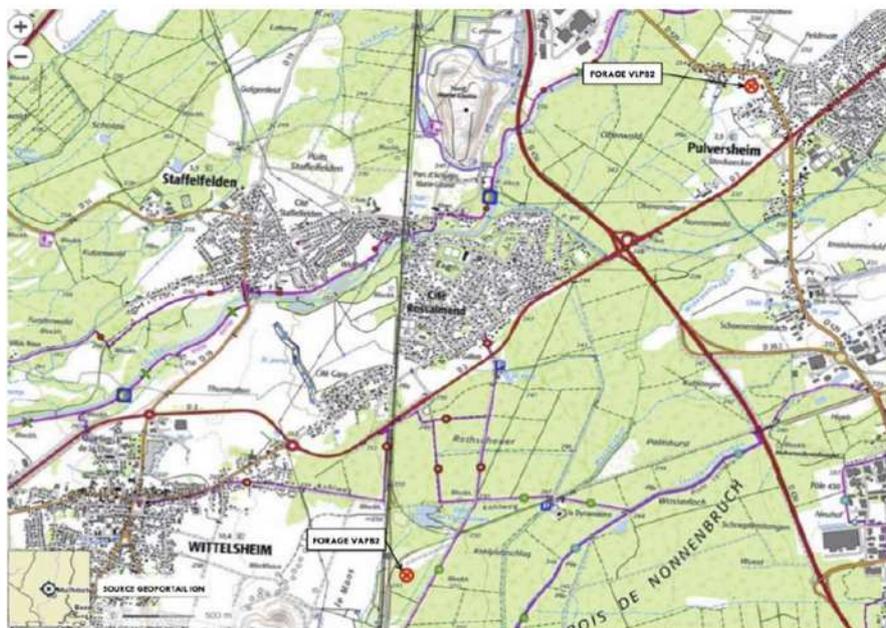


Figure 12 : Localisation des deux sondages VAPB2 et VLPB2 (source : [24])

Les travaux réalisés sur les forages montrent que les vides résiduels dans le fond (>900 m) des deux forages représentent 10 % des vides créés par l'exploitation minière pour des âges d'exploitations compris entre 30 et 40 ans. L'apport des mesures concernant la relation entre les mines Marie-Louise et Amélie ainsi que le rôle du Stot est décrit au paragraphe 0.

L'étude de l'évolution des niveaux du sol réalisée par CESAME [24] (basée sur les travaux de thèse de G. MODESTE (EOST) et les mesures topographiques du cabinet Jung géomètre expert) montre que :

- L'affaissement au droit des travaux miniers se décompose en deux phases successives avec dans un premier temps un affaissement dynamique important se produisant dès la période d'exploitation souterraine et durant quelques années (3 à 5 ans au maximum) et dans un second temps un affaissement résiduel se poursuivant pendant plusieurs dizaines d'années après la fin de l'exploitation (mouvements encore perceptibles au droit de travaux dont l'exploitation a débuté il y a plus de cinquante ans) ;
- Les mesures semblent indiquer que l'affaissement dynamique initial est plus faible que celui historiquement retenu (~85%) et a été estimé à 75 % de la hauteur exploitée.

CESAME [24] a évalué la durée d'arrivée de la saumure saine au droit de barrages et la durée d'ennoyage des vides miniers à partir des nouveaux résultats obtenus sur les forages VAPB2 et VLPB2 ainsi que des données sur les niveaux du sol. Le tableau suivant récapitule les valeurs obtenues par l'INERIS [11], la tierce expertise [18] et CESAME [24] :

	INERIS	Tierce expertise	CESAME
Taux de convergence avant ennoyage pour les tailles foudroyées (%/an)	0,1	En accord avec l'INERIS	0,5 à 1
Estimation des vides résiduels dans les travaux anciens (%)	20	20	20 à 30
Débit d'arrivée de la saumure (m ³ /an)	105 000	72 000	22 000
Arrivée de la saumure au droit des barrages (ans)	240	72	560
Ennoyage complet des travaux miniers (ans)	300	120	644

Tableau 3 : Comparaison des valeurs d'ennoyage des vides miniers obtenues par l'INERIS [11], la tierce expertise [18] et CESAME [24]

- ⇒ Dans son scénario de référence, l'INERIS considère un vide résiduel après affaissement dynamique de 20 %, CESAME estime que cette hypothèse est la plus probable ;
- ⇒ L'INERIS considère que les vides sont totalement fermés au-delà d'une profondeur de 750 mètres or les mesures sur les deux forages VAPB2 et VLPB2 montrent que les panneaux exploités à une profondeur de 900 à 1 000 mètres présentent un vide résiduel compris entre 9 et 13 %. Cette hypothèse pénalise le calcul de la durée d'ennoyage qui serait plus courte que dans la réalité
- ⇒ Le débit d'ennoyage par les puits de mine retenu par l'INERIS dans son scénario de référence est sécuritaire car il correspond au maximum des estimations. Les mesures effectuées sur les sondages VAPB2 et VLPB2 montrent que les débits de remplissages moyens sont très inférieurs aux débits observés pendant le fonçage des puits et aux débits d'exhaure
- ⇒ Selon CESAME, l'hypothèse la plus probable est celle d'un remplissage complet de l'exploitation en plus de 644 ans dont 560 ans pour arriver au niveau de StocaMine. Cette durée est 2 fois plus longue que celle calculée par l'INERIS
- ⇒ Ces nouvelles données montrent que l'INERIS a été sécuritaire dans son approche puisque plus la durée d'ennoyage est longue et plus les phénomènes de cicatrisation du massif autour des barrières de confinement du stockage seront aboutis. L'ennoyage du stockage en sera donc retardé d'autant plus. Il en est de même pour la sortie de la saumure contaminée (efficacité des barrières améliorée)

3.7. Données concernant la saturation du stockage par la saumure saine et la sortie de saumure contaminée par les barrages

A partir des données de l'INERIS [11], d'ITASCA [22] et de la tierce expertise [18] il est possible de synthétiser l'ensemble des valeurs caractéristiques concernant la saturation du stockage par la saumure saine et la sortie de saumure contaminée dans le **Tableau 4** suivant :

		INERIS	ITASCA		Tierce expertise
Estimation des vides résiduels dans les travaux anciens (%)		20	20	30	
Débit d'arrivée de la saumure (m ³ /an)		105 000	105 000	58 000	72 000
Arrivée de la saumure au droit des barrages (ans)		240	240	421	72
Ennoyage complet des travaux miniers (ans)		300	304	505	120
Hypothèses sur les barrages	Perméabilité (m ²)/ longueur (m)	≤ 10 ⁻²¹	2,0.10 ⁻¹⁹ (longueur 5 m)	1,7.10 ⁻¹⁹ (longueur 6 m)	2,0.10 ⁻¹⁹ (longueur 5 m)
Débit entrant dans le stockage (m ³ /an)			13,55	11,56	
Débit de sortie de saumure saine par les 5 puits (m ³ /an)	t = t ₀ + 300 ans (t ₀ = mise en place des barrages de confinement)	680			680
	t = t ₀ + 1 300 ans (t ₀ = mise en place des barrages de confinement)	171			616
Galeries d'accès non remblayées	Date de fin d'ennoyage du stockage (ans)	700			
	Débit de sortie de saumure contaminée (m ³ /an)	0,7			0,0027
Galeries d'accès remblayées avec havrits	Date de fin d'ennoyage du stockage (ans)		1 700	1 940	1 890
	Date de sortie de la saumure (ans)		1 990	2 420	2 240
	Débit de sortie de saumure contaminée (m ³ /an)		0,191	0,143	0,158
Galeries d'accès remblayées avec coulis	Date de fin d'ennoyage du stockage (ans)		3 555		3 750
	Date de sortie de la saumure (ans)		4 130		4 370
	Débit de sortie de saumure contaminée (m ³ /an)		0,128		0,118

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des données concernant la saturation du stockage par la saumure saine et la sortie de saumure contaminée par les barrages

- ⇒ Dans son calcul de débit de saumure contaminée [11], l'INERIS considère que les vides miniers du stockage auront été mécaniquement refermés par fluage et que les vides résiduels correspondront alors à la porosité du remplissage de déchets estimée à 31 %. Le volume de déchets est estimé à 22 000 m³ soit un volume résiduel de 7 000 m³. En considérant un taux de compaction moyen de 0,01 % par an, le débit d'épanchement de saumure contaminée est estimé à 0,7 m³/an. L'INERIS mentionne que ces valeurs devront être précisées par un bureau d'étude spécialisé sur la conception des barrières ouvragées
- ⇒ Les valeurs obtenues par ITASCA dans son étude de dimensionnement des barrières de confinement (dans le cas de galeries d'accès remblayées) sont bien plus faibles que celles de l'INERIS avec un débit de sortie de saumure contaminée au travers des barrages compris entre 0,1 et 0,2 m³/an (selon la nature des matériaux de remblayage) pour une date de sortie de saumure contaminée du stockage comprise entre 1 900 ans et 4 400 ans. Dans l'un et l'autre cas, ces valeurs sont en adéquation avec l'hypothèse prise par l'INERIS de sortie de saumure contaminée au travers des barrages de confinement au bout de 1 000 ans
- ⇒ L'INERIS semble avoir pris en compte un débit conservateur de sortie de saumure contaminée au travers des barrages au regard des résultats obtenus par ITASCA
- ⇒ Le calcul du débit de saumure contaminée à travers les barrages réalisé par la tierce expertise [18] est très faible par rapport aux valeurs calculées par ITASCA. D'autre part, elle calcule un temps d'arrivée de la saumure saine au droit des barrages très court en comparaison avec l'INERIS et une décroissance du débit d'épanchement de la saumure saine moindre en comparaison à celle calculée par l'INERIS
- ⇒ Le débit de sortie de saumure contaminée au travers des barrages dépend, de la vitesse de convergence, du type de remplissage des galeries d'accès du stockage et de la longueur des barrages de confinement pour une perméabilité égale
- ⇒ L'INERIS considère que le débit de sortie de saumure contaminée diluée dans la saumure saine se fera par l'intermédiaire de 5 puits sur les 15 puits du secteur ouest, ceci est une hypothèse sécuritaire

3.8. Remontée de saumure vers la nappe alluviale

Plusieurs mécanismes de remontée de la saumure vers la nappe alluviale ont été étudiés par l'INERIS [11] dans le cadre de l'établissement du Dossier de Demande d'Autorisation [17], ils sont les suivants :

- Remontée de saumure par diapirisme : comme il a été vu précédemment cette hypothèse est écartée sachant que le contexte géologique n'est pas favorable à la création d'un diapir ;
- Epanchement de saumure par déséquilibre hydrostatique : à la fin de l'ennoyage, les puits seront constitués d'une colonne d'eau saturée en sel en profondeur puis d'eau douce en surface en provenance de la nappe alluviale. Le contexte structural développé au paragraphe 3.1.2.1 montre que la cote de la formation de sel est plus haute au sud qu'au nord des travaux miniers et donc que les puits auront une colonne d'eau salée plus importante dans le sud que dans le nord. D'autre part le niveau piézométrique est légèrement plus élevé dans le sud que dans le nord des travaux miniers. La pression résultante dans les puits au sud des travaux miniers sera donc plus grande qu'au nord induisant un déséquilibre de pression entre les ouvrages. Au fur et à mesure l'équilibre de pression va se réaliser en faisant remonter l'interface eau douce/eau salée des puits. Dans le cas le plus défavorable, cette interface pourrait atteindre des terrains perméables du Tertiaire supérieur ou la base des alluvions de la nappe d'Alsace et induire un épanchement de saumure. Le calcul des charges hydrauliques équivalentes a été réalisé selon les deux cas de figure suivants :
 - Dans le cas du secteur ouest pris dans sa globalité, l'interface eau douce/eau salée se retrouvera au droit des terrains du Tertiaire sur les puits localisés au nord des travaux miniers. Si la perméabilité des terrains est suffisante, le débit de saumure sera absorbé et la saumure n'atteindrait pas la nappe d'Alsace. Dans le cas contraire, l'interface eau douce/eau salée remontera vers les alluvions de la nappe d'Alsace. Le débit d'épanchement pourrait atteindre 200 m³/an ;
 - Dans le cas où la mine Amélie est isolée du reste du secteur Ouest, l'interface eau douce/eau salée restera en dessous des terrains du Tertiaire supérieur sauf au droit du puits Max où sa cote serait supérieure d'environ 15 m mais toujours à environ 200 m sous le mur des alluvions du Quaternaire. Dans cette configuration, un épanchement de saumure au droit de la nappe d'Alsace n'est pas envisageable.
- Epanchement de saumure par poursuite de la compaction : la réduction de volume induite par le mécanisme de compaction des vides miniers pourrait remobiliser la saumure vers la surface par l'intermédiaire des 15 puits de la mine du secteur ouest avec un débit total de 3 000 m³/an puis diminuerait progressivement et proportionnellement à la diminution du volume résiduel des vides miniers. Au même titre que les conclusions qui ont été dressées dans les paragraphes 3.5.1 et 3.5.3, les débits qui remonteraient via les sondages de reconnaissance ou les failles réactivées sont considérés comme négligeables.

⇒ Le mécanisme retenu par la suite est l'épanchement de saumure par poursuite de la compaction

4. Avis sur la modélisation de l'épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace

4.1. Principe général

L'approche adoptée par L'INERIS se base sur deux modélisations numériques distinctes qui sont les suivantes :

- Un premier modèle hydromécanique-transport aux éléments finis avec le logiciel Consom Multiphysics a été utilisé par l'INERIS pour déterminer les concentrations en différents contaminants à la sortie des puits après dilution avec la saumure saine. Cette modélisation fait intervenir des calculs hydromécaniques et géochimiques transitoires et non linéaires ;
- Un deuxième modèle hydrodynamique et hydrodispersif, développé par le BRGM avec le logiciel MARTHE ([3], [6], [7] et [13]), aux différences finies utilise les résultats obtenus à partir du modèle de l'INERIS pour évaluer l'impact des fuites au droit des puits sur la nappe d'Alsace.

Le schéma de principe suivant [18] permet de synthétiser l'approche adoptée par l'INERIS pour évaluer l'impact d'une fuite de saumure contaminée au droit de la nappe d'Alsace :

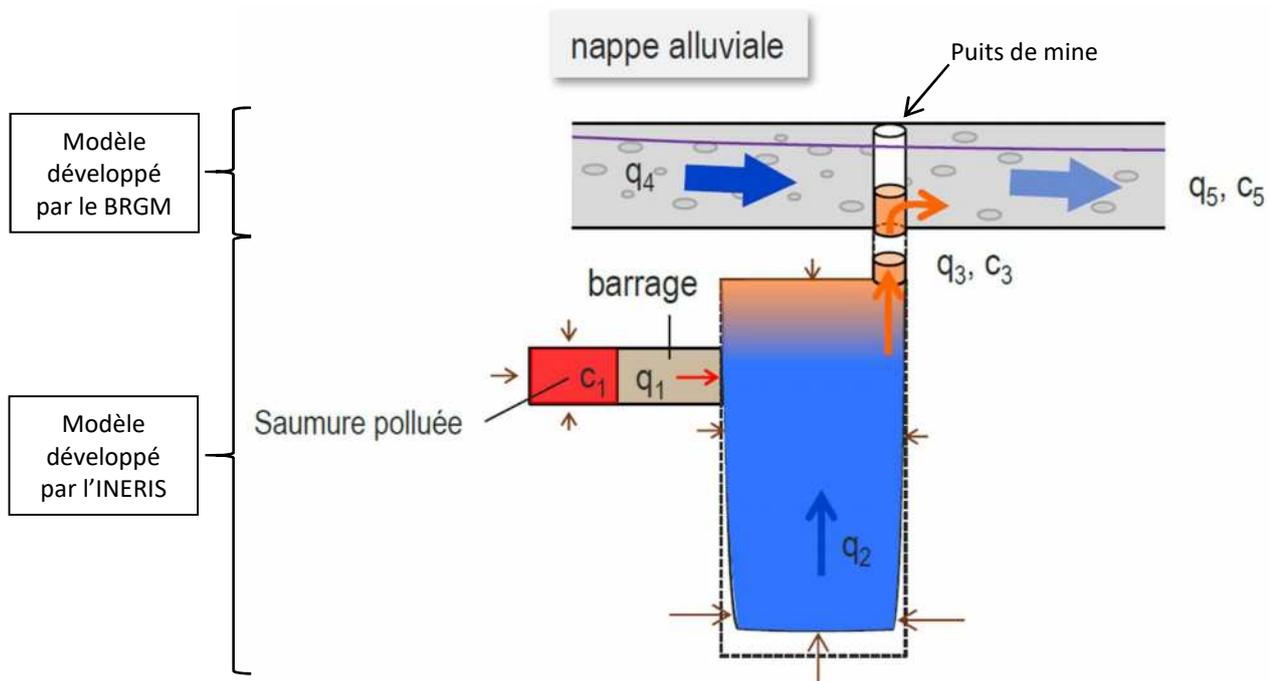


Figure 13 : Schéma de principe de la fuite de saumure au droit de la nappe d'Alsace (source : [18])

4.2. Calcul du débit et des concentrations en saumure contaminée

La méthodologie suivie par l'INERIS est détaillée dans son rapport [14] et explicitée dans son mémoire [21].

La concentration en polluant avant sa dispersion dans la nappe d'Alsace dépend de la concentration initiale au sein du stockage, du débit à la sortie immédiate des barrières sous l'effet de la compaction des déchets et de la dilution de la saumure contaminée dans la saumure saine qui s'épanche suite à la compaction des terrains de foudroyage. La compaction des déchets ou des terrains foudroyés dépend également de 4 facteurs qui interagissent entre eux. Il s'agit du fluage du sel, de la loi de compaction des déchets ou des terrains de foudroyage, de la pression de saumure et des caractéristiques des barrières (perméabilité et longueur). L'ensemble de ces phénomènes sont pris en compte dans 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 incertitudes soulevées par l'INERIS sur le modèle mis en œuvre concernent la loi de compaction des déchets. L'INERIS précise que des modèles utilisés en génie civil pour la compaction des remblais et des matériaux granulaires ont été utilisés pour reproduire qualitativement l'interaction mécanique entre les déchets et le fluage du sel. Une analyse d'incertitude a été réalisée en utilisant plusieurs valeurs de raideur des déchets.

Dans ses calculs, l'INERIS a pris en compte les barrages mis en place pour retarder autant que possible la sortie de la saumure contaminée par les déchets dans le cas de l'ennoyage du stockage. Cependant l'INERIS a pris en compte l'éventualité d'une mise en communication de la saumure et du stockage par des fractures lors de l'ennoyage. Elle considère également que ces fractures seront colmatées lorsque le stockage sera entièrement saturé en saumure. Le débit de fuite en saumure contaminée est calculé au travers des barrages suite au fluage du sel.

La saumure contaminée sortant des barrages remonte à la surface en se mélangeant à la saumure saine provenant des travaux miniers. Il est important de noter que le débit de saumure non contaminée est nettement plus important que le débit de saumure contaminée à travers les barrages.

Le débit d'épanchement de saumure saine a été évalué à 680 m³/an lors du début de l'épanchement par les 5 puits de la mine Amélie suite à l'ennoyage des travaux miniers au temps $t = t_0 + 300$ ans (avec t_0 la date de mise en place des barrages de confinement). Lors de l'épanchement de saumure contaminée dans la nappe d'Alsace au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans ce débit diminue à 171 m³/an et décroît pour atteindre 0,001 m³/an à $t = t_0 + 10\,300$ ans.

Sur la base du volume et de la porosité des déchets ainsi que d'une vitesse de compaction de 0,01 %, l'INERIS [11], calcule un débit de saumure contaminée au droit des barrages de 0,7 m³/an. Dans ce cas, l'INERIS considère [14] que les barrages sont dimensionnés de tel sorte que le ratio $\frac{\text{perméabilité [m}^2\text{]}}{\text{carré de longueur}}$ soit inférieur ou égal à 10^{-21} . Ceci permettrait de retarder la sortie de saumure contaminée à travers les barrages de confinement pendant une période de 1 000 ans dans le cas d'un fonctionnement des barrières sans défaillance. L'INERIS précise [21] que le flux de saumure contaminée ne se réalise qu'au travers des barrages de confinement.

4.3. Dispersion de la saumure contaminée dans la nappe d'Alsace

4.3.1. Modèle utilisé

L'outil mis en œuvre est le logiciel MARTHE, standard français bien reconnu, développé par le BRGM. Ce logiciel permet notamment de simuler les écoulements souterrains et le transport de soluté. Le code de calcul en différences finies utilise un maillage de type écossais (colonnes et lignes de largeurs variables), monocouche (en plan ou en coupe verticale), multicouche ou 3D, avec possibilité de maillages gigognes pour une représentation précise des géométries.

MARTHE permet la simulation de l'hydrodynamisme et du transport hydrodispersif en régime permanent ou transitoire. Des fonctions plus complexes permettent en outre de modéliser les écoulements densitaires, thermiques, en zone non saturée, éventuellement couplés avec le réseau hydrographique.

Dans le logiciel MARTHE, la plupart des paramètres sont spatialisés, c'est-à-dire qu'ils sont définis maille par maille ou en zones homogènes de mailles, contiguës ou non. Sont notamment traités de cette manière les perméabilités, coefficients d'emménagement, débits pompés et injectés, recharge pluviale, porosités cinématiques, dispersivités longitudinales et transversales, facteurs de retard, etc. Le modèle utilisé correspond au modèle hydrodynamique de gestion de la pollution saline de la nappe d'Alsace ([3], [6] et [7]) et repris spécifiquement pour cette étude [13].

4.3.2. Extension et géométrie du modèle

Le modèle s'étend de Mulhouse à Colmar d'amont en aval et des coteaux vosgiens au Rhin d'ouest en est. La taille des mailles est constante et d'une dimension de 500 x 500 m. Dans la région du bassin potassique la taille des mailles est réduite à une dimension de 125 x 125 m par l'usage d'un maillage gigogne.

Le modèle est discrétisé verticalement pour prendre en compte les caractéristiques géologiques qui ont été rappelées au paragraphe 3.1.1.2.3. Ainsi 3 couches d'alluvions, d'épaisseur variable, sont représentées.

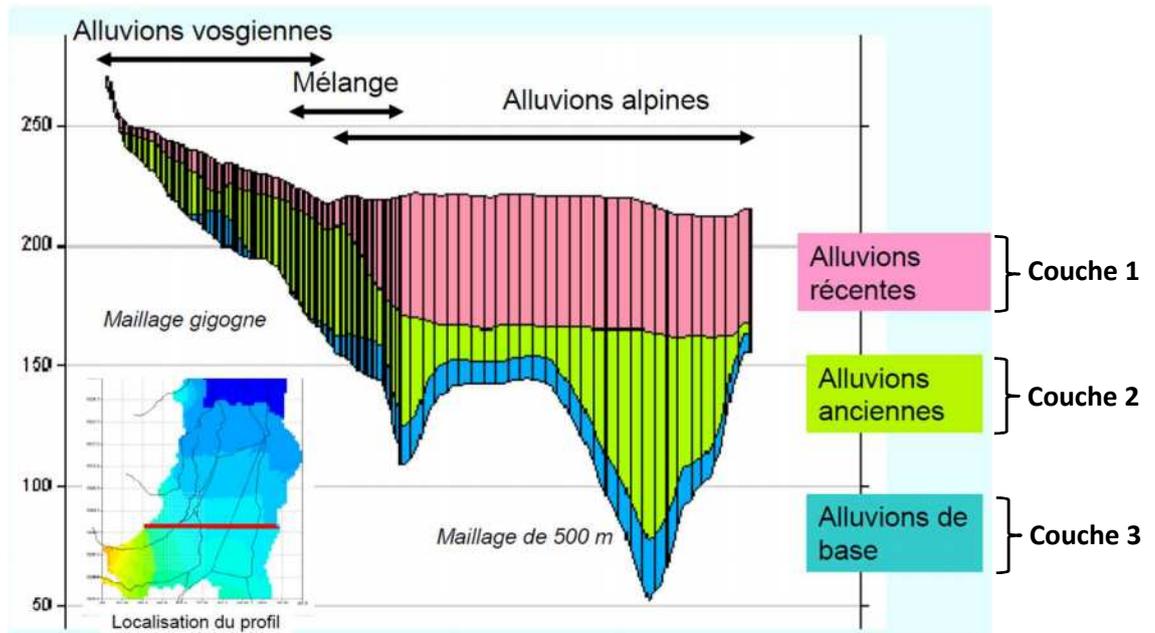
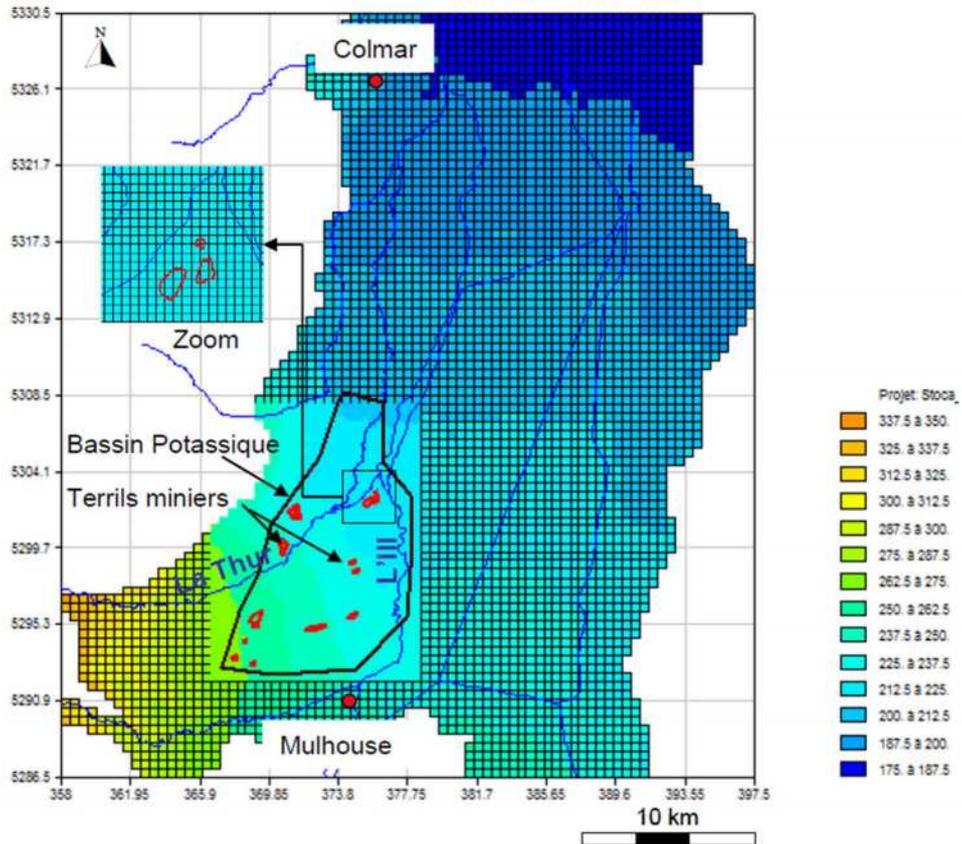


Figure 14 : Maillage du modèle en plan (en haut) et en coupe (en bas) (BRGM [13])

4.3.3. Données et hypothèses du modèle hydrodynamique

Les données de topographie de l'IGN (MNT), corrigées en fonction des données les plus récentes afin de prendre en compte les affaissements miniers (données MDPA de 2003), sont prises en compte pour la surface du sol. Cette surface constitue une cote de débordement de l'aquifère alluvial qui est de type nappe libre.

Le modèle prend en compte l'interaction du réseau hydrographique avec la nappe (la topographie constitue une cote de débordement pour l'aquifère alluvial) ainsi qu'un réseau de drains assez superficiels.

Les apports de la nappe sont constitués par la recharge, par des infiltrations à partir du réseau hydrographique et par des flux venant des coteaux situés aux limites sud-ouest et ouest du modèle. Des conditions de flux entrants sont utilisées sur ces limites. Des conditions de potentiel imposé sont utilisées sur les limites nord et sud dans toutes les couches. Un flux nul sous le Rhin dans toutes les couches a été pris en compte.

La recharge est calculée spatialement dans le modèle à partir d'un bilan hydro-climatique à partir des données de 5 stations météorologiques.

Les prélèvements sont pris en compte au droit des captages en eau potable, industrielle et des puits de fixation et de dépollution implantés au voisinage des terrils.

4.3.4. Calage du modèle hydrodynamique

La phase de calage d'un modèle hydrodynamique consiste à ajuster le champ des perméabilités et les conditions aux limites afin de reproduire une piézométrie calculée similaire à la piézométrie de référence mesurée.

Le calage du modèle a été réalisé en régime permanent sur une piézométrie moyenne de juin 2002.

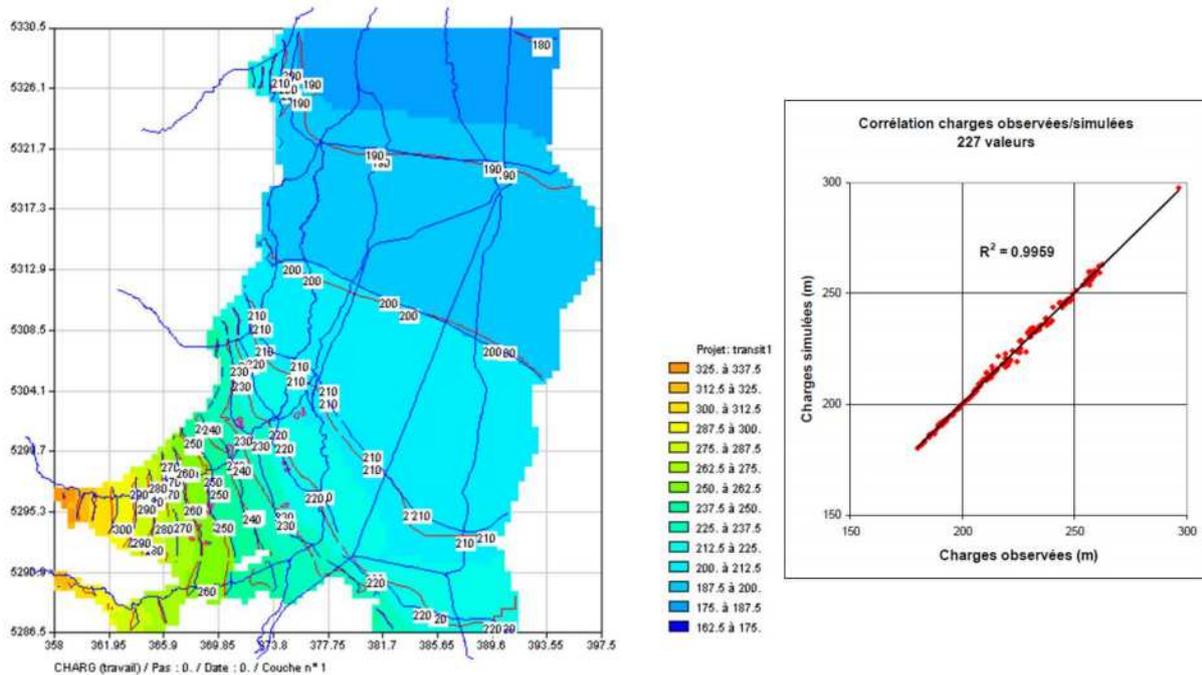


Figure 15 : Charges simulées en régime permanent (en m) avec isovaleurs simulées (en bleu) et observées (en rouge) et corrélation entre charges observées et simulées (source : [7])

Le calage hydrodynamique du modèle en régime transitoire a été fait sur 27 cycles hydrologiques au pas de temps mensuel, en prenant en compte les interactions dynamiques entre la nappe et le réseau hydrographique (rivières, canaux, drains). Environ 20 piézomètres et 5 stations de jaugeage ont servi de points de contrôle. Le calage du transport de chlorures sur les chroniques observées a été fait au pas de temps mensuel sur la période 1992-2004, avec contrôle sur les cartes de salure de 2004 et sur les évolutions de concentration en chlorures dans 19 piézomètres et 17 puits de fixation.

Les champs de perméabilités ainsi définis sont en accord avec les valeurs présentées sur la **Figure 5**.

- ⇒ Les champs de perméabilités ainsi définis sont en accord avec les valeurs présentées sur la **Figure 5**
- ⇒ La situation piézométrique de moyennes eaux de juin 2002 simulée par le modèle est globalement bien reproduite. Les écarts constatés peuvent être générés par la densité et la répartition de points utilisés pour le tracé de la carte. La corrélation entre les charges observées et simulées est bonne
- ⇒ En régime transitoire, le modèle reproduit bien l'évolution des niveaux d'eau au droit des points de contrôle
- ⇒ L'évolution des débits simulés sur les 5 stations de jaugeage de contrôle reproduit bien les débits observés plus particulièrement en étiage. Les débits de crue sont un peu moins bien représentés.

4.3.5. Données et hypothèses du modèle hydrodispersif

Le travail effectué en 2006 a montré que l'effet densitaire n'intervenait qu'au voisinage des terrils et que le transport isodensitaire sous l'effet du gradient de pression seul était prépondérant à l'aval. La simulation des phénomènes de densité a été réalisée en répartissant un flux massique dans les 3 couches du modèle. Le calage est réalisé sur les teneurs observées en 2004 dans chaque couche.

La modélisation mise en œuvre implique les mécanismes de convection et de dispersion.

Une dispersivité longitudinale de 100 m et une dispersivité transversale de 10 m sont retenues pour les simulations. Un rapport de $5 \cdot 10^{-3}$ entre les dispersivités verticale et transversale est utilisé pour prendre en compte la dispersion selon la verticale.

4.3.6. Calage du modèle hydrodispersif

Le calage du modèle en régime transitoire permet d'obtenir le champ des coefficients d'emménagement libre et captif. Il est considéré que le coefficient d'emménagement en nappe libre est proche de la porosité efficace et que cette dernière s'assimile à la porosité cinématique.

⇒ **Les langues salées sont correctement modélisées avec des incertitudes notamment sur la quantification de la dissolution sous les terrils ou la non prise en compte des effets densitaires sous les terrils**

4.3.7. Modélisation du scénario de référence

Les hypothèses prises en compte dans le modèle sont les suivantes :

- La concentration initiale en chlorures dans la nappe est nulle, le BRGM s'intéresse ici à l'impact du stockage sur la nappe d'Alsace ;
- La concentration en saumure saturée est de 350 g/l s'épanchant au droit des 5 puits du secteur sud que sont Joseph, Else, Amélie I, Amélie II et Max ;
- Le débit de saumure pour les 5 puits est celui calculé par l'INERIS au paragraphe 4.2. Il est réparti dans les 5 puits au prorata de leur diamètre ;
- Il a été considéré un transport non réactif (pas de prise en compte du retard lié à l'adsorption-désorption sur la matrice de l'aquifère, ni d'une éventuelle dégradation) ;
- La concentration prise en compte pour chaque puits est identique. Le flux massique est introduit dans la couche 3 du modèle (couche alluviale profonde dont la localisation spatiale dans le modèle du BRGM est reportée sur la **Figure 14**) ;
- La durée de la simulation est de 10 000 ans avec des pas de temps de 0,1 an pour les 10 premières années, de 1 an entre 10 et 100 ans, de 2 ans entre 100 et 1 000 ans et de 10 ans entre 4 000 ans et 10 000 ans ;
- Le début de la simulation correspond au début de l'épanchement de saumure qui se réalise au bout de 300 ans suivant la mise en place du confinement soit l'an 2 300.

Les résultats des simulations sont alors utilisés pour calculer les concentrations au droit des différents puits à partir des concentrations calculées par l'INERIS.

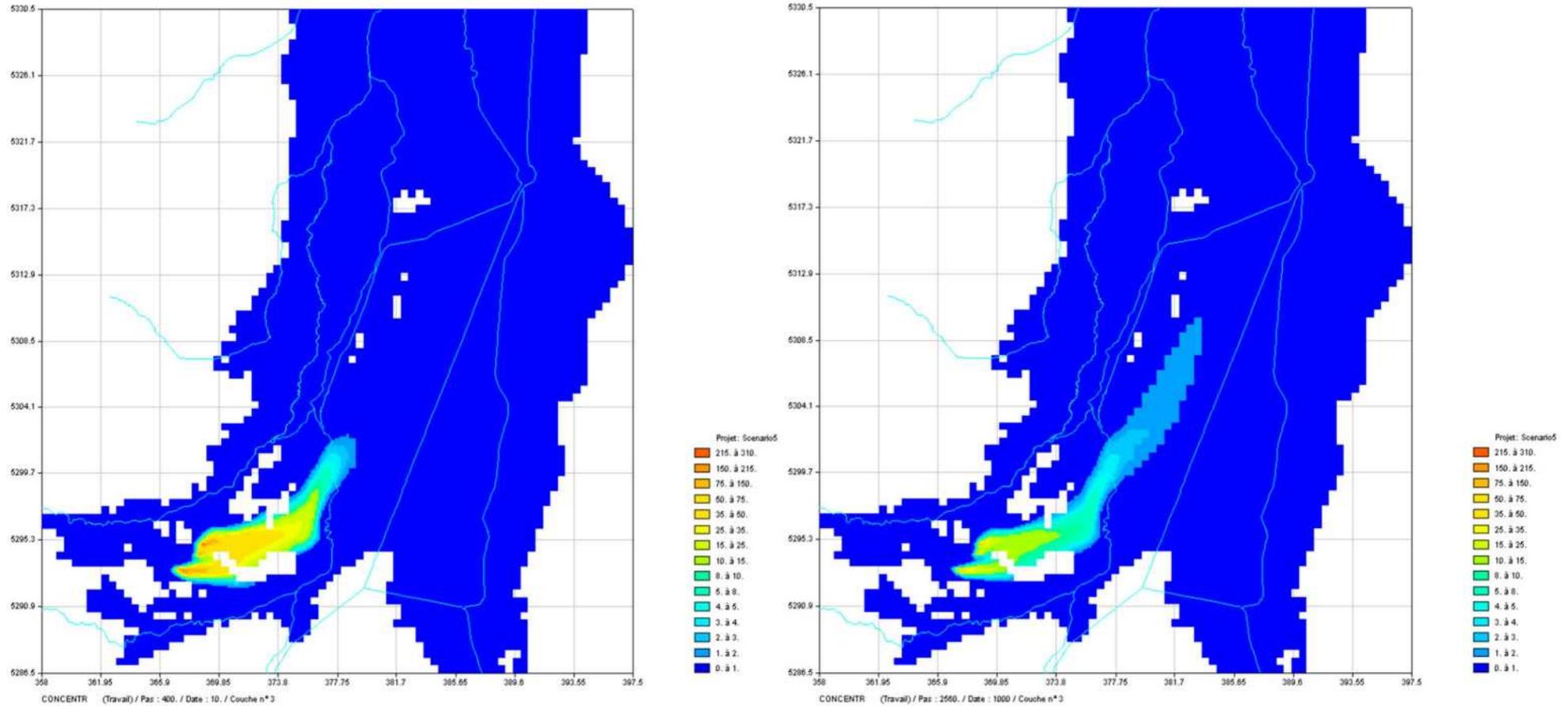
Dans son étude [21], l'INERIS prend en compte la réévaluation des quantités d'éléments issues des analyses des déchets réalisées dans le cadre de la tierce expertise pour modéliser le terme source.

Le scénario ici examiné correspond au scénario dit « 93 % » : retrait d'environ 93 % (95 % précisément selon l'inventaire 2016) de la masse de mercure originellement en place qui correspond à la situation actuelle (scénario S1). **Les résultats obtenus dans le cadre de ce scénario ne conduisent à aucun dépassement des seuils réglementaires.**

Les panaches de concentration en saumure dans la nappe d'Alsace, reportés sur la **Figure 16**, ont été calculés après 10 et 1 000 ans suivant le début de l'épanchement en nappe de saumure non contaminée soit respectivement au temps $t = t_0 + 310$ ans et $t = t_0 + 1\,300$ ans (avec t_0 la date de mise en place des barrages et 300 ans le début de l'épanchement en nappe de saumure non contaminée). Le BRGM considère une concentration égale à 0 mg/l en chlorures dans son état initial, ne tenant donc pas compte du fond géochimique.

Les concentrations calculées (Hg, Cr, CN, Sb, As, Cd, Pb, Ni, Ba et Cu) au droit des puits dans les 3 couches du modèle BRGM au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans (avec t_0 la date de mise en place des barrages) et comparées aux limites de qualité pour une eau de consommation humaine et à l'environnement local témoin sont reportées sur la **Figure 17**.

La carte de répartition du panache en mercure au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans (avec t_0 la date de mise en place des barrages) est reportée sur la **Figure 18**.



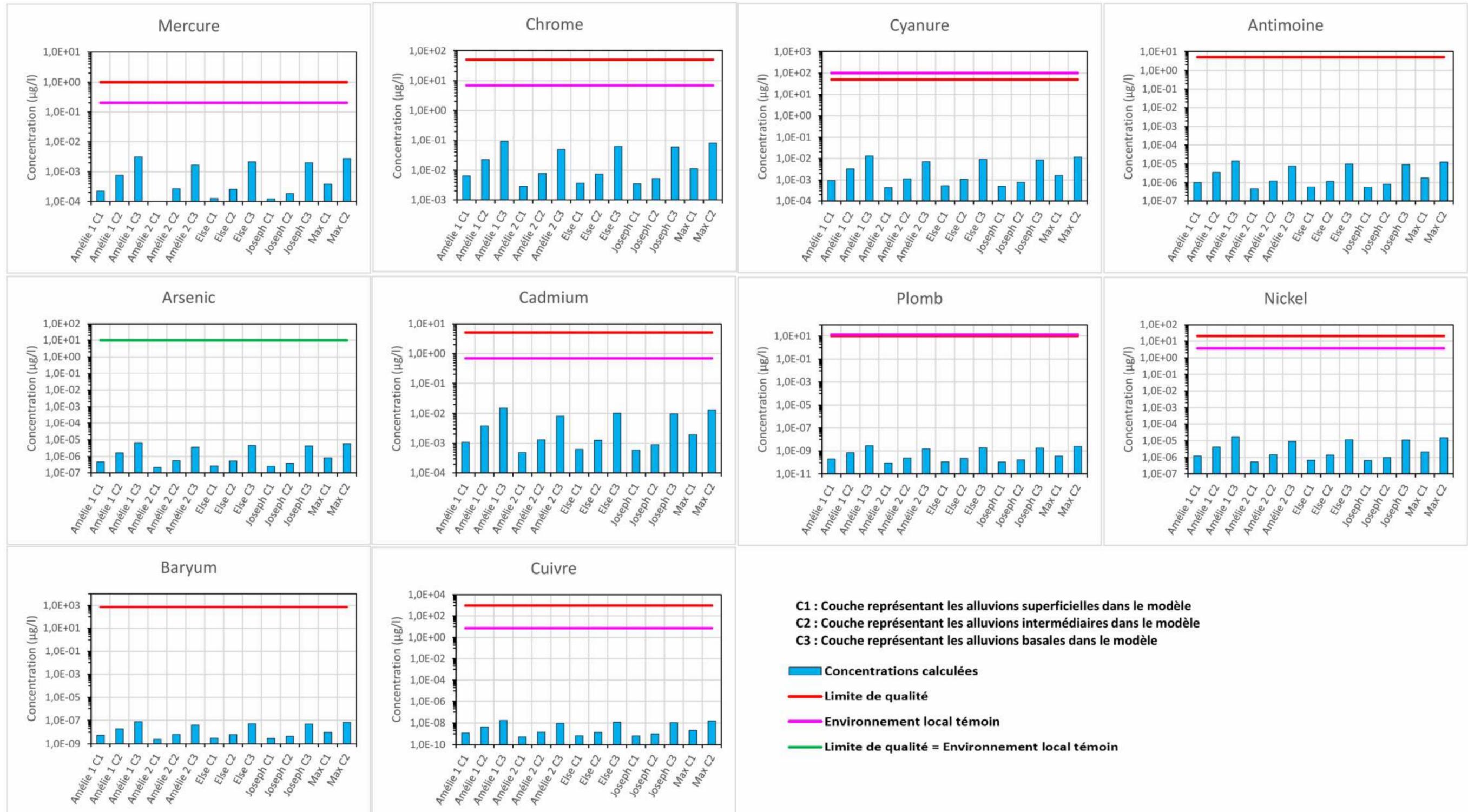


Figure 17 : Concentrations moyennes en Hg, Cr, Sb, As, Cd, Pb, Ni, Ba, Cu, calculées selon le scénario dit « 93 % » au droit des 5 puits de mine dans les 3 couches du modèle du BRGM au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans (avec t_0 la date de mise en place des barrages de confinement) et comparaison à l'environnement local témoin et aux limites de qualité pour une eau de consommation humaine (source : [21])

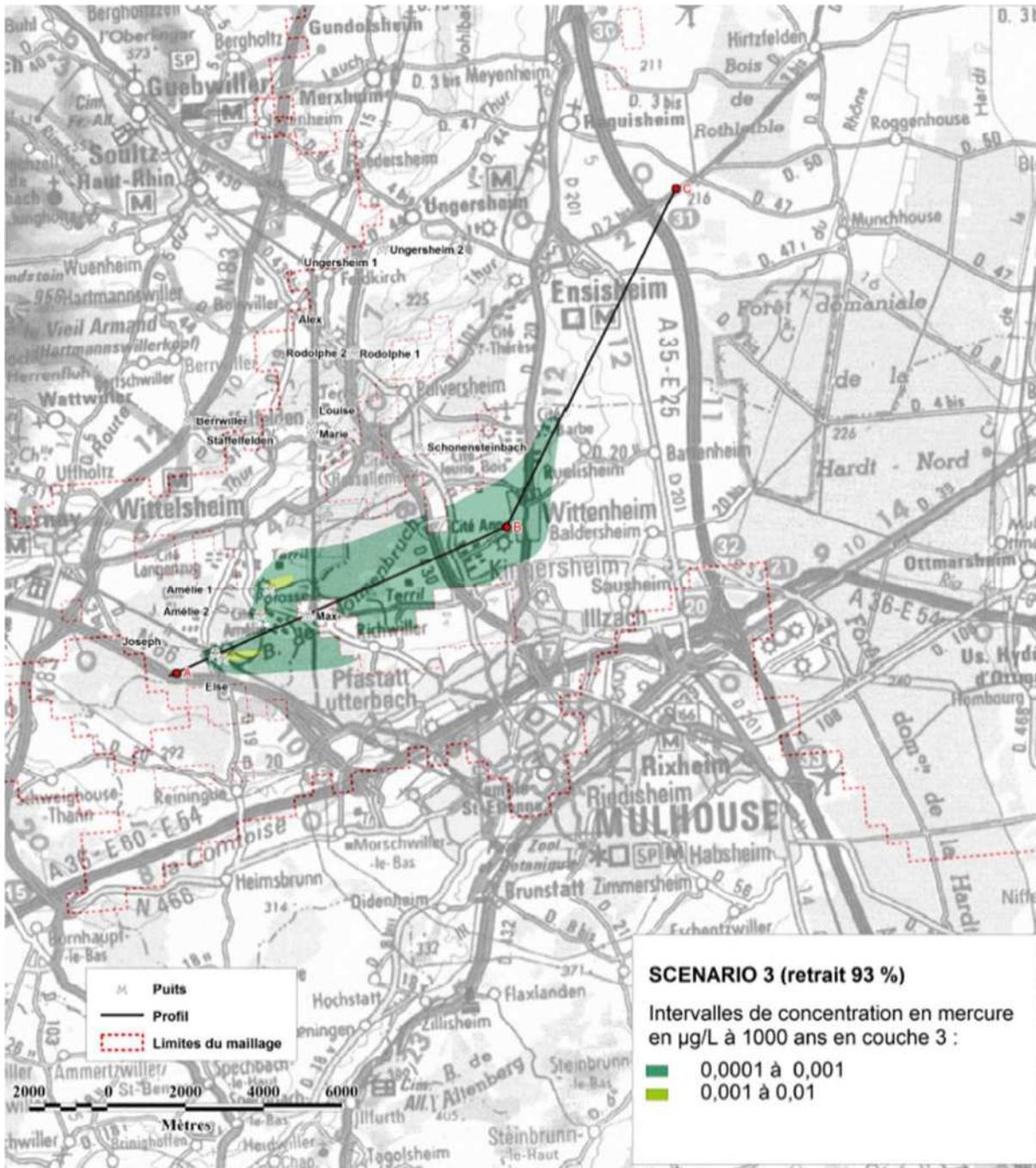


Figure 18 : Panaches de mercure dans la couche 3 du modèle dans la configuration de déstockage actuelle au temps $t = t_0 + 1300$ ans (source : [21])

D'après la **Figure 16**, les concentrations calculées en chlorures dans la nappe alluviale sont maximales 10 ans après le début de l'épanchement de saumure saine par les 5 puits. Ces concentrations traduisent l'impact de l'ennoyage des travaux miniers mais pas du stockage. Les concentrations calculées en chlorures au droit des puits sont supérieures à 215 mg/l puis les concentrations décroissent rapidement pour atteindre 25 à 35 mg/l à 4 km environ en aval hydraulique des puits. Après 1 000 ans, date de sortie de la saumure contaminée, la diminution du flux sortant par les puits entraîne une diminution des concentrations en chlorures avec des valeurs comprises entre 150 et 215 mg/l au droit des 5 puits puis les concentrations qui décroissent rapidement en aval hydraulique de ces derniers pour atteindre 10 à 15 mg/l à 4 km environ (ceci en admettant aucune autre source de chlorures dans le secteur). Le BRGM suppose ici qu'il n'y a pas d'impact résiduel des terrils et ne prend pas en compte l'état initial de la nappe.

D'après la **Figure 17**, les résultats des modélisations montrent que dans la situation de déstockage actuelle (scénario dit « 93 % »), les concentrations au droit des 5 puits dans les 3 couches du modèle sont inférieures aux seuils réglementaires pour une eau destinée à la consommation humaine ainsi qu'à l'environnement local témoin lorsque celui-ci a été calculé. Les éléments les plus déclassants sont le mercure, le chrome et le cadmium avec des valeurs inférieures à environ 320 fois la limite de qualité pour le mercure, 540 fois pour le chrome et 330 fois pour le cadmium au droit du puits Amélie I où les concentrations calculées sont les plus fortes.

D'après la **Figure 18**, dans les conditions de stockage actuelles, l'extension du panache de mercure pour une concentration comprise entre 0,001 et 0,01 µg/l dans la couche 3 du modèle est faible en aval de chacun des puits avec une distance de 700 m en aval du puits Amélie I, 200 m en aval du puits Amélie II et 1,2 km en aval des puits Joseph et Else.

L'extension du panache de concentration comprise entre 0,0001 et 0,001 µg/l dans la couche 3 du modèle dans la configuration actuelle de déstockage est faible en aval des 5 puits avec une longueur totale d'environ 11,5 km.

Le BRGM précise que l'extension du panache en amont des puits est un artéfact de calcul et que les équations de transport hydrodispersif ne représentent pas de façon satisfaisante les phénomènes de transport aux abords des points d'injection.

Sur les paramètres utilisés dans le modèle, la tierce expertise [18] note que le BRGM a modifié les valeurs de dispersivité qui ont été multipliées par 2 entre le modèle de 1998 [3] et le modèle de 2011 [13] et se demande si la dilution n'a pas été amplifiée par ce choix. La tierce expertise regrette qu'une étude de sensibilité n'ait pas été réalisée sur les paramètres de dispersivité. La tierce expertise [18] considère que l'utilisation d'un maillage carré de côté 125 m est trop important dans l'environnement des puits et amplifie le phénomène de dilution au droit de ces derniers.

Afin de prendre en compte les remarques de la tierce expertise [18], l'INERIS a réalisé un affinage de la représentation graphique des panaches aux abords des puits. Le développement d'un modèle local au droit des puits n'a pas été retenu en raison de sa complexité. L'affinage de la représentation graphique a été réalisée à partir de l'interpolation des données existantes. Pour cela, il a été considéré 18 mailles en aval de chaque puits. Les artéfacts de calculs mis en évidence par le BRGM ont été corrigés afin de considérer une concentration nulle en amont hydraulique des puits.

Ainsi en amont de chaque puits, la concentration en 3 points localisés à 5 mètres a été fixée à 0 µg/l. Pour chacune des 18 mailles, la concentration au centre de gravité de chaque maille carrée de 125 m de côté a été considérée. La concentration maximale calculée a été appliquée au droit de chaque puits et la concentration prise dans les 18 mailles correspond aux résultats de la modélisation hydrodispersive. Un maillage régulier de 22 points est alors obtenu dans l'environnement immédiat de chaque puits. Ce maillage a alors été interpolé en utilisant la méthode d'interpolation de la triangulation de Delaunay avec interpolation linéaire. La grille d'interpolation a été choisie égale à

2 mètres afin d'avoir une représentation fine du panache à proximité de chaque puits. Un logiciel de type Surfer est parfaitement capable de réaliser ce type d'interpolation.

Les résultats dans la couche 3 du modèle au bout de 1 000 ans suivant le début de l'épanchement de saumure saine montrent, pour la situation de déstockage actuelle, que :

- Le panache de mercure, dans cette couche profonde (la localisation spatiale de la couche 3 dans le modèle du BRGM est reportée sur la **Figure 14**), dépasse la limite de qualité pour une eau destinée à la consommation humaine fixée à 1 µg/l localement en aval de chaque puits sur une distance de :
 - 10 m environ en aval du puits Amélie I, sur une largeur de 6 m environ ;
 - 105 m environ en aval du puits Amélie II, sur une largeur de 50 m environ ;
 - 20 m environ en aval du puits Joseph, sur une largeur de 6 m environ ;
 - 13 m environ en aval du puits Else, sur une largeur de 6 m environ.
- Le panache de mercure est le plus étendu au droit du puits Amélie II.

Les résultats pour les éléments considérés sont comparés aux limites de qualité pour une eau de consommation humaine d'après l'arrêté du 11 janvier 2007 et par rapport aux concentrations des éléments dans l'environnement local témoin calculé à partir des résultats du suivi sur les 3 piézomètres des MDPA.

⇒ D'une manière générale, pour la situation actuelle de déstockage (situation sécuritaire et majorante), à l'échelle du modèle, les concentrations calculées pour les éléments considérés (As, Ba, Cd, CN, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb) sont inférieures aux seuils réglementaires pour une eau destinées à la consommation humaine et à l'environnement local témoin dans toutes les couches du modèle et au droit des 5 puits de mine

⇒ Pour la situation actuelle, l'interpolation des données avec un maillage plus fin (2 m) dans l'environnement du puits sur la couche 3 (couche alluviale profonde) du modèle montre que le mercure, au temps $t = t_0 + 1\,300$ ans, dépasse la limite de qualité pour une eau de consommation humaine sur les 4 puits. Cependant, l'étendue du panache couvre une faible surface, dans le cas le plus pénalisant, les distances couvertes par le panache au niveau du puits Amélie II pour des concentrations dépassant la limite de qualité pour une eau de consommation humaine sont d'environ 105 m en aval du puits et de 50 m en largeur

A partir d'un modèle aux éléments finis, la tierce expertise [18] trace le panache de mercure au droit d'un puits sans préciser avec exactitude la géométrie et les paramètres d'entrée du modèle. Le résultat obtenu est reporté ci-dessous :

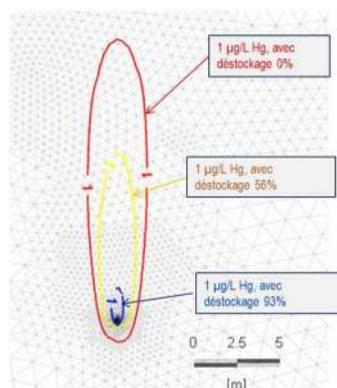


Figure 19 : Extension du panache selon la tierce expertise [18]

⇒ Malgré des différences mineures, les résultats obtenus par la tierce expertise sont cohérents et confortent les résultats obtenus par l'INERIS

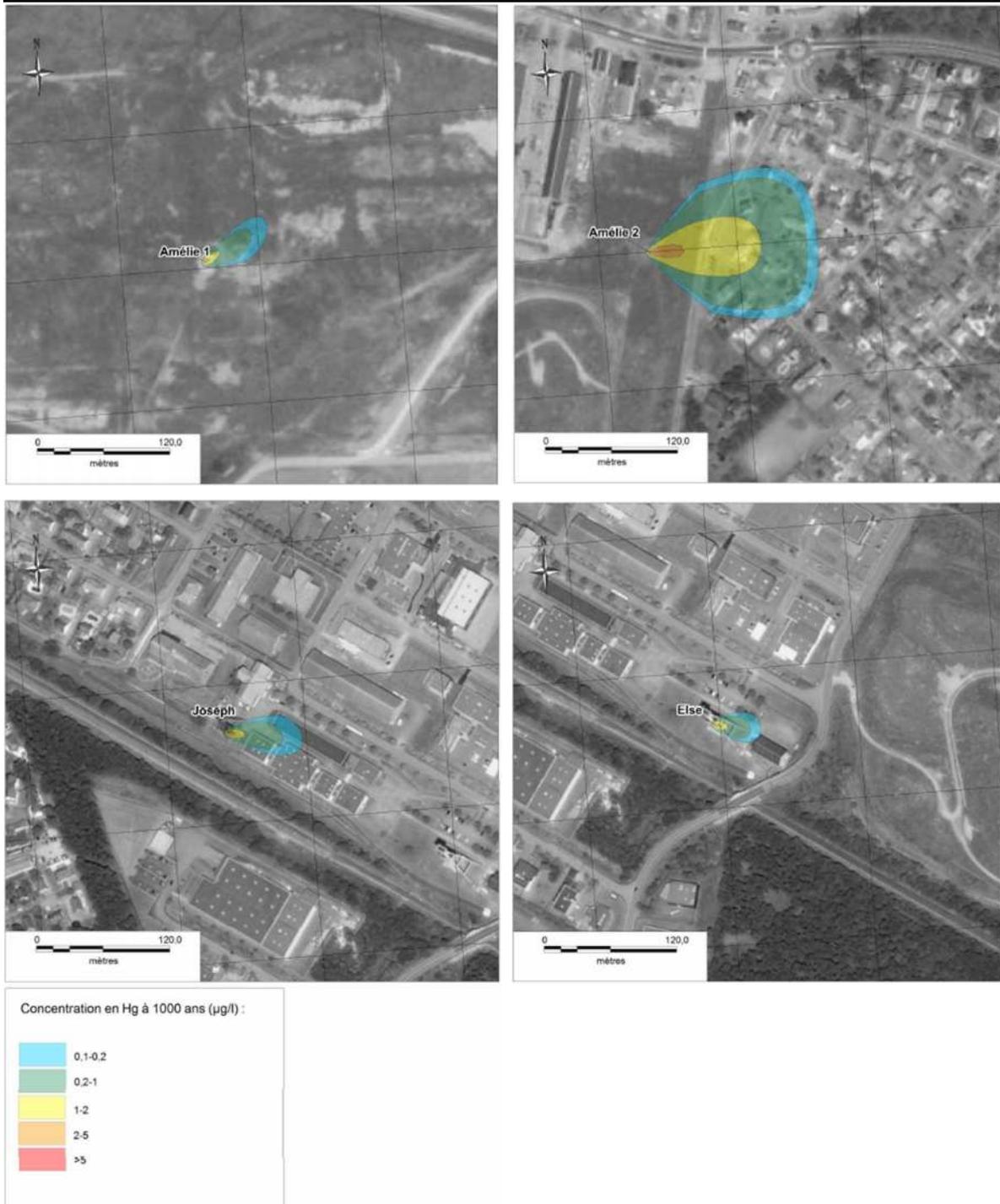


Figure 20 : Panache de mercure dans la couche 3 du modèle dans la configuration de déstockage actuelle au temps $t = t_0 + 1\ 300$ ans (source : [21])

4.4. Evaluation quantitative du risque par une estimation des ordres de grandeur

Afin de conforter les résultats obtenus précédemment et suite aux remarques de la tierce expertise [18], l'INERIS a estimé des ordres de grandeur pour évaluer le risque de pollution de la nappe d'Alsace. La démarche de l'INERIS est la suivante :

- La concentration à la source au sein du stockage isolé par les barrages est estimée en considérant que tout le mercure passe en solution. Cette hypothèse est sécuritaire mais plausible compte tenu de la solubilité du mercure. La concentration en mercure est exprimée de la façon suivante :

$$C_{Hg} = \frac{M_{Hg}}{V_{videsstock}} \quad (1)$$

ou $V_{videsstock}$ est le volume des vides du stockage et M_{Hg} la masse de mercure

L'INERIS considère que le flux massique de mercure à travers les barrages est dépendant de la vitesse de variation de volume du stockage (donnée par la vitesse de convergence du stockage ou encore le fluage du sel) c'est-à-dire que le flux massique est indépendant du volume des vides du stockage avec le débit de saumure : $q_{stockage} = V_{videsstock} \times \varepsilon^{\circ}_{volstock}$ (2) Le flux massique de mercure est donné par la relation suivante :

$$q_{Hg} = C_{Hg} \times q_{stockage} = \frac{M_{Hg}}{V_{videsstock}} \times V_{videsstock} \times \varepsilon^{\circ}_{volstock} = M_{Hg} \times \varepsilon^{\circ}_{volstock}$$

ou $\varepsilon^{\circ}_{volstock}$ est la vitesse de variation de volume du stockage

L'INERIS envisage ensuite la dilution dans la saumure saine remontant des vides miniers selon la relation suivante :

$$C_{Hg\ dil} = \frac{C_{Hg} \times q_{stockage}}{q_{minier}}$$

Puis la dilution dans la nappe d'Alsace tout en admettant que le débit de saumure contaminée sortant du stockage est négligeable devant le débit de saumure saine remontant des vides miniers :

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

L'INERIS note que la concentration en mercure résultante dans la nappe d'Alsace est indépendante du débit de la saumure remontant des vides miniers. D'autre part en considérant les équations (1) et (2) dans (3), la concentration en nappe s'écrit alors :

$$C_{Hg\ Nappe} = \frac{M_{Hg} \times \varepsilon^{\circ}_{volstock}}{q_{nappe}}$$

La concentration en mercure dans la nappe est donc dépendante de la masse de mercure dans le stockage, de la vitesse de fluage du stockage et du débit de la nappe d'Alsace.

L'INERIS calcule alors une vitesse de convergence à partir de la vitesse d'écoulement de la nappe, de la taille d'une maille du modèle du BRGM, de la masse de mercure présente dans le stockage et de la limite de qualité pour une eau de consommation humaine. Les valeurs obtenues (supérieures à 0,001 %/an) sont en accord avec les valeurs obtenues à l'aide de la modélisation numérique 3D prenant en compte des valeurs sécuritaires du module d'élasticité des déchets. L'INERIS précise que les ordres de grandeur sont à retenir sachant que les valeurs numériques sont susceptibles de varier selon les paramètres d'entrée du modèle.

Les valeurs obtenues permettent de conclure que dans l'hypothèse d'une fuite de saumure au bout de 1 000 ans, les concentrations dans la nappe d'Alsace resteraient inférieures aux valeurs réglementaires actuellement en vigueur pour une eau destinée à la consommation humaine.

⇒ **Le groupement Antea Group - Tractebel Engie estime que l'approche simplifiée de l'évaluation du risque de la contamination de la nappe d'Alsace est cohérente et qu'elle conforte les résultats obtenus par la modélisation numérique tout en adoptant une démarche majorante et sécuritaire.**

5. Avis sur le bénéfice environnemental local sur la nappe d'Alsace (aspect hydrogéologique) des 3 scénarios envisagés

Le groupement Antea Group - Tractebel Engie considère par la suite que les résultats obtenus sur la base des modélisations de l'INERIS et du BRGM dans le cadre du scénario S1 sont satisfaisants et que les hypothèses prises en compte sont majorantes et sécuritaires.

Les trois scénarios, intitulés S2, S3 et S4, sont les suivants :

- S2 : déstockage de 100 % des déchets hormis ceux du bloc 15, option dont la faisabilité a été développée par le BRGM ;
- S3 : déstockage de l'ensemble des déchets hormis ceux du bloc 15, à l'exclusion des résidus d'incinération, des déchets amiantés et des déchets générés par le chantier de déstockage achevé en 2017, solution alternative également développée par le BRGM dans son rapport ;
- S4 : déstockage supplémentaire de déchets prenant en compte les taux de retrait minimums pour atteindre un taux de déstockage total de :
 - 99,5% du Hg ;
 - 78,1% du Cr ;
 - 56,9% du Cd ;
 - 99,9% de As.

Le déstockage complémentaire de déchets dans le cadre des scénarios S2, S3 et S4 entraînera une modification des tonnages élémentaires et des équilibres géochimiques conduisant à des concentrations du terme source différentes.

Les résultats des modélisations effectuées dans le cadre du scénarios S1, correspondant à la situation actuelle, montrent un impact très faible sur la nappe d'Alsace.

Les dernières données mesurées sur les forages VABP2 et VLPB2 [24] montrent que les hypothèses retenues par l'INERIS sont sécuritaires lors de la phase d'envoyage des travaux miniers.

L'étude d'ITASCA [22] sur le dimensionnement des barrières de confinement permet également de montrer que les débits issus du stockage pris en compte par l'INERIS sont sécuritaires et que la date de sortie de la saumure contaminée est supérieure à 1 000 ans.

Globalement, l'impact environnemental local sur les eaux souterraines de la nappe d'Alsace des scénarios S2, S3 et S4, en ne considérant que l'aspect hydrogéologique, sera faible et a priori du même ordre de grandeur que celui quantifié dans l'étude du scénario S1.

L'ensemble de ces éléments sont repris dans le tableau de synthèse suivant (**Tableau 5**).

	Scénario S1 de référence INERIS => état actuel	Bénéfice environnemental des scénarios S2, S3 et S4 par rapport au scénario S1
Terme source	Prise en compte des dernières évaluations de la masse des éléments et des modélisations de l'INERIS (2016).	Modification du terme source (tonnages et équilibres géochimiques) Le bénéfice environnemental local sur la nappe d'Alsace (aspect hydrogéologique) n'est pas démontré si réalisation des scénarios S2, S3 ou S4.
Débit d'arrivée de la saumure Arrivée de la saumure au droit des barrages Ennoyage complet des travaux miniers	Sécuritaire, d'après les dernières mesures sur les sondages VAPB2 et VLPB2 l'ennoyage des travaux miniers est plus lent que l'évaluation faite par l'INERIS => en faveur d'une meilleure performance des barrages en retardant l'arrivée de la saumure saine.	Aucun, le déstockage des déchets n'aura pas d'influence sur l'ennoyage des travaux miniers. Le processus d'ennoyage des travaux miniers est indépendant du stockage, il dépend en effet des débits d'infiltrations (via les puits de mine) et des volumes disponibles des travaux miniers.
Date de fin d'ennoyage du stockage Débit de sortie de saumure contaminée	Sécuritaire d'après la dernière étude d'ITASCA => débit de saumure contaminée plus faible que celui évalué par l'INERIS et date de sortie de la saumure contaminée au travers des barrages supérieure à 1 000 ans.	D'après ITASCA, le déstockage n'a qu'un effet marginal sur la date et le débit de sortie de la saumure contaminée. Selon ces hypothèses les scénarios envisagés n'ont pas d'effet sur ces deux paramètres.
Débit de sortie de saumure contaminée diluée dans la saumure saine par les 5 puits	Sécuritaire, dilution moins importante sur les 5 puits que sur les 15 puits.	Le débit de sortie de saumure contaminée n'étant pas lié au déstockage des déchets, la dilution dans la saumure saine sera la même pour les 3 scénarios envisagés en comparaison avec le scénario S1.
Modélisation des concentrations dans la nappe d'Alsace	Pour l'ensemble des éléments étudiés, les concentrations dans la nappe d'Alsace sont faibles et inférieures aux seuils réglementaires en considérant un maillage de 125 m par 125 m. Pour le mercure, l'extension des panaches au droit de chaque puits, calculé à partir des résultats obtenus par le BRGM dans la couche 3 (couche alluvionnaire profonde) du modèle pour un maillage de 2 m par 2 m, montre que l'iso-concentration correspondant à la limite de qualité pour une eau de consommation humaine ne s'étend qu'à proximité immédiate des puits.	Faible, l'impact global sur la nappe d'Alsace sera du même ordre de grandeur.

Tableau 5 : Evaluation du bénéfice environnemental local sur la nappe d'Alsace (aspect hydrogéologique) de chaque scénario en comparaison avec le scénario S1

Observations sur l'utilisation du rapport

Ce rapport, ainsi que les cartes ou documents, et toutes autres pièces annexées constituent un ensemble indissociable. Les incertitudes ou les réserves qui seraient mentionnées dans la prise en compte des résultats et dans les conclusions font partie intégrante du rapport.

En conséquence, l'utilisation qui pourrait être faite d'une communication ou d'une reproduction partielle de ce rapport et de ses annexes ainsi que toute interprétation au-delà des énonciations d'Antea Group ne sauraient engager la responsabilité de celui-ci. Il en est de même pour une éventuelle utilisation à d'autres fins que celles définies pour la présente prestation.

Les résultats des prestations et des investigations s'appuient sur un échantillonnage ; ce dispositif ne permet pas de lever la totalité des aléas liés à l'hétérogénéité des milieux naturels ou artificiels étudiés. Par ailleurs, la prestation a été réalisée à partir d'informations extérieures non garanties par Antea Group ; sa responsabilité ne saurait être engagée en la matière.

Antea Group s'est engagée à apporter tout le soin et la diligence nécessaire à l'exécution des prestations et s'est conformée aux usages de la profession. Antea Group conseille son client avec pour objectif de l'éclairer au mieux. Cependant, le choix de la décision relève de la seule compétence de son client.

Le client autorise Antea Group à le nommer pour une référence scientifique ou commerciale. A défaut, Antea Group s'entendra avec le client pour définir les modalités de l'usage commercial ou scientifique de la référence.

Ce rapport devient la propriété du client après paiement intégral du coût de la mission ; son utilisation étant interdite jusqu'à ce paiement. A partir de ce moment, le client devient libre d'utiliser le rapport et de le diffuser, sous réserve de respecter les limites d'utilisation décrites ci-dessus.

Antea Group réalise ses prestations dans le respect des principes de la norme AFNOR NF X 31-620. Cette norme constitue le socle de la certification « Prestations de services relatives aux sites et sols pollués ». Antea Group est certifiée selon cette norme. Antea Group applique les recommandations de la politique de gestion des sites et sols pollués du MEEDDAT, exprimées dans la Note du 19 avril 2017 et la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués associée.

Les conditions générales de vente ainsi que les informations de présentation d'Antea Group sont consultables sur : <https://www.anteagroup.fr/fr/annexes>.



ANNEXES

Annexe I **Glossaire**

(1 page)

AEP :	Alimentation en Eau Potable
Ag :	argent
APRONA :	Association pour la Protection de la Nappe Phréatique de la Plaine d'Alsace
ARS :	Agence Régionale de Santé
As :	arsenic
Ba :	baryum
Bi :	bismuth
BRGM :	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
Cd :	cadmium
CN :	cyanure
Co :	cobalt
Cr :	chrome
Cu :	cuivre
EOST :	École et Observatoire des Sciences de la Terre
ERMES :	Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux Souterraines
Hg :	mercure
MDPA :	Mines de Potasse d'Alsace
NGF :	Nivellement Général de la France
Ni :	nickel
Pb :	plomb
Sb :	antimoine



Références :

